

MARILDA TRESSOLDI

**PROPOSIÇÕES PARA INVESTIGAÇÃO DE PARÂMETROS
CONTROLADORES DA CONTAMINAÇÃO DO SUBSOLO E DAS
ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**

Tese apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de
São Paulo para obtenção do
título de Doutor em Engenharia.

São Paulo
2002

MARILDA TRESSOLDI

**PROPOSIÇÕES PARA INVESTIGAÇÃO DE PARÂMETROS
CONTROLADORES DA CONTAMINAÇÃO DO SUBSOLO E DAS
ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**

Tese apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de
São Paulo para obtenção do
título de Doutor em Engenharia.

Área de Concentração:
Engenharia Mineral

Orientador:
Lindolfo Soares

2002

07

Para minha família.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Lindolfo Soares, pela orientação e sugestões durante todo o trabalho e também pela amizade, incentivo e paciência.

Ao Prof. Livre Docente Luis Enrique Sánchez e ao Prof. Dr. Fábio Taioli, pelas úteis sugestões no exame de qualificação.

Ao projetista Sérgio Gaino e à Alba Valéria Cardoso de Almeida pela paciência e esmero na elaboração das figuras, tabelas e formatação do texto.

Aos amigos, pelo incentivo.

ERRATA

Na página 15, expressão do coeficiente de dispersão hidrodinâmica, substituir – por = :

$$D_L = \alpha_L V + D^*$$

Na página 17, na expressão da lei de Fick, substituir D^* por D_d :

$J = - D_d \text{ grad } (C)$, onde:

D_d - coeficiente de difusão molecular em água (m^2/s),

Na página 17, no último parágrafo, na 5ª e 6ª linhas, o correto é:

disposição. As relações entre D_L/D_d e Vd_m/D_d [D_L - coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s); Vd_m/D_d - número Peclet, onde V – velocidade da água subterrânea (m/s), d_m – tamanho médio dos grãos do meio (m), D_d - coeficiente de difusão molecular em água (m^2/s)], apresentadas por ...

Na página 66, incluir (m^2/s) na definição de D_d :

D_d - coeficiente de difusão molecular na água (m^2/s),

Na página 176, Tabela 5.2, na expressão de velocidade da água subterrânea, apresentada na coluna de interpretação dos resultados do método intitulado ensaios com traçadores – percolação sob gradiente natural e bombeamento, faltou a indicação de divisão antes do d:

$$V = (Qt/\pi n_{ef} b)^{1/2}/d$$

Na página 179, Tabela 5.3, coluna de interpretação dos resultados, 3ª linha e na página 203, 3º parágrafo, 4ª linha, incluir semi- anteriormente a eixos maior e menor, ficando semi-eixos maior e menor.

SUMÁRIO

Lista de Figuras

Lista de Tabelas

RESUMO

“ABSTRACT”

1	INTRODUÇÃO.....	01
1.1	Considerações Gerais.....	01
1.2	Alguns Estudos Nacionais.....	04
1.3	Objetivos.....	07
2	METODOLOGIA.....	09
3	PROCESSOS DE MIGRAÇÃO E DE ATENUAÇÃO DOS CONTAMINANTES NOS MEIOS GEOLÓGICOS.....	11
3.1	Advecção.....	13
3.2	Dispersão Hidrodinâmica.....	15
3.3	Reações e Outros Processos.....	18
3.4	Meios Anisotrópicos, Heterogêneos e com Estruturas.....	24
3.5	Os Efeitos de Escala.....	34
3.5.1	Efeitos de Escala na Dispersividade.....	35
3.5.2	Efeitos de Escala na Condutividade Hidráulica.....	43
4	DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CONTROLADORES.....	46
4.1	Ensaio Hidráulico de Bombeamento e Injeção.....	48
4.1.1	Ensaio Tridimensional em Basaltos Fraturados.....	50
4.1.2	Ensaio Tridimensional em Arenito Caiuá e em Aluviões.....	51
4.2	Ensaio Hidráulico com Medidores de Vazão.....	61
4.3	Ensaio com Traçadores em Laboratório.....	63
4.3.1	Ensaio de Percolação em Colunas.....	63
4.3.2	Ensaio em Células de Difusão.....	66
4.3.3	Bateria de Ensaio.....	67
4.3.4	Ensaio em Amostras Contaminadas.....	68

4.4	Ensaio com Traçadores em Poço Único.....	70
4.4.1	Ensaio sob Condições de Gradientes Forçados.....	70
4.4.2	Ensaio sob Condições de Gradientes Naturais.....	78
4.5	Ensaio com Traçadores em Poços Duplos.....	81
4.6	Ensaio com Traçadores sob Condições de Gradiente Natural.....	90
4.7	Métodos Estatísticos e Geoestatísticos.....	103
4.7.1	Variabilidade Espacial da Condutividade Hidráulica.....	105
4.7.2	Momentos Espaciais.....	115
4.8	Traçadores Ambientais.....	126
4.8.1	Determinação de Parâmetros.....	128
4.8.2	Calibração de Modelos Numéricos.....	136
4.9	Simulações Numéricas.....	139
4.10	Métodos para Maciços Rochosos.....	143
4.10.1	Ensaio de Laboratório.....	143
4.10.2	Ensaio “in Situ”.....	148

5 PROPOSIÇÕES PARA INVESTIGAÇÃO DE PARÂMETROS

	CONTROLADORES.....	162
5.1	Escopo Geral.....	162
5.2	Carga Hidráulica.....	182
5.3	Condutividade Hidráulica.....	184
5.3.1	Análises Geoestatísticas.....	185
5.3.2	Ensaio Hidráulico Tridimensional.....	190
5.3.3	Ensaio com Traçadores.....	193
5.4	Velocidade.....	197
5.5	Dispersividade.....	200
5.5.1	Análises Geoestatísticas.....	200
5.5.2	Ensaio com Traçadores.....	202
5.6	Coeficiente de Distribuição.....	205
5.6.1	Amostras Contaminadas.....	205
5.6.2	Bateria de Ensaio de Laboratório.....	205
5.6.3	Equação de Retardamento.....	206
5.7	Reações de Transformação e Taxas de Reações.....	209
5.8	Maciços Rochosos.....	212
5.9	Modelo Conceitual.....	217

6 CONCLUSÕES..... 221

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 228

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 3.1 - Transporte de massa apenas por advecção a) em um aquífero superficial não confinado e b) em um sistema de fluxo local	14
Figura 3.2 - Efeito da dispersão no avanço de um contaminante em um meio poroso	16
Figura 3.3 - Efeito de dispersão e retardamento no avanço de contaminante através de uma coluna de um meio poroso	17
Figura 3.4 - Curvas de chegada para brometo (Br), cromo total [Cr(T)] e selênio total [Se(T)]	23
Figura 3.5 - Linhas de fluxo em meios anisotrópicos	25
Figura 3.6 - Efeitos da anisotropia nas linhas de fluxo e no transporte de contaminantes	25
Figura 3.7 - Representação esquemática dos processos de advecção/ /difusão	28
Figura 3.8 - Plumas de contaminação em diversas datas mostrando alteração nas trajetórias devido à influência de heterogeneidades	30
Figura 3.9 - Migração de contaminantes através de um aquífero fraturado para um aquífero subjacente	31
Figura 3.10 - Comparação de valores de condutividades hidráulicas verticais determinados em laboratório com aquele obtido a partir de cálculo de balanço hidráulico	31
Figura 3.11 - Previsão da magnitude e distribuição espacial da velocidade de transporte (V_i) de um contaminante em um aquífero arenoso	32
Figura 3.12 - Condutividades hidráulicas (K), coeficientes de distribuição (K_d) do tetracloroetileno e fácies sedimentares com a profundidade	32
Figura 3.13 - Efeito da escala de amostragem na análise da dispersão.....	36
Figura 3.14 - Dispersividades longitudinais aparentes versus escala de estudo, excluindo resultados de calibração de modelos numéricos.....	40
Figura 3.15 - Dispersividades longitudinais aparentes versus escala de estudo, incluindo resultados de calibração de modelos numéricos	40
Figura 3.16 - Dispersividade longitudinal aparente versus escala de estudo.....	41
Figura 3.17 - Dispersividade transversal horizontal em função da escala de observação	41

Figura 3.18 - Dispersividade transversal vertical em função da escala de observação	42
Figura 3.19 - Relações entre dispersividades longitudinal e transversais horizontal (A_L/A_H) e vertical (A_L/A_V)	42
Figura 3.20 - Relação entre condutividade hidráulica e raio de influência do ensaio em um aquífero dolomítico	45
Figura 4.1 - Configuração de ensaios tridimensionais em planta, nas dimensões de a) 5 m, b) 15 m, c) 40 m, d) entre 10 - 15 m e e) entre 25 - 40 m, efetuados em basaltos fraturados da usina de Porto Primavera	52
Figura 4.2 - Configuração de ensaios tridimensionais em seções verticais, nas dimensões de a) 5 m, b) 15 m, c) 40 m, efetuados em basaltos fraturados da usina de Porto Primavera	53
Figura 4.3 - Diagramas de Wulff com as direções principais das condutividades hidráulicas nas dimensões de a) 5 m, b) 15 m, c) 40 m, d) entre 10 - 15 m e e) entre 25 - 40 m, obtidas para basaltos fraturados da usina de Porto Primavera	56
Figura 4.4 - Configuração de ensaios tridimensionais efetuados no aluvião da usina de Porto Primavera	58
Figura 4.5 - Equipamentos e configuração para ensaios empregando medidor de vazão em sondagens	62
Figura 4.6 - Comparação das distribuições das condutividades hidráulicas obtidas em ensaios com traçador e com medidor de vazão	62
Figura 4.7 - Comparação das distribuições das condutividades hidráulicas adimensionais obtidas em ensaios com traçador, "slug test" multinível e com medidor de vazão	62
Figura 4.8 - Curvas de chegada previstas para o lítio em ensaios de coluna, de acordo com diversas isotermas, para tufos de Yucca Mountain, Nevada	65
Figura 4.9 - Adsorção do lítio observada e prevista com base em diversas isotermas, para tufos de Yucca Mountain, Nevada. Melhor ajuste de dados observados à isoterma de Langmuir	65
Figura 4.10 - Esquema de equipamento para ensaio de coluna "in situ".....	65

Figura 4.11 - Esquema de poço de injeção e rebaixamento e de amostradores multiníveis para ensaio com traçador em poço único.....	72
Figura 4.12 - Comparação das concentrações no poço de injeção e Rebaixamento com solução analítica, durante a fase de rebaixamento, para dois ensaios em poço único	72
Figura 4.13 - Distribuições das condutividades hidráulicas relativas obtidas com o monitoramento do movimento de traçadores	73
Figura 4.14 - Comparação das curvas de chegada do ^{131}I e do ^{85}Sr em amostradores multiníveis com solução analítica	75
Figura 4.15 - Perfis de condutividades hidráulicas adimensionais (K_z/K_m) em ensaios com traçador e “slug test” no poço E6	76
Figura 4.16 - Perfis de condutividades hidráulicas adimensionais (K_z/K_m) em ensaios com traçador e “slug test” no poço E7	76
Figura 4.17 - Ensaio em poço único para determinação de atividades microbiológicas. a) Fase de injeção, b) fase de extração e c) curvas de chegada para o traçador e reagente injetados e para o produto formado “in situ”	80
Figura 4.18 - Poços de injeção e rebaixamento e amostradores multiníveis para ensaios com traçador em poços duplos	83
Figura 4.19 - Concentração de brometo versus tempo no poço de rebaixamento, em ensaios com traçador em poços duplos. Comparação entre resultados obtidos em Mobile, Alabama e calculados com base na distribuição vertical da condutividade hidráulica	83
Figura 4.20 - Concentração versus tempo no poço de rebaixamento, em Ensaios com traçador em poços duplos. Comparação entre resultados obtidos em Chalk River, Ontário e resultados de modelos	84
Figura 4.21 - Concentração versus tempo no poço de rebaixamento, em ensaios com traçador em poços duplos. Comparação entre resultados obtidos em Mobile, Alabama e resultados de modelos	84
Figura 4.22 - Curvas de chegada observadas e simuladas para vários níveis de um poço de observação no ensaio de Mobile, Alabama.....	86
Figura 4.23 - Distribuição de cloreto observada e simulada para ensaios com poços duplos em Georgetown, South Carolina	89

Figura 4.24 - Plumas de contaminação para vários contaminantes no ensaio sob condições de gradiente natural, em Borden, Ontário.....	92
Figura 4.25 - Localização na vertical do trecho de injeção e dos amostradores multiníveis no ensaio sob condições de gradiente natural, em Cape Cod, Massachusetts	92
Figura 4.26 - Distribuição em área das concentrações máximas de brometo, lítio e molibdato, em vários tempos após injeção, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Cape Cod, Massachusetts	93
Figura 4.27 - Localização na vertical da pluma de brometo, em vários tempos após injeção, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Cape Cod, Massachusetts	93
Figura 4.28 - Curvas de chegada para brometo (Br), cromo total [Cr(T)] e cromo hexavalente [Cr(VI)] a 11,1 m a jusante da injeção, a) na porção superior da pluma e b) na porção inferior da pluma	95
Figura 4.29 - Curvas de chegada para brometo (Br), cromo total [Cr(T)] e selênio total [Se(T)] a 22,1 m a jusante da injeção.....	95
Figura 4.30 - Curvas de chegada para brometo (Br), cromo [Cr(T)] e selênio [Se(T)] a 2,0 m a jusante da injeção	95
Figura 4.31 - Localização dos poços de injeção e monitoramento no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário.....	98
Figura 4.32 - Distribuição da carga hidráulica em uma seção vertical ao longo da linha de movimento do traçador, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário.....	99
Figura 4.33 - Seção vertical ao longo da linha de fluxo do traçador, mostrando o tempo de chegada do pico de concentração do traçador e a posição vertical dos limites de cada zona de velocidade, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário	100
Figura 4.34 - Mapeamento da condutividade hidráulica ao longo da linha de fluxo do traçador, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário	101
Figura 4.35 - Localização dos pontos de medida e distribuição do logaritmo natural negativo da condutividade hidráulica $[-\ln(K)]$ ao longo de uma seção	109
Figura 4.36 - Variogramas isotrópicos horizontais do logaritmo natural da condutividade hidráulica $(\ln K)$	111

Figura 4.37 - Comparação dos parâmetros de covariância obtidos a partir de vários métodos	114
Figura 4.38 - Componentes do tensor de covariância espacial do cloreto e brometo em função do tempo. a) Variança longitudinal σ_{xx} , b) variança transversal σ_{yy} , c) covariância σ_{xy}	117
Figura 4.39 - Dispersividades aparentes a) longitudinal e b) transversal estimadas com calibração seqüencial	118
Figura 4.40 - Comparação dos componentes a) longitudinal e b) transversal do tensor de covariância espacial com os resultados teóricos de DAGAN (1984) apud FREYBERG.....	118
Figura 4.41 - Alinhamento horizontal estimado do eixo da pluma e direção de deslocamento do centro de massa	120
Figura 4.42 - Alinhamento estimado do eixo da pluma no plano vertical	120
Figura 4.43 - Componente longitudinal do momento de 2ª ordem	121
Figura 4.44 - Componente transversal horizontal do momento de 2ª ordem.....	121
Figura 4.45 - Componente transversal vertical do momento de 2ª ordem.....	121
Figura 4.46 - Caminhamentos dos centros de massa das plumas ao longo do tempo, na horizontal, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Borden, Ontário	123
Figura 4.47 - Fatores de retardamento ao longo do tempo, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Borden, Ontário	123
Figura 4.48 - Dispersividades longitudinais conforme GELHAR et al. (1992) e resultados de ensaios mais recentes	124
Figura 4.49 - Isócronas de idade de ^{14}C (linhas cheias) e cargas hidráulicas (linhas tracejadas) para o aquífero de Ojo Alamo	129
Figura 4.50 - Distribuição das transmissividades para o aquífero de Ojo Alamo inferida a partir da idade com ^{14}C e das cargas hidráulicas ...	129
Figura 4.51 - Perfis de idades aparentes da água subterrânea determinadas com o uso de ^3H , clorofluorcarbonos e com modelo bidimensional de fluxo para limites superior e inferior da taxa de recarga obtida com a datação de ^3H	132
Figura 4.52 - Valores de $\delta^{18}\text{O}$ obtidos e simulados	132
Figura 4.53 - Ilustração de quatro etapas de modelagem do transporte de trítio.....	133

Figura 4.54 - Valores de dispersividade longitudinal versus escala. Os círculos grandes e pequenos são dados apresentados por GELHAR et al. (1992) e referem-se respectivamente a dados de alta e de intermediária confiabilidade. A linha vertical mostra a faixa de valores obtida com as simulações de trítio	133
Figura 4.55 - Valores de dispersividade transversal versus escala. Os círculos grandes e pequenos são dados apresentados por GELHAR et al. (1992) e referem-se respectivamente a dados de alta e de intermediária confiabilidade. A linha vertical mostra a faixa de valores obtida com as simulações de trítio	133
Figura 4.56 - Perfis de concentração do CFC-12 e idade aparente da água subterrânea.....	135
Figura 4.57 - Perfis de concentração do ^3H , ^3He e idade aparente da água subterrânea determinada pelo método $^3\text{H}/^3\text{He}$	135
Figura 4.58 - Comparação das concentrações de CFC-12 medidas na porção superior do aquífero com os resultados de um modelo de fluxo e de transporte para um meio poroso equivalente, com taxas de recarga entre 0,1 e 0,4 m/ano.....	135
Figura 4.59 - Medidas de ^3H , $^3\text{H}+^3\text{He}$, idade $^3\text{H}/^3\text{He}$ e tempo de trânsito simulado para a água subterrânea em função da profundidade em vários poços de monitoramento, a) T-6, b) T-5, c) T-3 e d) T-8	137
Figura 4.60 - Exemplos de curvas de chegada da concentração do traçador versus tempo e cálculo de velocidade e vazão	149
Figura 4.61 - Perfis de temperatura e de condutividade elétrica sob condições naturais, localização de fraturas, perfis de concentração do traçador versus profundidade, distribuição de fluxo e qualidade da água	149
Figura 4.62 - Diagrama esquemático dos equipamentos utilizados no ensaio com traçador em maciços rochosos	151
Figura 4.63 - Obturador utilizado para amostragem em maciço rochoso	151
Figura 4.64 - Ajuste de modelo analítico às concentrações adimensionais utilizando dispersividade (α), porosidade (θ_m) e tortuosidade (τ) como parâmetros ajustáveis.....	152
Figura 4.65 - Sistema de trincheiras, células de campo e coletores	158
Figura 4.66 - Redes de fluxo durante ensaios de carga constante	158

Figura 4.67 - Medidas de condutividade hidráulica nas células de campo	158
Figura 4.68 - Abertura hidráulica, porosidade e velocidade.....	159
Figura 4.69 - Difusividades de laboratório e “in situ”	161
Figura 4.70 - Condutividades hidráulicas de laboratório e “in situ”	161
Figura 5.1 - Configuração esquemática para instalação de piezômetros multiníveis.....	164
Figura 5.2 - Configuração esquemática para execução de ensaios hidráulicos tridimensionais.....	165
Figura 5.3 - Detalhes A e B da Figura 5.2. Configuração esquemática dos ensaios hidráulicos tridimensionais em planos verticais para duas escalas distintas.....	166
Figura 5.4 - Configuração esquemática para ensaios com traçador e monitoramento da pluma.....	167
Figura 5.5 - Modelo conceitual para camadas aluviais de areia (unidade 1) e de cascalho arenoso basal (unidade 2) assentadas sobre solos de alteração de rocha (unidade 3).....	220
Figura 5.6 - Modelo conceitual para maciço rochoso com unidade apresentando matriz rochosa interceptada por fraturas (unidade 1) e com unidade praticamente desprovida de fraturas (unidade 2).....	220

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Áreas do Estado de São Paulo com indícios de contaminação	05
Tabela 3.1 - Processos que controlam a migração dos contaminantes	12
Tabela 3.2 - Valores de dispersividade em materiais granulares obtidos a partir de modelagem de zonas contaminadas	36
Tabela 3.3 - Valores de dispersividade em materiais granulares obtidos a partir de resultados de ensaios com traçadores	38
Tabela 3.4 - Comparação de desvios-padrões (σ) da distribuição do soluto para os casos com dispersividade longitudinal (α_L) constante igual a 10 m e com dispersividade longitudinal (α_L) dependente da escala e atingindo valor máximo de 10 m, obtidos para várias distâncias médias de percurso (X)	40
Tabela 3.5 - Valores característicos da distância limite ("range") e da taxa de acréscimo da variância ("slope") para condutividade hidráulica (K) e para variância de K, em vários meios geológicos	45
Tabela 4.1 - Dados e resultados dos ensaios na dimensão de 5 m, sob condições não constantes, efetuados em basaltos fraturados de usina de Porto Primavera	54
Tabela 4.2 - Dados e resultados dos ensaios na dimensão de 5 m, sob condições constantes, efetuados em basaltos fraturados de usina de Porto Primavera	54
Tabela 4.3 - Tensor tridimensional de condutividade hidráulica, valores e direções principais e coeficiente de armazenamento específico para a dimensão de 5 m, sob condições não constantes, para os basaltos fraturados da usina de Porto Primavera	55
Tabela 4.4 - Tensor tridimensional de condutividade hidráulica, valores e direções principais e coeficiente de armazenamento específico para a dimensão de 15 m, sob condições não constantes, para os basaltos fraturados da usina de Porto Primavera	55
Tabela 4.5 - Tensor tridimensional de condutividade hidráulica, valores e direções principais para a dimensão de 5 m, sob condições constantes, para os basaltos fraturados da Usina de Porto Primavera	55

Tabela 4.6 - Tensor tridimensional de condutividade hidráulica, valores e direções principais para a dimensão entre 25 – 40 m, sob condições constantes, para os basaltos fraturados da usina de Porto Primavera	55
Tabela 4.7 - Tensores bidimensionais horizontais de condutividade hidráulica, sob condições constantes, para o aluvião da Usina de Porto Primavera	59
Tabela 4.8 - Tensores tridimensionais de condutividade hidráulica, sob condições constantes, para o aluvião da usina de Porto Primavera	60
Tabela 4.9 - Tensores tridimensionais de condutividade hidráulica sob condições não constantes, para o Arenito Caiuá da usina de Porto Primavera	60
Tabela 4.10 - Comparação entre valores de coeficientes de distribuição do estrôncio (K_d^{Sr}) obtidos a partir de curvas de chegada em ensaios de campo, análises de amostras de sedimentos contaminados e de bateria de ensaios de laboratório	69
Tabela 4.11 - Parâmetros obtidos a partir das curvas de chegada em ensaio com traçador em poço único	73
Tabela 4.12 - Parâmetros obtidos a partir das análises das curvas de chegada do ^{131}I e do ^{85}Sr	76
Tabela 4.13 - Comparação de resultados dos estudos de BROERMANN et al. (1997) com outros estudos.....	77
Tabela 4.14 - Fatores de retardamento nos ensaios com traçadores em poços duplos, em Borden, Ontário	88
Tabela 4.15 - Coeficientes de distribuição (K_d) nos ensaios com traçadores em poços duplos, em Borden, Ontário	88
Tabela 4.16 - Dados das curvas de chegada em poço parcialmente penetrante, nos ensaios com traçadores em poços duplos, em Borden, Ontário	88
Tabela 4.17 - Comparação dos fatores de retardamento nos ensaios com traçadores em poços duplos e nos ensaios de gradiente natural, em Borden, Ontário	88
Tabela 4.18 - Resultados das curvas de chegada para brometo (Br) e cromo (Cr) em zonas suavemente redutoras.....	96
Tabela 4.19 - Resultados das curvas de chegada para brometo (Br), cromo (Cr) e selênio (Se) em zonas suavemente redutoras.....	96

Tabela 4.20 - Resultados das curvas de chegada para brometo (Br), cromo (Cr) e selênio (Se) em zonas ligeiramente ácidas.....	96
Tabela 4.21 - Exemplo de análise de curvas de chegada em um dos monitores, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário	98
Tabela 4.22 - Expressões de dispersividade dependente da escala obtidas a partir das distribuições de condutividades hidráulicas determinadas em ensaios com traçadores.....	107
Tabela 4.23 - Vários trabalhos comparando macrodispersividades assintóticas determinadas a partir de ensaios com traçadores com aquelas estimadas a partir da variabilidade espacial da condutividade hidráulica K utilizando a metodologia de GELHAR; AXNESS (1983)	112
Tabela 4.24 - Componentes de macrodispersividades estimadas a partir dos dados de condutividades hidráulicas utilizando a teoria de GELHAR; AXNESS (1983) comparadas com dispersividades obtidas a partir de ensaios com traçadores para o aquífero de Cape Cod	112
Tabela 4.25 - Estimativas de momentos espaciais	120
Tabela 4.26 - Dispersividades dependentes do tempo	123
Tabela 4.27 - Fatores de retardamento a partir de dados espaciais e temporais no ensaio sob condições de gradiente natural, em Borden, Ontário	123
Tabela 4.28 - Valores de difusividades superficiais (D_s) que fornecem o melhor ajuste dos dados experimentais à equação de difusão para o cézio e para o estrôncio	147
Tabela 4.29 - Valores de parâmetros obtidos a partir do ajuste de modelo analítico às concentrações adimensionais	152
Tabela 4.30 - Parâmetros de transporte e das fraturas obtidos em coletores de percolação.....	159
Tabela 4.31 - Parâmetros de transporte e das fraturas obtidos em piezômetros	159
Tabela 4.32 - Valores de difusividades (D_p) e de condutividades hidráulicas (K_p) a diferentes profundidades	161
Tabela 5.1 - Métodos para determinar condutividade hidráulica.	173
Tabela 5.2 - Métodos para determinar velocidade.	176
Tabela 5.3 - Métodos para determinar dispersividade.	178

Tabela 5.4 - Métodos para determinar coeficientes de distribuição (K_d).....	180
Tabela 5.5 - Métodos para determinar taxas de reações de transformação.....	181
Tabela 5.6 - Parâmetros geoestatísticos e valores de dispersividades longitudinais obtidos a partir da teoria estocástica e a partir de ensaios com traçadores.	201

RESUMO

São apresentadas proposições para planos de investigação e de monitoramento com o objetivo de obter parâmetros que controlam os processos de transporte e de atenuação dos contaminantes no subsolo e nas águas subterrâneas. Esses parâmetros são fundamentais para a elaboração de modelos conceituais que representam o meio geológico, empregados em análises de fluxo e de transporte de massa. Os planos propostos são aplicáveis em investigações de detalhe e para fins de remediação de áreas contaminadas e em monitoramento ambiental de novos empreendimentos e de outros já instalados. A aproximação considerada é de abordagem interativa entre investigação, modelo conceitual e modelagem matemática.

São abordados estudos de caso e selecionados para aplicação os métodos e técnicas mais atualizados, tanto em relação aos procedimentos de execução, quanto aos métodos de interpretação e análise dos resultados, com ênfase para aqueles de investigação "in situ". São selecionados ensaios hidráulicos tridimensionais de bombeamento e/ou injeção para definir os parâmetros de condutividade hidráulica direcional, análises geoestatísticas para obter os tensores de condutividade hidráulica e dispersividade e ensaios com traçadores, principalmente aqueles de gradientes naturais e com monitoramento multinível, para definir os parâmetros de condutividade hidráulica, velocidade, dispersividade, coeficientes de retardamento e de distribuição e taxas de reações de transformação. A aplicação de modelos numéricos e de traçadores ambientais é indicada para os estudos de grande escala. Os ensaios de gradientes forçados e de menor escala são contemplados para estudo dos parâmetros relacionados à atenuação dos contaminantes.

É reconhecida a importância da heterogeneidade, anisotropia e das estruturas dos meios porosos e rochosos principalmente para os mecanismos de transporte dos contaminantes por advecção e dispersão/difusão. É também caracterizado o papel fundamental desempenhado pela variabilidade espacial da condutividade hidráulica no mecanismo de dispersão. Os efeitos de escala espacial e temporal são evidenciados para a condutividade hidráulica, para a velocidade e para a dispersividade, principalmente no caso de maciços rochosos. Devido a esses aspectos, as propostas apresentadas contemplaram prioritariamente ensaios "in situ" e monitoramento multinível e de longo prazo.

Juntamente com as proposições apresentadas, é indicado o desenvolvimento de algumas metodologias ainda sem exemplos de aplicação ou em estágios muito incipientes de desenvolvimento relativas a métodos geofísicos e a ensaios hidráulicos tridimensionais em associação a análises geoestatísticas.

ABSTRACT

Proposals for investigation and monitoring plans with the objective to obtain parameters that control the transport and attenuation processes of contaminants in the soil and groundwater are presented. These parameters are fundamental for the development of conceptual models to represent the geological environment and to perform analyses of flow and mass transport. These plans are applicable in detailed site investigation, in investigation for site remediation and in environmental monitoring of old and new plants. This approach is interactive among investigation, conceptual model and mathematical modeling.

Case studies are taken into account and the most advanced methods and techniques are selected for application, referring both to the execution procedures and the methods for the interpretation and analysis of results, emphasizing the methods for "in situ" investigation. Tridimensional hydraulic tests are selected to define directional hydraulic conductivities, geostatistical analyses to obtain hydraulic conductivity and dispersivity tensors, and tracer tests, particularly those of natural gradients and with multilevel monitoring, to define hydraulic conductivity, velocity, dispersivity, retardation and distribution coefficients and transformation reaction rates. The application of numerical models and environmental tracers is indicated in large-scale studies. Tests of forced gradients and small-scale are contemplated in the study of parameters related to the attenuation of contaminants.

The importance of heterogeneity, anisotropy and structures of the porous and fractured media is particularly recognized in the transport mechanisms of contaminants by advection and dispersion/diffusion. The crucial role performed by the spatial variability of the hydraulic conductivity in the dispersion mechanism is also characterized. The effects of spatial and temporal scale are evidenced for the hydraulic conductivity, the velocity and dispersivity, especially for fractured media. Due to the aspects above, the proposals presented herein have focused primarily "in situ" tests, as well as multilevel and long-term monitoring.

Along with the proposals presented herein, the development of some methodologies is indicated, although without application examples or in very early development stages, and are related to the geophysical methods and tridimensional hydraulic testings, associated with geostatistical analyses.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Gerais

Um dos mais importantes problemas da atualidade é a proteção do meio ambiente contra impactos gerados por resíduos, muitos deles importantes fontes de contaminação ou poluição, com impactos negativos e que causam a degradação do meio ambiente. São resultantes principalmente das atividades industriais, daquelas específicas de mineração, das atividades em áreas urbanas e agropecuárias.

Os resíduos de mineração e da indústria de minerais consistem de pilhas de estéreis e de rejeitos, que podem gerar drenagem ácida em alguns casos e que respondem por grande quantidade de partículas sólidas que causam assoreamento de rios e drenagens. As atividades industriais são a maior fonte de resíduos perigosos, a exemplo dos metais pesados, compostos orgânicos clorados e hidrocarbonetos poliaromáticos, materiais cáusticos, ácidos, radioativos, explosivos, contaminantes biológicos. Os resíduos sólidos de áreas urbanas incluem resíduos de várias atividades e apresentam resíduos perigosos, como baterias, tintas, solventes, pesticidas. As atividades da agricultura geram materiais orgânicos e erosão de sedimentos com produtos químicos, como inseticidas, herbicidas e fungicidas.

A forma mais utilizada de disposição de resíduos sólidos urbanos é em lixões e menos freqüentemente em aterros sanitários. Além dos resíduos sólidos, as atividades de áreas urbanas geram efluentes líquidos, os esgotos domésticos, as fossas negras, as fossas sépticas e as redes de esgoto, com ou sem tratamento. Os materiais perigosos de atividades industriais eram freqüentemente dispostos em lagos de aeração e atualmente, ainda que não constituindo uma regra geral, a tendência é o tratamento prévio e a disposição em aterros. O uso de poços profundos é outra forma de disposição de efluentes líquidos perigosos. As usinas nucleares geram resíduos altamente radioativos que devem estar dispostos permanentemente em repositórios com isolamento geológico. Todas as formas de disposição de resíduos e o armazenamento subterrâneo, como em refinarias e em postos de gasolina, podem

representar fontes de contaminação caso não projetados adequadamente e/ou no caso de vazamentos dos percolados e/ou dos produtos armazenados.

Os fertilizantes e pesticidas aplicados em áreas agrícolas e transportados pelas águas superficiais são importantes fontes de contaminação, pois atingem grandes áreas e caracterizam fontes não pontuais. Outras fontes não pontuais são representadas pelas emissões liberadas para a atmosfera e que caem à superfície do terreno em áreas industriais, às vezes a grandes distâncias da origem devido à ação dos ventos. O escoamento de águas superficiais e os sedimentos transportados a partir de áreas urbanas e ainda a irrigação, dependendo da qualidade da água utilizada, são também outras fontes não pontuais de contaminação.

DOMENICO; SCHWARTZ (1998) agruparam os contaminantes resultantes das diversas atividades de acordo com o tipo e reação a que estão sujeitos e de acordo com a forma de ocorrência. Foram relacionados como maiores grupos de contaminantes os radionuclídeos, os metais pesados, os nutrientes constituídos por íons ou por compostos orgânicos de nitrogênio e fósforo, outras espécies inorgânicas que contribuem para a salinidade da água subterrânea (como os metais cálcio, magnésio e sódio e não metais, tais como íons contendo carbono e enxofre e íons de cloro e de flúor), os contaminantes orgânicos, incluindo os DNAPLs e LNAPLs (“Dense Non-Aqueous Phase Liquids e Light Non-Aqueous Phase Liquids”) e os contaminantes microbiológicos.

São aspectos de maior importância nos projetos de disposição, a seleção de locais apropriados e o monitoramento desses locais, conforme abordagem apresentada por BERG et al. (1989). É necessário o entendimento das características geológicas e hidrogeológicas do local, como a profundidade do lençol freático, porosidade e condutividade hidráulica dos materiais, presença de barreiras geológicas, bem como dos processos de transporte e de atenuação dos contaminantes e dos fatores e parâmetros que controlam esses processos. Assim, investigações e monitoramento geológicos e hidrogeológicos dirigidos para a determinação de parâmetros controladores são fundamentais para a seleção de novos locais de disposição e para a adoção de soluções de remediação de locais já contaminados e com disposições inadequadas.

Uma das principais preocupações é a proteção do meio ambiente e a prevenção da migração dos contaminantes para o subsolo e para a água subterrânea a partir das disposições e das fontes de contaminação, sejam daquelas já existentes, onde os aspectos de seleção de locais e de monitoramento não foram considerados, sejam nas disposições a serem instaladas. Na zona não saturada, os contaminantes seguem o fluxo predominantemente vertical, enquanto, na zona saturada, podem espalhar-se por grandes áreas, caracterizando plumas de contaminação apresentando concentrações do contaminante variáveis no espaço e no tempo. Essas plumas devem ser contidas e controladas junto à fonte ou serem submetidas a tratamentos e à remediação.

O espalhamento dessas plumas de contaminação é freqüentemente estudado a partir de simulações do meio geológico com o uso de modelos numéricos. Para tanto, é necessário a disponibilidade de um modelo hidrogeológico conceitual que represente fielmente a realidade, seja quanto às unidades hidrogeológicas, seja quanto aos parâmetros relacionados com os processos de transporte e de atenuação dos contaminantes nessas unidades e ainda quanto às características referentes à fonte de contaminação e seus contaminantes. De outra forma, os estudos e simulações são meros exercícios matemáticos sem qualquer significado físico e sem qualquer validade para tomadas de decisão quanto a soluções de remediação e de contenção de plumas geradas a partir de áreas contaminadas.

Nos países industrializados, até recentemente, uma parcela muito pequena dos resíduos apresentava-se convenientemente disposta, enquanto a maioria constituía fontes de impactos ao meio ambiente. No Brasil, essa situação também é observada e além da presença da maioria das fontes de contaminação mais freqüentemente observadas em todos os países com industrialização acelerada, a geração de energia elétrica através de usinas hidroelétricas é outra atividade que requer considerações sobre a contaminação. O enchimento dos reservatórios das usinas elevam o nível de água do lençol freático, em alguns casos até grandes distâncias das margens, aproximando fontes de contaminação existentes com a água subterrânea.

No Estado de São Paulo, segundo FOLGATO; GONÇALVES NETO (2001), estudo da COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB) indicou 98 áreas contaminadas que estariam sendo acompanhadas para definição do grau de poluição ou para limpeza dos resíduos, com predominância de áreas industriais, mas

incluindo também lixões. As áreas encontram-se localizadas em municípios de diferentes portes, conforme relação da Tabela 1.1. Como reportado por GLOEDEN (1999), considerando dados de 1996, a CETESB estimou 41.000 áreas potencialmente contaminadas na Região Metropolitana de São Paulo.

1.2 Alguns Estudos Nacionais

Aspectos de contaminação do subsolo e das águas subterrâneas têm sido objeto de estudo por vários autores e constam das referências bibliográficas nacional. Muitas referências relacionadas a seguir são devidas a estudos desenvolvidos pelo CENTRO DE PESQUISAS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (CEPAS, INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS DA USP). Tratam de assuntos diversos, como estudo de caso de contaminações por fontes diversas (REBOUÇAS; ELLERT, 1988), resultados de monitoramento (PARISOT et al., 1985), técnicas de investigação e monitoramento para detecção de contaminação (CLEARY; MILLER, 1984), métodos e técnicas geofísicas para mapeamento das plumas de contaminação (GREENHOUSE et al., 1987), BOIAN (1995), aplicações de modelagem matemática no estudo de fluxo e de transporte de massa dos contaminantes (GUIGER JR., 1987), (CLEARY; CLEAR, 1988a), (CLEARY; CLEAR, 1988b) e (CLEARY, 1991). São abordados casos de contaminação a partir de áreas de disposição de resíduos urbanos e de lixões BERNARDES JR. et al. (1985), IPT (1995), HEITZMANN JR. et al. (1996), de contaminantes orgânicos a partir da atividade industrial e de vazamentos (BERNARDES JR.; CLEAR, 1988), HIRATA (1990), OLIVEIRA (1992) e casos de contaminação resultantes de atividades agrícolas HASSUDA (1989), GLOEDEN (1994).

Nos trabalhos mais recentes, são observadas abordagens em relação a metais pesados e a íons metálicos oriundos de atividades diversas e aos seus comportamentos no solo e na água subterrânea. STRAUS (1997) avaliou uma área contaminada com licor negro e resíduos da indústria de fabricação de papel na Fazenda Contendas, região de Valinhos. MELLO JR. (1998), SÍGOLO (1998) e PENALOZA (2001) apresentaram estudos referentes a resíduos de tratamento industrial de Suzano (SP) e aos lodos da estação de tratamento de esgoto de Barueri (SP). O estudo de SHINZATO (1999) referiu-se a rejeitos da indústria de (SP) e aquele de SURITA (1999), à indústria de beneficiamento do couro em Monte Aprazível

Tabela 1.1 – Áreas do Estado de São Paulo com indícios de contaminação (FOLGATO; GONÇALVES NETO, 2001).

<p>AMPARO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Magneti Marelli do Brasil <p>ARARAQUARA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Indústrias Químicas Guarapiranga <p>CAÇAPAVA</p> <ul style="list-style-type: none"> - MWL – Brasil & Eixos - Faé – Indústria e Com. de Metais <p>CAJAMAR</p> <ul style="list-style-type: none"> - Lixão <p>CAMPINAS</p> <ul style="list-style-type: none"> - Itail - Regenera - Ashland Resinas - Singer - Robert Bosch - Mercedes-Benz - Lixão Pirelli - Bota-fora Taubaté - Bota-fora Transamazônica - Bota-fora Spina <p>CAPELA DO ALTO</p> <ul style="list-style-type: none"> - DGOL Lubrificantes <p>CATANDUVA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Área da prefeitura - Roberto Tognato - INPQ Indústrias Químicas - Diamond Armazéns Gerais <p>COSMÓPOLIS</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ecadil Indústria Química <p>CUBATÃO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rhodia - Rhodia - Petrobrás - Ciesp – Lixão de Pilões - Cia. Brasileira de Estireno - Gafor Ltda. - Alba Química - Carbocloro – Área B - Carbocloro – EDC Área Industrial - Ultrafértil - Copebrás Ltda. - Cosipa – Dique do Furadinho - Cosipa – Unidades Desativadas <p>DIADEMA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Federal Mogul Electrical - Lixão do Alvarenga - Transtechnology Brasil <p>ELIAS FAUSTO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Emplas Comércio de Metais <p>FERNANDÓPOLIS</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bartos Indústria e Comércio - Couroquímica Couros Acabamentos <p>FERRAZ DE VASCONCELOS</p> <ul style="list-style-type: none"> - ABS <p>FRANCA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aterro das Maritacas <p>GUARATINGUETÁ</p> <ul style="list-style-type: none"> - Basf 	<p>GUARULHOS</p> <ul style="list-style-type: none"> - Microlite - Lubrificantes Everest <p>LIXÃO DO BRUMATI</p> <p>INDAIATUBA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Polipetro <p>IPERÓ</p> <ul style="list-style-type: none"> - RFFSA – Subestação Varnhagem <p>ITAQUAQUECETUBA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Química Nacional – Quiminasa <p>JACAREÍ</p> <ul style="list-style-type: none"> - Tonolli do Brasil - Rohm and Haas Química <p>JANDIRA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Madioil Lubrificantes <p>MAIRINQUI</p> <ul style="list-style-type: none"> - RFFSA – Subestação Pantojo <p>MAUÁ</p> <ul style="list-style-type: none"> - SQG Construções - Petrobrás – Refinaria de Capuava <p>MOGI DAS CRUZES</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aços Villares - Elgin Máquinas - Petrom–Petroquímica Mogi das Cruzes <p>MONTE APRAZÍVEL</p> <ul style="list-style-type: none"> - Curtume Monte Aprazível <p>NOVAES</p> <ul style="list-style-type: none"> - Curtidora Catanduva <p>PAULÍNEA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rhodia <p>PINDORAMA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Frey&Stuchi - Usina Colombo <p>PORTO FELIZ</p> <ul style="list-style-type: none"> - USA Chemicals <p>RAFARD</p> <ul style="list-style-type: none"> - Agro Química Rafard - Agro Química Rafard <p>RIBEIRÃO PIRES</p> <ul style="list-style-type: none"> - Petroil Lubrificantes Igo <p>RIBEIRÃO PRETO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Lubrificantes Agroeste <p>RIO CLARO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Owens Corning Fiberglas - Área de Lagos de Santa Gertrudes <p>SANTO ANDRÉ</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rhodia - Solvay - Dae <p>SANTO ANTÔNIO DE POSSE</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aterro Montovani <p>SÃO BERNARDO DO CAMPO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Mercedes-Benz <p>SÃO CAETANO DO SUL</p> <ul style="list-style-type: none"> - Indústrias Químicas Matarazzo <p>SÃO JOSÉ DO RIO PRETO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Antigo lixão 	<p>SÃO JOSÉ DOS CAMPOS</p> <ul style="list-style-type: none"> - Monsanto do Brasil - Gerdau - Petrobrás - Revap <p>SÃO LOURENÇO DA SERRA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Plumbum Mineração e Metalúrgica <p>SÃO PAULO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Novartis Biociências - Fibrayon - Basf - Keraluz – Revestimentos Cerâmicos <p>SERRANA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Lixão de Serrana <p>SOROCABA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Saturnia Hawker Sistemas de Energia <p>SUMARÉ</p> <ul style="list-style-type: none"> - Buckman Laboratórios - PPG Industrial do Brasil <p>SUZANO</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fermavi Produtos Químicos - Produquímica Indústria e Comércio - Indústrias Químicas Cubatão <p>TAPIRÁI</p> <ul style="list-style-type: none"> - Química Industrial Supply <p>TATUÍ</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fersol Indústria e Comércio <p>TAUBATÉ</p> <ul style="list-style-type: none"> - Indústrias Químicas Taubaté-IQT - Cinquine – Companhia Petroquímica <p>VALINHOS</p> <ul style="list-style-type: none"> - Rigesa Celulose
--	---	--

(SP). O caso das indústrias cerâmicas de Santa Gertrudes (SP) foi objeto de estudo apresentado por SILVA (2001), e o caso do cultivo de frutas em Jundiaí (SP) foi analisado por CAMPOS (2001).

Impactos dos sistemas de saneamento “in situ” nos aquíferos superficiais pelo nitrato e por outros compostos relacionados ao nitrogênio, além de bactérias, vírus, protozoários e sais como o cloreto, foram abordados por ESPÍNDOLA (2001), FERREIRA (2001) e por VARNIER (2001). A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no município de Tatuí foi analisada por SANTOS FILHO (2001). MATOS (2001) apresentou estudos da contaminação provocada por cemitérios e sobre a migração de microorganismos. A contaminação por compostos orgânicos mais e menos densos que a água às margens da represa de Guarapiranga (SP) é apresentada nos estudos de SALLES (1999), enquanto OGIHARA (2000) apresentou uma avaliação ambiental de área impactada por hidrocarbonetos.

A aplicação de técnicas geofísicas continua sendo objeto de estudos. AQUINO (2000) aplicou os métodos eletromagnético indutivo e geo-radar para mapear a pluma de contaminação inorgânica dos solos e das águas subterrâneas na área da Sulfabrás. DEHAINI (2001) demonstrou a aplicação do radar de penetração para detectar pluma de contaminação de hidrocarbonetos.

Na Região Metropolitana, a COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB, em um projeto de cooperação técnica com a DEUTSCHE GESELLSCHAFT FUR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT GMBH – GTZ, desenvolve trabalho de inventário de áreas contaminadas ou potencialmente contaminadas (GLOEDEN,1999 e SÁNCHEZ, 2001). Outro trabalho em desenvolvimento pela CETESB pretende estabelecer padrões de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo, conforme reportado por SÁNCHEZ, 2001).

GLOEDEN (1999) apresentou uma proposta de metodologia para o gerenciamento de áreas contaminadas considerando aspectos relevantes das metodologias de outros países e a experiência dos técnicos da COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB na execução e avaliação de casos de identificação, investigação e remediação de áreas industriais ativas e desativadas,

áreas de disposição de resíduos e em áreas de armazenamento de combustíveis, principalmente em postos de serviço. Foram definidos os processos de identificação e de recuperação das áreas contaminadas e estabelecidos procedimentos para a priorização de áreas potencialmente contaminadas, tal como na maioria dos países que adotam metodologias de gerenciamento como os Estados Unidos (USEPA, 1996a, 1996b). O processo de identificação inclui a definição da região de interesse, a identificação de áreas potencialmente contaminadas, a avaliação preliminar e a investigação confirmatória. O processo de recuperação inclui investigação detalhada, avaliação de risco, investigação para remediação, projeto de remediação, remediação e monitoramento. As etapas iniciais do gerenciamento de áreas contaminadas foram aplicadas à bacia hidrográfica do Guarapiranga.

SÁNCHEZ (2001) demonstrou preocupação com a contaminação dos solos e apontou quatro problemas principais devidos à presença de solos contaminados em áreas de empreendimentos industriais desativados: a existência de riscos à segurança das pessoas e dos bens econômicos, riscos à saúde pública e dos ecossistemas, restrições ao desenvolvimento urbano e redução do valor imobiliário das propriedades.

Alguns trabalhos referentes a ensaios de laboratório têm sido efetuados, principalmente para caracterização de solos compactados utilizados como tapetes impermeabilizantes na base de disposições, citando-se o trabalho de BOSCOV (1997), uma tentativa de determinar parâmetros de transporte de solutos presentes nos sedimentos dragados do rio Tietê através de solos lateríticos compactados da cidade de São Paulo.

1.3 Objetivos

O tema selecionado para essa tese decorre da constatação da falta ou pelo menos da insuficiência de investigações "in situ" e de monitoramento para a elaboração de modelos conceituais que representam o meio, especialmente daquelas para a determinação e quantificação de parâmetros controladores dos mecanismos de transporte e de atenuação dos contaminantes. Os modelos conceituais são fundamentais em estudos e análises de fluxo e de migração de contaminantes.

O objetivo principal é a apresentação de proposições para a execução de planos de investigação e de monitoramento visando a obtenção dos parâmetros controladores dos processos de transporte e de atenuação dos contaminantes considerando os métodos e técnicas mais atualizadas.

Os planos de investigação e monitoramento são dirigidos para a obtenção de modelos conceituais que possam representar o meio geológico e passíveis de validação, quando empregados em simulações e análises de fluxo e de transporte de massa. Esses modelos devem reproduzir o arcabouço geológico e estrutural e apresentar geometria e os parâmetros que caracterizam o fluxo e o transporte de massa das unidades hidrogeológicas, sendo a determinação desses parâmetros o enfoque principal da presente tese.

2 METODOLOGIA

As proposições para determinar os parâmetros controladores do transporte e da atenuação dos contaminantes no subsolo e nas águas subterrâneas de locais contaminados ou passíveis de contaminação, fundamentaram-se primeiramente em uma síntese dos principais processos de migração e também daqueles responsáveis pela atenuação desses contaminantes. Foram considerados condicionantes dos meios geológicos como a anisotropia, heterogeneidade e estruturas, bem como os efeitos de escala dos ensaios nos resultados obtidos. Os maciços rochosos tiveram uma abordagem em capítulo específico.

Foram selecionados e analisados vários estudos de caso principalmente aqueles com investigações "in situ". A análise dos estudos de caso foi conduzida com o propósito de identificar as técnicas e métodos para determinar os parâmetros controladores dos processos de migração e atenuação dos contaminantes, os fundamentos teóricos e métodos de análises dos resultados dessas investigações, as escalas dos ensaios, os resultados obtidos, as relações entre as características dos locais investigados e os parâmetros obtidos, bem como as conclusões e discussões de maior relevância.

Foram analisados casos de investigações referentes à contaminação, apresentados na bibliografia internacional, efetuadas de acordo com modernas técnicas e métodos, tanto em relação aos procedimentos de execução dos ensaios quanto aos métodos de interpretação e de análise dos resultados. Os ensaios "in situ" selecionados foram efetuados com traçadores sob condições de gradiente natural, em grande escala, com monitoramento multinível, em Canadian Forces Base, Borden, Ontário, Canadá (FREYBERG,1986, MACKAY et al.,1986, ROBERTS et al.,1986, SUDICKY, 1986 e RAJARAM; GELHAR, 1991); Cape Cod, Massachusetts, Estados Unidos (GARABEDIAN et al., 1991, LEBLANC et al.,1991, HESS et al., 1992, KENT et al.,1994 e KENT et al.1995); Twin Lake, Chalk River, Ontário, Canadá (KILLEY; MOLTYANER,1988, MOLTYANER; KILLEY,1988a, MOLTYANER; KILLEY,1988b, MOLTYANER; WILLS, 1991 e MOLTYANER et al., 1993); Columbus Air Force Base, Mississippi, Estados Unidos (ADAMS; GELHAR,1992, BOGGS et al.,1992, REHFELDT et al., 1992) e em um aquífero da Dinamarca (JENSEN et al.,1993).

Estudos de caso com aplicação de modelos numéricos e com traçadores ambientais foram considerados por serem muito apropriados principalmente em abordagens de grande escala e no segundo caso, devido ao fato de fornecerem valores de parâmetros sob condições de gradiente natural. Foram analisados também ensaios com traçadores sob condições de gradientes forçados, com injeção e bombeamento, com e sem monitoramento nas adjacências e ensaios de laboratório, de interesse especialmente para os parâmetros referentes aos mecanismos de atenuação dos contaminantes.

Foram considerados ensaios hidráulicos de bombeamento e injeção, desenvolvidos e aplicados na área da Geologia de Engenharia nacional, fora da área de estudo referente à contaminação. Tratam-se de trabalhos efetuados na Usina Hidrelétrica de Porto Primavera, da COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO (CESP) e estão relacionados com a determinação de parâmetros de condutividade hidráulica para a proposição de modelos hidrogeológicos e estudos de percolação pelas fundações da barragem, considerados de extremo interesse para aplicação a estudos de áreas contaminadas. Esses trabalhos foram abordados previamente por TRESSOLDI et al. (1990a, 1990b e 1990c), TAIOLI, VILMONDES (1990), TRESSOLDI (1991), TRESSOLDI; KITAHARA (1991) e (TRESSOLDI, 1993).

As proposições para a determinação de parâmetros controladores dos processos de transporte e de atenuação de contaminantes consideraram os métodos e técnicas analisados. O cenário para aplicação das proposições é o do meio físico brasileiro, cujos condicionantes geológicos e hidrogeológicos são conhecidos a partir dos estudos para a implantação de obras, sintetizados em diversos trabalhos de congressos relativos à Geologia de Engenharia e Ambiental. A metodologia empregada, considerando métodos e técnicas desenvolvidas para emprego em diferentes áreas de estudo e experiências adquiridas em áreas de interesse diversos, apresentou-se bastante vantajosa devido ao acréscimo das opções para selecionar os métodos e técnicas mais apropriados a serem considerados nas proposições para as investigações.

3 PROCESSOS DE MIGRAÇÃO E DE ATENUAÇÃO DOS CONTAMINANTES NOS MEIOS GEOLÓGICOS

Os contaminantes presentes na água subterrânea sob a forma de íons, moléculas ou partículas sólidas são transportados e sofrem reações durante o transporte. Os processos de transporte são a advecção e dispersão e os processos químicos, nucleares e biológicos são devidos às reações ácido-base, solução, precipitação, volatilização, complexação, oxidação-redução, reações de sorção, hidrólise, processos envolvendo microorganismos e processos isotópicos, como considerados por DOMENICO;SCHWARTZ (1998).

O transporte dos contaminantes não reativos em meios porosos saturados é dependente principalmente dos processos físicos denominados advecção e dispersão hidrodinâmica, enquanto a perda ou ganho de massa de contaminantes reativos pode ser devido às reações químicas, bioquímicas ou de decaimento radioativo, conforme FREEZE; CHERRY (1979). A Tabela 3.1 resume os principais processos físicos, químicos e biológicos que controlam a migração dos contaminantes de acordo com ROBERTSON (1982), apud TRESSOLDI; CONSONI (1998).

GOLWER (1983) apud REBOUÇAS (1992) apresentou um esquema da intensidade relativa dos principais processos geoquímicos, físicos e biológicos na zona não saturada, onde o fluxo é essencialmente vertical e multifásico e na zona saturada, com fluxo predominantemente horizontal e monofásico. Foi considerada a importância especial da zona não saturada, já que as atividades poluidoras têm origem na superfície do terreno ou no solo, e as interações com o aquífero ocorrem através dessa zona. No esquema apresentado, é observada a diluição especialmente importante na zona saturada. Processos de solução-precipitação, hidrólise, complexação, adsorção-absorção, troca iônica e filtração ocorrem tanto na zona não saturada como na saturada. A transformação bioquímica é observada na zona não saturada e na porção superior da zona saturada, enquanto a volatilização é um processo observado essencialmente na zona não saturada ou no topo do aquífero livre.

Tabela 3.1 - Processos que controlam a migração dos contaminantes (ROBERTSON, 1982 apud TRESSOLDI; CONSONI, 1998 - modificado).

PROCESSOS FÍSICOS	DESCRIÇÃO	EFEITOS
Fluxo subterrâneo (advecção)	A água subterrânea flui através de poros e fraturas, em solos e rochas.	Transporta contaminantes dissolvidos ou em solução.
Dispersão hidrodinâmica	A água subterrânea flui mais rapidamente em alguns poros e fraturas que em outros. Há mistura de águas contaminadas e não-contaminadas.	Reduz a concentração, mas aumenta a área atingida pelos contaminantes.
Separação gravimétrica	Líquidos menos densos que a água, como a gasolina, tendem a flutuar no topo dos aquíferos, enquanto os mais densos tendem a localizar-se nas porções basais destes.	Dependendo da densidade do contaminante, pode criar zonas de concentração, no topo ou na base dos aquíferos.
Filtração	Solos e rochas podem filtrar partículas em suspensão na água subterrânea.	Reduz a concentração dos contaminantes em suspensão.
Decaimento radioativo	Rearranjo na estrutura atômica, com a formação de elemento mais estável e emissão de energia.	Reduz a concentração dos contaminantes radioativos segundo taxas previsíveis, mas com emissão de radioatividade.
Volatilização	Contaminantes voláteis evaporam do lençol freático para a zona não-saturada ou para a atmosfera.	Reduz a concentração dos contaminantes voláteis.
Variação térmica	Contaminantes com temperatura elevada.	O calor afeta as propriedades físicas da água e as propriedades químicas dos resíduos.
PROCESSOS QUÍMICOS	DESCRIÇÃO	EFEITOS
Adsorção e troca iônica	Alguns contaminantes dissolvidos tendem a aderir às superfícies dos minerais.	Reduz a concentração e/ou a velocidade de migração.
Reação de oxidação-redução	Alterações da estrutura molecular e propriedades iônicas dos contaminantes.	Pode alterar a toxicidade, comportamento químico e mobilidade dos contaminantes.
Hidrólise	Reação com a água, a qual altera a natureza iônica e molecular dos contaminantes.	Reduz a concentração dos contaminantes.
Complexação	Contaminantes dissolvidos associam-se a outros compostos para formar novos produtos.	Pode aumentar a mobilidade dos contaminantes e alterar o comportamento químico.
PROCESSOS BIOLÓGICOS	DESCRIÇÃO	EFEITOS
Transformação microbioquímica	Bactérias e outros microorganismos alteram ou decompõem contaminantes orgânicos e alguns inorgânicos através de reações enzimáticas e de respiração.	Reduz a concentração de alguns contaminantes. Pode criar novos produtos tóxicos.

3.1 Advecção

A advecção deve-se ao fluxo da água subterrânea e quando o transporte de contaminantes não influencia o fluxo, a velocidade e direção desse transporte coincidem com aquelas da água subterrânea. A título de exemplo, nos casos em que a água contaminada apresenta densidade muito diferente da água subterrânea, os fluxos de água e de massa podem divergir. Na maioria dos problemas práticos, a velocidade e direção do transporte dos contaminantes não reativos, na ausência de outros processos, são iguais à velocidade e à direção médias de fluxo da água subterrânea.

A advecção é definida pelo vetor velocidade do centro de massa de um pulso ou de uma pluma de soluto, referindo-se ao seu movimento. A velocidade V é expressa pela equação:

$$V = q/n_{ef} = Q/An_{ef} = -K\Delta H/n_{ef}\Delta X, \text{ sendo:}$$

V - velocidade média da água subterrânea (m/s),

q - descarga específica (m/s),

n_{ef} - porosidade efetiva para fluxo (adimensional),

Q - vazão (m^3/s),

A - área total da seção perpendicular à direção do fluxo (m^2),

K - condutividade hidráulica (m/s),

ΔH - variação da carga hidráulica (m) na distância ΔX ,

ΔX - distância (m) em que ocorre a variação ΔH na carga hidráulica.

Como a advecção é o processo de transporte dominante, o conhecimento dos padrões de fluxo são fundamentais para o entendimento dos padrões de migração dos contaminantes. As redes de fluxo da Figura 3.1 ilustram os aspectos básicos da advecção. Quando a advecção é o único processo atuante, a massa ou o contaminante que é adicionado em um espaço delimitado por linhas de fluxo permanece entre essas linhas, enquanto na presença de outros processos, como a dispersão, ocorre o movimento do contaminante entre as linhas de fluxo. Sob condições constantes de fluxo, as linhas de fluxo definem a direção de espalhamento do contaminante, mesmo que em sistemas complexos.

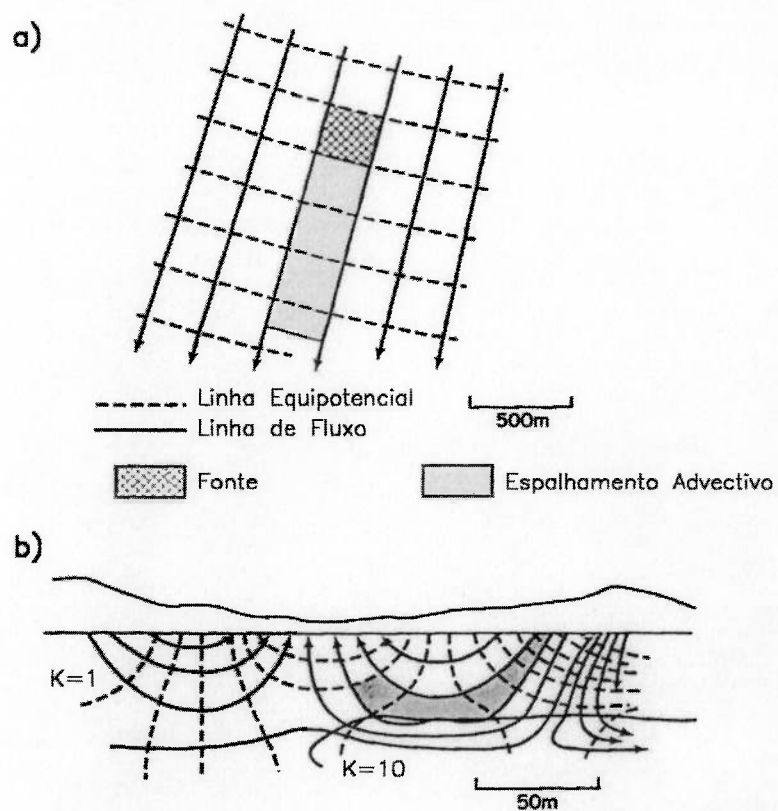


Figura 3.1 – Transporte de massa apenas por advecção a) em um aquífero superficial não confinado e b) em um sistema de fluxo local (DOMENICO; SCHWARTZ,1998). K – condutividade hidráulica relativa.

3.2 Dispersão Hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica é consequência do processo de difusão e de dispersão mecânica. O coeficiente de dispersão hidrodinâmica unidirecional, na direção de fluxo da água subterrânea, é expresso por duas componentes, conforme FREEZE; CHERRY (1979):

$D_L - \alpha_L V + D^*$, sendo:

D_L - coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s),

α_L - dispersividade longitudinal do meio (m),

$\alpha_L V$ - dispersão mecânica; depende da velocidade (V) do fluxo e da dispersividade do meio (α_L), sendo responsável pela mistura dos constituintes iônicos ou moleculares (m^2/s),

D^* - coeficiente de difusão molecular no meio poroso, processo segundo o qual os constituintes iônicos ou moleculares movimentam-se na direção de seus gradientes de concentração, sob a influência de suas atividades cinéticas (m^2/s).

A dispersão mecânica é a mistura causada pelas variações de velocidade e de sua direção ao redor de um valor médio, devido ao comportamento não ideal do meio, especialmente quanto à condutividade hidráulica, em escalas tanto microscópicas, como macroscópicas. Uma quantidade de massa ocupando um volume torna-se gradualmente mais dispersa com o tempo, à medida que diferentes frações de massa são transportadas sob condições de velocidades variáveis.

A dispersão mecânica pode causar o espalhamento do contaminante nas direções longitudinal e transversais ao fluxo. A dispersão é anisotrópica, maior segundo a direção de fluxo, denominada dispersão longitudinal (D_L) e menores nas direções transversais de fluxo, denominadas dispersões transversais (D_T). Ainda que o meio seja homogêneo e isotrópico quanto à condutividade hidráulica, o processo de dispersão é dependente da direção de fluxo e, portanto, anisotrópico.

Em consequência da dispersão mecânica e da difusão molecular, parte do contaminante move-se mais rapidamente e parte mais vagarosamente que a média prevista pela advecção. A Figura 3.2 ilustra o efeito da dispersão, mostrando a distribuição irregular da pluma e o aumento no espalhamento do contaminante com o aumento da distância, enquanto, na ausência de dispersão, a pluma é regular.

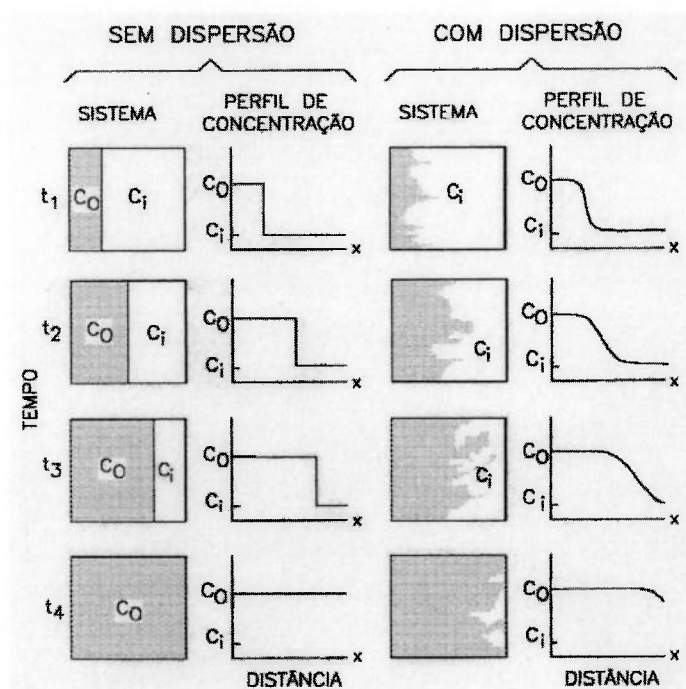


Figura 3.2 - Efeito da dispersão no avanço de um contaminante em um meio poroso (REILLY et al., 1987). C_0 – concentração inicial do contaminante na fonte; C_i – concentração inicial do contaminante no meio.

A Figura 3.3 ilustra o efeito de dispersão e de retardamento (esse último abordado no item 3.3 e devido à sorção) em uma coluna de laboratório com material poroso. A coluna é percolada continuamente por uma solução contendo um traçador com concentração (C_0), adicionada na entrada, obtendo-se, na saída, uma curva denominada curva de chegada, de acordo com terminologia adotada por CLEARY (1991). Parte do contaminante sai da coluna antes do frente advectivo, definido como o produto da velocidade de percolação e do tempo desde o início do ensaio, cuja posição na curva de chegada corresponde ao valor $C/C_0 = 0,5$. A dispersão cria uma zona de mistura que sofre acréscimo à medida que o frente advectivo se afasta da fonte. Devido aos fenômenos de dispersão que ocorrem nos meios geológicos, um poço ou um rio, a jusante de uma fonte de contaminação, será atingido pelo contaminante após um tempo mais curto que aquele previsto pela velocidade média, ainda que com valores baixos de concentração.

Da mesma forma que a lei de Darcy relaciona o fluxo de um fluido com o gradiente de carga hidráulica, para o transporte de massa, há uma lei similar que descreve como o fluxo de massa é proporcional ao gradiente de concentração, conhecida como lei de Fick e expressa por:

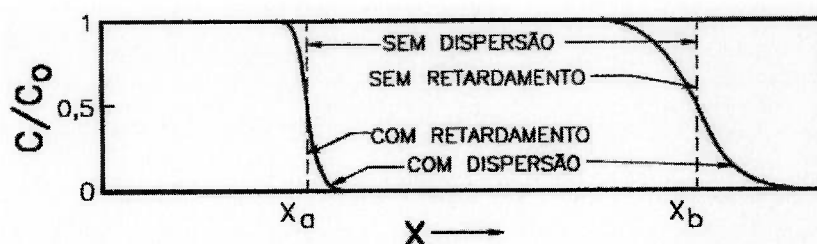


Figura 3.3 - Efeito de dispersão e retardamento no avanço de contaminante através de uma coluna de um meio poroso (TRESSOLDI; CONSONI,1998). Linhas tracejadas – apenas advecção; linhas cheias – advecção e dispersão; X – direção de fluxo; X_a – distância percorrida pelo contaminante a no tempo t; X_b – distância percorrida pelo contaminante b no tempo t; C – concentração no tempo t; C_0 – concentração no tempo t_0 .

$J = - D^* \text{grad} (C)$, onde:

J – fluxo de massa, com sinal negativo indicando transporte na direção de concentração decrescente ($\text{moles/m}^2\text{s}$),

C – concentração (moles/m^3),

D^* - coeficiente de difusão molecular (m^2/s),

$\text{grad} ()$ – operador de gradiente (m^{-1}).

A difusão molecular é a mistura causada por movimento molecular aleatório devido à energia cinética do soluto. O coeficiente de difusão em um meio poroso é menor que nos líquidos devido à colisão com os sólidos. É empregado o coeficiente de difusão efetivo que considera a estrutura do meio, expressa pela porosidade e pela tortuosidade, sendo a tortuosidade expressa como a relação entre o comprimento da amostra do meio poroso e o comprimento do canal de fluxo que a partícula sólida percorre (BEAR,1975).

Quando a velocidade da água subterrânea é de pequena magnitude, como em depósitos argilosos, a dispersão mecânica é negligenciável em relação à difusão molecular. Devido ao processo de difusão molecular, os contaminantes podem migrar através dos elementos de proteção e de contenção dos contaminantes nos locais de disposição. As relações entre D_L/D^* e Vd_m/D^* [denominadas número Peclet, onde: D^* - coeficiente de difusão molecular (m^2/s), V – velocidade (m/s), d_m – diâmetro médio dos grãos (m)] apresentadas por PFANNKUCH (1962) apud DOMENICO; SCHWARTZ (1998) mostram que para valores de número Peclet menores que 0,01 domina a difusão e à medida que o número Peclet aumenta, a dispersão mecânica passa a dominar.

3.3 Reações e Outros Processos

No transporte de soluto por um fluido em movimento em um determinado meio, pode haver interação do soluto com as partículas sólidas desse meio, resultando um transporte mais lento. Esses solutos são denominados reativos, enquanto os solutos que se movem com a mesma velocidade do fluido são denominados solutos não reativos ou conservativos.

Uma série de processos físicos, químicos e biológicos ocorrem em subsuperfície e podem transferir massa entre fluidos, gases e sólidos, destacando-se os processos isotópicos de decaimento radioativo, as reações superficiais de adsorção e desorção, as reações ácido-base, as reações de solução, exsolução, volatilização e precipitação, as reações de complexação, as reações de oxidação-redução, as reações de hidrólise e os processos relativos a colóides e microorganismos, abordadas por DOMENICO; SCHWARTZ (1998).

O decaimento radioativo é uma importante reação envolvendo isótopos. No decaimento radioativo, átomos de um isótopo particular alteram-se espontaneamente para um novo isótopo mais estável, seguindo a lei de decaimento de primeira ordem. O decréscimo na atividade é expresso pelo tempo necessário para a concentração original ser reduzida à metade ou meia-vida ($t^{1/2}$), relacionado com a constante de decaimento radioativo (λ) pela expressão $\lambda = 0,693/t^{1/2}$. Quando os contaminantes são isótopos radioativos, se o tempo de residência é muito maior do que a meia-vida, o decaimento através de várias meias-vidas pode reduzir o perigo de contaminação.

A separação gravimétrica é um processo exemplificado por líquidos orgânicos com densidades maiores que a densidade da água (DNAPLs – “Dense Non-Aqueous Phase Liquids”) e por líquidos orgânicos com densidades menores que a água (LNAPLs – “Light Non-Aqueous Phase Liquids”). Os líquidos orgânicos menos densos que a água, especialmente a gasolina e outros combustíveis, acumulam-se no topo da franja capilar e movem-se no sentido do fluxo da água subterrânea, imediatamente acima do lençol freático. Os líquidos orgânicos mais densos que a água podem instalar-se na base do aquífero, acompanhando o seu limite inferior e fluindo em muitos casos em sentido diferente do fluxo da água subterrânea.

A volatilização é o processo de evaporação da fase líquida ou sólida de contaminantes orgânicos, freqüentemente localizados nos limites entre zonas saturada e insaturada ou durante amostragem e análise de compostos orgânicos voláteis. O processo é controlado pela pressão de vapor do soluto orgânico ou do solvente.

O processo de filtração pode ser representado pela retenção de colóides que sofrem redução na mobilidade quando atraídos para as superfícies do meio ou quando aprisionados nos poros. Os colóides podem incluir bactérias, vírus, macromoléculas de carbono orgânico dissolvido ou fragmentos de minerais e apresentar outros contaminantes adsorvidos. A filtração superficial de colóides ocorre quando as partículas são de grande tamanho para fluir no meio poroso e passam a formar uma película na entrada do meio a ser percolado. Quando as partículas coloidais são de tamanho suficientemente pequeno para percolar o meio poroso, pode ocorrer a filtração mecânica das partículas maiores e filtração fisico-química das partículas menores. Quanto aos colóides, há que se considerar também o efeito inverso, de aumento da mobilidade de contaminantes que foram sorvidos em suas superfícies, em comparação com espécies dissolvidas.

Os repositórios de resíduos nucleares causam preocupações quanto às elevadas temperaturas e efeitos térmicos gerados a partir do decaimento radioativo dos radionuclídeos. Sob condições de temperaturas elevadas, os minerais podem tornar-se instáveis, especialmente aqueles que adsorvem os radionuclídeos e constituem uma barreira para a migração desses contaminantes. Também decorrentes do aumento de temperatura podem ocorrer fraturas, alterações na porosidade e diminuição da resistência mecânica, interferindo na retenção dos contaminantes aos repositórios.

Reações entre os solutos e as superfícies das partículas sólidas do meio podem retardar o espalhamento de alguns contaminantes ou até causar a imobilização, sendo uma dessas reações representada pelos processos de adsorção ou sorção e desorção. Quando a água e um soluto com uma concentração inicial (C_0) percolam um meio, ocorre uma partição da massa do soluto entre a solução e a fase sólida do meio percolado e sob condições de equilíbrio, o processo é representado por:

$$S = (C_0 - C_f)V/M, \text{ onde:}$$

S – quantidade de massa do soluto adsorvida na superfície da fase sólida (mg/g),

C_0 – concentração inicial do soluto na solução (mg/L),

C_f – concentração final do soluto na solução após equilíbrio (mg/L),

V – volume da solução (L),

M – massa da fase sólida (g).

Quando são testados diferentes valores de concentração inicial (C_0), à mesma temperatura, são obtidos vários valores de S e C compondo a isoterma de sorção em uma bateria de ensaios de laboratório, de acordo com terminologia de CLEARY (1991). As isotermas mais comuns são a linear, Freundlich e Langmuir. A isoterma de sorção linear é expressa por $S = K_d C$, onde K_d é o coeficiente de distribuição, igual à inclinação da isoterma, expresso em mL/g ou cm^3/g . Na desorção, as isotermas podem ser bem diferentes daquelas da sorção, apresentando histerese no processo reverso, ou seja, o soluto mostra uma afinidade com a porção sólida maior do que observada durante a sorção.

O coeficiente de distribuição (K_d) é comumente aplicado para a sorção de moléculas hidrofóbicas ou orgânicas em partículas sólidas, expresso por:

$K_d = K_{oc} f_{oc}$, onde:

K_{oc} – coeficiente de partição de um composto entre o carbono orgânico e a água (cm^3/g), determinado a partir das correlações entre $\log K_{oc}$ e $\log K_{ow}$ (coeficiente de partição octanol-água).

f_{oc} – fração em peso do carbono orgânico, definida como a relação em peso entre o carbono orgânico sólido e o total de sólido do aquífero, determinado em laboratório com amostras do aquífero.

O coeficiente de distribuição (K_d) tem sido aplicado também para caracterizar a sorção de metais nas superfícies dos minerais, apesar da complexidade desses processos. As propriedades das soluções e das superfícies sólidas devem ser consideradas, como em reações clássicas de troca de cátions em minerais argilosos com diferentes capacidades de troca de cátions e sorção de metais em superfícies com cargas variáveis em função da composição da água subterrânea.

Durante o movimento da água subterrânea, a transferência do contaminante presente na fase líquida para a fase sólida do meio, por sorção, apresenta como consequência o retardamento na velocidade de avanço do contaminante, como ilustrado na Figura

3.3. Em uma injeção de dois traçadores com concentração inicial (C_0), um não-sujeito e outro sujeito à sorção, o primeiro move-se com a água e mais rapidamente que o segundo, cuja massa é transferida parcialmente para o meio. Sob condições de equilíbrio, o retardamento é descrito pela equação de retardamento de FREEZE; CHERRY (1979), PICKENS et al. (1981) e CLEARY (1991):

$R_f = V_a/V_c = 1 + (\rho_b/\theta)K_d$, sendo:

R_f - fator de retardamento (adimensional),

V_a - velocidade média da água subterrânea ou de um soluto não reativo quando $C/C_0 = 0,5$ no perfil de concentração (m/s),

V_c - velocidade média do soluto reativo quando $C/C_0 = 0,5$ no perfil de concentração (m/s),

ρ_b - densidade seca do meio poroso (g/cm^3),

θ - porosidade (adimensional),

K_d - coeficiente de distribuição do soluto entre as fases sólida e líquida (mL/g).

As reações ácido-base são importantes devido à influência no pH e no comportamento químico dos íons. Reações desse tipo envolvem as reações de dissociação da água, as reações do gás carbônico e água, do ácido carbônico e de dissociação do ácido silícico.

Como a água é um excelente solvente, gases, líquidos e sólidos estão dissolvidos, sendo a dissolução o grande responsável pela carga de solutos na água subterrânea, enquanto a exsolução, volatilização e precipitação removem os solutos da água. A solução de gases e exsolução podem transferir grandes quantidades de massas entre o solo e a água subterrânea. A adição ou a remoção de gases da solução, como de CO_2 , pode desempenhar um importante papel controlador na química da água subterrânea.

A dissolução e a precipitação são de grande importância em termos de controle na química da água subterrânea. A solubilidade reflete o grau em que um reagente ou produtos são favorecidos nas reações de dissolução-precipitação. Grandes quantidades de massa podem ser transferidas entre a água e as fases sólidas sob certas condições. Assim, a precipitação mineral remove metais presentes em uma pluma de contaminação com baixo pH.

Solutos orgânicos, como óleo e contaminantes orgânicos, podem migrar como fases líquidas separadas da água ou dissolvidos, sendo que apresentam diferentes graus de solubilidade, alguns muito solúveis e outros pouco ou hidrofóbicos. A solubilidade na água pode ser medida pelo coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}), uma constante de equilíbrio adimensional que caracteriza a partição de um soluto orgânico entre o octanol e a água ($K_{ow} = \text{concentração do soluto no octanol}/\text{concentração do soluto na água}$).

As reações de oxidação-redução controlam a mobilidade de íons de metais em solução, sob a influência de microorganismos. O potencial de oxiredução E_h , com unidades em volts, é uma forma de caracterizar as condições de oxiredução do meio. A oxidação de compostos orgânicos forma outros compostos mais simples, sendo conhecida como reação de biodegradação ou de biotransformação. Estão incluídas nessa categoria as reações de redução do Fe (III), de desnitrificação, de redução de sulfato e de formação do metano. São reações de transformação, importantes para atenuar as concentrações dos contaminantes orgânicos e normalmente são descritas como reações de decaimento de primeira ordem.

A Figura 3.4 ilustra a perda ou a atenuação do cromo em um ensaio "in situ", empregando cromo, selênio e brometo como traçadores, analisados por KENT et al. (1994). É observada a diminuição do pico de concentração na curva de chegada e diminuição da área sob a curva de chegada do cromo em relação àquela do traçador conservativo brometo. É ilustrada também a existência de um pequeno retardamento do cromo durante o transporte, observado pelo atraso do pico de concentração em relação àquela do brometo. A perda do cromo foi atribuída à redução do cromo (VI) para cromo (III), com sorção irreversível do cromo (III).

A hidrólise é outra reação de transformação dos compostos orgânicos, que diferentemente da biodegradação não é catalizada por microorganismos. Envolve a reação de uma molécula orgânica e a água, geralmente descrita por decaimento de primeira-ordem.

A complexação facilita o transporte de metais, como cádmio, cromo, cobre, chumbo, urânio e plutônio. Envolve a combinação de metais e de ânions ou de elementos orgânicos naturais ou provenientes de contaminação, formando complexos que

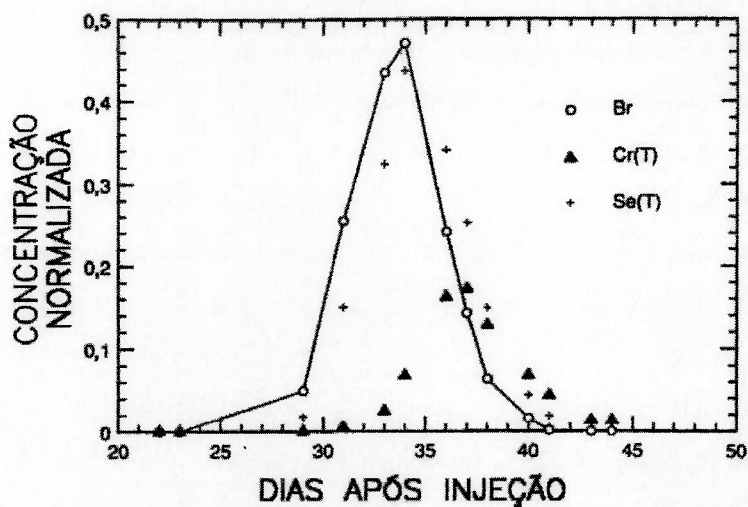


Figura 3.4 – Curvas de chegada para brometo (Br), cromo total [Cr(T)] e selênio total [Se(T)] (KENT et al., 1994).

aumentam a solubilidade e mobilidade de metais sob condições de pH normais das águas subterrâneas, não sendo necessárias condições de baixo pH para encontrar esses metais sob a forma de íons. A complexação orgânica de metais envolve substâncias húmicas ou matéria orgânica dissolvida na água, agentes complexantes artificiais como o ácido nitrilotriacético (NTA) ou o ácido etileno diamino tetracético (EDTA) utilizados em detergentes e em produtos de limpeza, aminoácidos ou ácidos carboxílicos.

3.4 Meios Anisotrópicos, Heterogêneos e com Estruturas

Em meios isotrópicos, a água subterrânea e os contaminantes nela dissolvidos movem-se perpendicularmente às linhas eqüipotenciais. Em meios anisotrópicos, movem-se em direções que dependem da relação entre as condutividades hidráulicas principais K_x e K_y , no caso bidimensional, tal como abordagens apresentadas pela U.S. EPA (1985), por CLEARY (1989) e CLEARY (1991), de acordo com a equação abaixo e conforme ilustrado na Figura 3.5:

$\theta_{\text{aniso}} = \tan^{-1}(K_r \tan \theta_{\text{iso}})$, sendo:

θ - ângulo entre o eixo X e a direção de fluxo em meio isotrópico ou anisotrópico, medido a partir do eixo X, no sentido anti-horário,

K_r - K_y/K_x (adimensional),

K_y - condutividade hidráulica na direção transversal ao fluxo (m/s),

K_x - condutividade hidráulica na direção de fluxo (m/s),

Eixos X e Y - paralelos às direções das condutividades hidráulicas principais K_x e K_y .

A anisotropia está presente em aluviões, nos depósitos sedimentares consolidados e nos maciços rochosos, sendo condicionada pela presença de estruturas geológicas. Portanto, a direção de fluxo da água subterrânea depende das direções e da relação de anisotropia das condutividades hidráulicas do meio e não é perpendicular às linhas eqüipotenciais de um mapa potenciométrico como nos meios isotrópicos. Conforme ilustrado na Figura 3.6, a direção de fluxo está mais próxima da direção de maior condutividade hidráulica, e a possibilidade de uma pluma de contaminação atingir rios e poços localizados a jusante de uma fonte de contaminação ocorre quando o alinhamento desses locais é paralelo à direção de fluxo da água subterrânea. Nessas condições, é necessário o conhecimento das direções das condutividades hidráulicas do meio e suas relações de anisotropia e dispor de um mapa com a distribuição das linhas eqüipotenciais.

Uma importante limitação no estudo da migração de contaminantes é a dificuldade em caracterizar a dispersão nos meios geológicos segundo SCHWARTZ (1977). A dispersão causada pelas heterogeneidades do meio é mais importante que aquela observada em ensaios de laboratório. Através de simulações de um meio heterogêneo, caracterizado por zonas de alta e de baixa condutividade hidráulica, esse autor mostrou que em muitos casos é impossível definir um único valor de

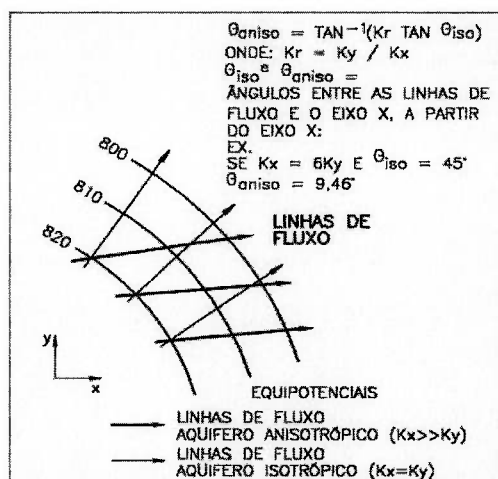


Figura 3.5 – Linhas de fluxo em meios anisotrópicos (U.S. EPA, 1985).

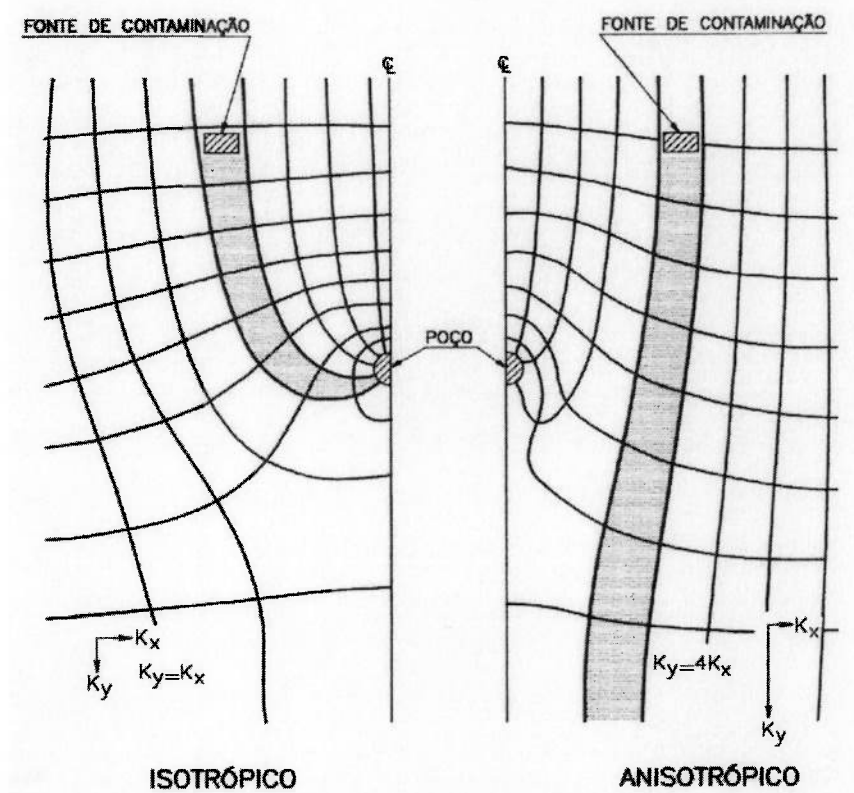


Figura 3.6 – Efeitos da anisotropia nas linhas de fluxo e no transporte de contaminantes (GROUNDWATER QUALITY-MEASUREMENT, PREDICTION AND PROTECTION, 1977).

dispersividade, que se mostrou decrescente com o decréscimo nos contrastes de condutividade e com a maior regularidade da estrutura do meio.

MATHERON; DE MARSILY (1980) examinaram as condições para o aparecimento da macrodispersão paralela ao acamamento de um meio estratificado infinito. Foi demonstrado que nos casos em que o fluxo é estritamente paralelo à estratificação, a equação de advecção/difusão não deve ser utilizada, ainda que para longos períodos de tempo, sendo necessária uma melhor formulação dos processos de transporte nos meios porosos e fraturados. Ao invés de considerar a existência de um meio homogêneo equivalente, definido por uma permeabilidade média, deve-se representar, em três dimensões, por meios determinísticos ou estatísticos, a posição e as propriedades de cada uma das camadas que podem ser identificadas no meio. Em cada uma dessas camadas, o surgimento do comportamento assintótico será mais rápido, e a equação de dispersão será válida mais rapidamente. As medidas das propriedades dispersivas do meio devem ser feitas para as camadas individuais, e a macrodispersão é o resultado do conjunto de valores obtidos para essas camadas.

A potencialidade de modelos estatísticos para determinar o comportamento do transporte de massa e as incertezas nas previsões foi demonstrada por SMITH; SCHWARTZ (1981a). Os resultados mostraram que o transporte de massa é influenciado de forma complexa pelo acamamento geológico, heterogeneidades das condutividades hidráulicas e porosidade, localização da zona de entrada e taxa de liberação de massa a partir das fontes. Os parâmetros que influenciam tanto a magnitude como a direção do transporte advectivo são de importância primária para as incertezas das previsões. A distribuição e a continuidade espacial das unidades e as suas diferentes condutividades hidráulicas médias, desvios-padrões, escalas de correlação da condutividade hidráulica e anisotropias são parâmetros com essas características. A porosidade e os processos de troca catiônica influem apenas na magnitude da velocidade, sendo as suas variações espaciais de importância secundária para as incertezas. A falta de informação sobre o tempo e concentrações liberadas a partir da fonte pode causar incerteza maior que a heterogeneidade.

Estes autores mostraram também que a migração de contaminantes pode ser prevista em alguns sistemas geológicos com mais certeza que em outros. O acamamento e a anisotropia hidráulica podem limitar a região de espalhamento do contaminante, com redução na incerteza. Quando os contrastes nas condutividades hidráulicas de

unidades geológicas são de grande magnitude, o transporte é restrito a linhas de fluxo particulares, apesar da variabilidade da condutividade hidráulica em cada uma das unidades. A variabilidade nos vários parâmetros estatísticos é ainda grande, significando que as incertezas são sensíveis a feições particulares. As incertezas podem ser reduzidas com investigações de campo mais intensivas para definir os elementos da estrutura espacial e as condições de contorno do sistema.

SMITH; SCHWARTZ (1981b) investigaram o papel da condutividade hidráulica no transporte de massa através de simulações estatísticas, em locais hipotéticos, contendo amostragens de valores de condutividade hidráulica. Ficou demonstrada a necessidade de muitos dados para obter um grau razoável de confiança nas previsões de comportamento. Para descrever adequadamente o transporte de massa, não há outra opção senão o detalhamento da heterogeneidade do meio. Um dos mais importantes fatores de incerteza é o padrão de variação espacial da condutividade hidráulica.

O conceito de advecção/difusão para o transporte de soluto em meios heterogêneos inconsolidados conforme concepção de GILLHAM et al. (1984) está ilustrado na Figura 3.7. Em depósitos permeáveis estratificados, com o fluxo paralelo ao acamamento, a advecção provoca um transporte mais rápido nas camadas mais permeáveis, sendo o soluto continuamente transferido para as camadas menos permeáveis, por difusão molecular, devido ao gradiente de concentração entre as camadas. Há um declínio nas concentrações ao longo das camadas mais permeáveis e aumento das concentrações nas camadas de menor permeabilidade, resultando em perfis de concentração fortemente dispersos na direção do fluxo. Os parâmetros que afetam a dispersividade são o coeficiente de difusão nas camadas de menor permeabilidade, a espessura das camadas e os contrastes de permeabilidade. O processo é dependente do tempo e prevê uma velocidade de espalhamento do soluto inconsistente com o modelo de advecção/dispersão. A velocidade de migração do contaminante é menor que a velocidade da água subterrânea nas camadas de maior permeabilidade.

SUDICKY et al. (1985) estudaram a migração de um traçador não reativo ou conservativo em laboratório, em uma camada de areia intercalada a camadas de silte. Os resultados mostraram atraso na curva de chegada do traçador, um decréscimo acentuado nas concentrações, uma forte dispersão e forma não simétrica, aspectos

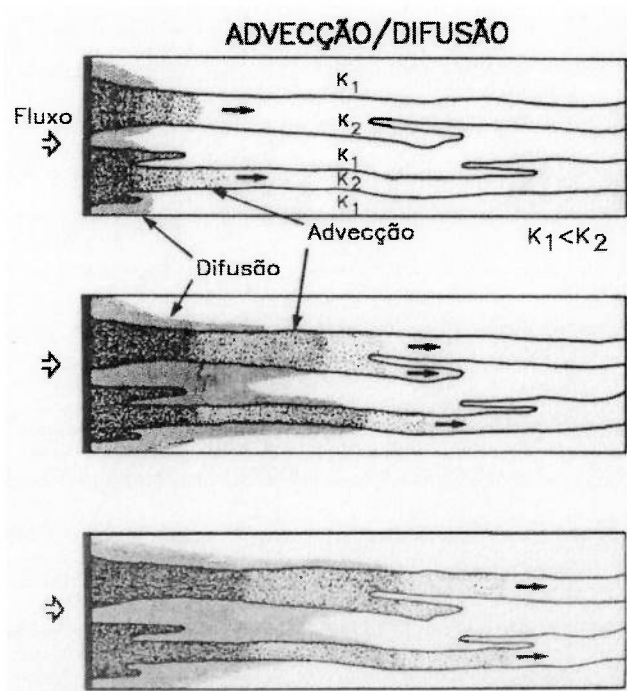


Figura 3.7 – Representação esquemática dos processos de advecção/difusão (GILLHAM et al., 1984). K_1 e K_2 – condutividades hidráulicas do meio.

contrastantes com os padrões de meios homogêneos e não consistentes com a lei de Fick. Simulações demonstraram que esses efeitos são o resultado da redistribuição transiente do traçador por difusão molecular transversal e que a dispersão longitudinal apresenta importância secundária no espalhamento do traçador. STARR et al. (1985) estudaram a migração de um traçador reativo, estrôncio 85 (^{85}Sr), da mesma forma que SUDICKY et al. (1985). Resultados de simulações mostraram discrepâncias em relação aos valores obtidos, especialmente nas velocidades menores.

Os mecanismos que podem causar anisotropia nos coeficientes de dispersão e a relação entre anisotropia na condutividade hidráulica e anisotropia na dispersão foram investigados em laboratório por SILLIMAN et al. (1987). As relações entre anisotropias hidráulicas e anisotropias das dispersões nem sempre são consistentes, e a maior dispersividade nem sempre está alinhada com o mesmo eixo do tensor de condutividade hidráulica, mas depende do mecanismo que causa a anisotropia.

POETER; GAYLORD (1990) compararam as tendências de migração de plumas de trítio de Hanford Site, Washington, Estados Unidos, a partir de uma disposição de resíduo perigoso, com as heterogeneidades definidas por mapeamento e correlação de litofácies. Mapas com porcentagens de litofácies apresentaram-se úteis para definir

os padrões de migração do trítio em larga escala, mas não suficientemente detalhados, sendo sugerida a incorporação de parâmetros mais diretamente relacionados com a condutividade hidráulica. Áreas onde a migração da pluma mostrou-se mais rápida e a dispersividade longitudinal maior foram grosseiramente correlacionadas com as distribuições e tendências das litofácies de granulometria mais grossa. A Figura 3.8 ilustra o movimento da pluma apresentando uma forma irregular e a mudança de trajetória devido à presença de heterogeneidades.

HARRISON et al. (1992) examinaram o grau com que um aquífero fraturado pode proteger um aquífero subjacente de uma fonte de contaminação superficial, conforme ilustração na Figura 3.9. Evidências de campo mostram que muitos aquíferos, considerados inicialmente não fraturados, apresentam fraturas verticais que transmitem água com velocidades de vários metros/dia, sendo que os contaminantes podem atingir os aquíferos rapidamente. Simulações em modelos de elementos finitos demonstraram que uma pluma extensa, pouco espessa e com concentração significativa é formada na porção superior do aquífero subjacente, em poucas dezenas de anos, para aberturas da ordem de 20 μm ou mais rapidamente, em poucos anos, para aberturas de 50 μm , mesmo quando o aquífero apresenta poucas fraturas verticais, profundas e com grande espaçamento.

A condutividade hidráulica vertical a partir do modelo de balanço hidráulico e cálculo da recarga vertical para um aterro de resíduo perigoso, Louisiana, Estados Unidos, foi calculada por HANOR (1993). O valor da condutividade hidráulica obtido, da ordem de 10^{-5} cm/s, é até quatro ordens de magnitude maior do que os valores de laboratório (Figura 3.10). Intercalações de areia, zonas de porosidade secundária e fraturamento apresentaram-se como os controles dominantes da permeabilidade vertical.

SUGUITA; GILLHAM (1995) e SUGUITA et al. (1995) abordaram o comportamento das curvas de chegada de solutos reativos. Essas curvas apresentaram tempos de chegada menores, espalhamento maior e concentrações residuais em períodos mais longos do que as previsões da equação clássica de advecção/dispersão, caracterizando maior dispersão de solutos reativos em relação àqueles não reativos. O mecanismo de variação do fator de retardamento na escala dos poros, resultante da distribuição do tamanho dos poros, foi considerado como contribuinte dos desvios observados.

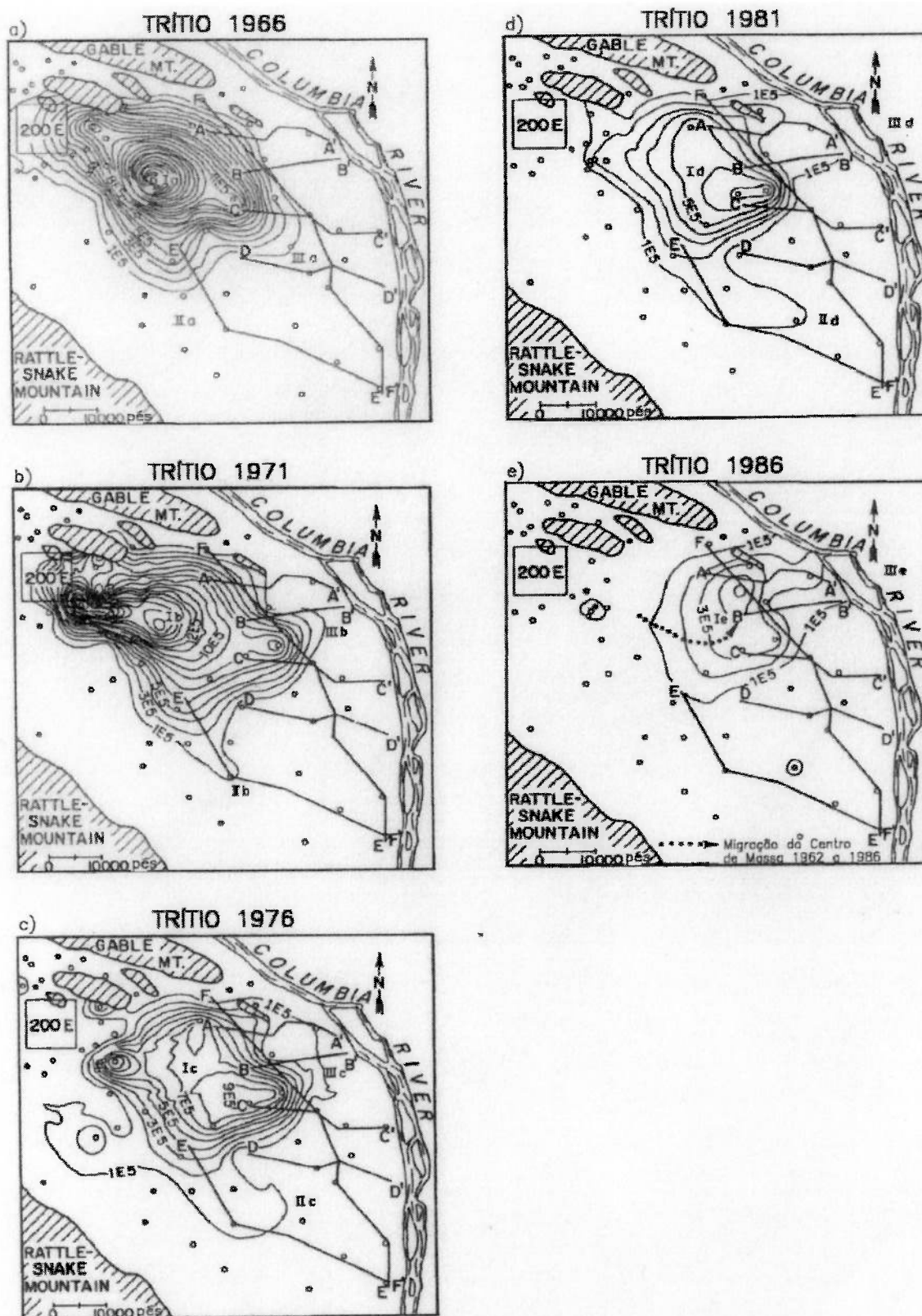


Figura 3.8 - Plumas de contaminação em diversas datas mostrando alteração nas trajetórias devido à influência de heterogeneidades (POETER; GAYLORD, 1990).

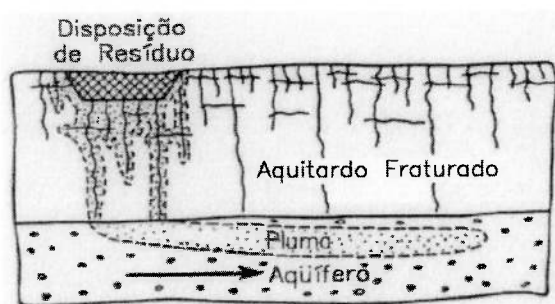


Figura 3.9 – Migração de contaminantes através de um aquífero fraturado para um aquífero subjacente (HARRISON et al., 1992).

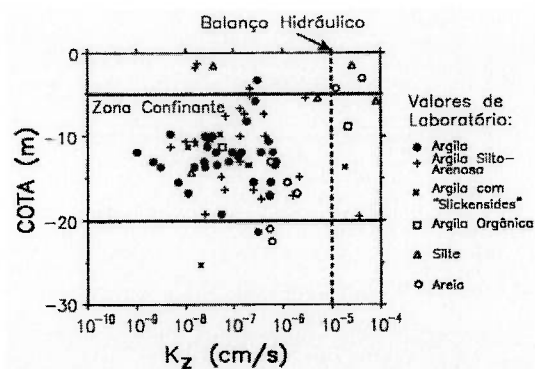


Figura 3.10 – Comparação de valores de condutividades hidráulicas verticais determinados em laboratório com aquele obtido a partir de cálculo de balanço hidráulico (HANOR, 1993).

ALLEN-KING et al. (1998) utilizaram uma aproximação fundamentada em fácies para delinear heterogeneidades, tanto físicas como geoquímicas, do aquífero de Borden, Ontário, Canadá, de acordo com a concepção ilustrada na Figura 3.11. Os parâmetros considerados foram aqueles relacionados à velocidade de transporte, o coeficiente de distribuição (K_d) do tetracloroetileno e a condutividade hidráulica (K) inferida a partir da distribuição granulométrica. Amostras de um perfil vertical foram analisadas quanto aos parâmetros considerados, cujos resultados estão na Figura 3.12.

Ambos os parâmetros foram correlacionados com as seis fácies sedimentares identificadas no perfil vertical, sendo que essas correlações específicas de cada fácies geralmente resultaram em estatísticas melhores, coeficientes de correlação maiores e intervalos de confiança reduzidos, comparadas com a correlação global de toda a amostragem. Os resultados sugerem que a aproximação baseada em fácies pode ser útil na caracterização das propriedades heterogêneas de transporte de massa dos aquíferos sedimentares. É previsto que as correlações entre K , K_d e fácies sedimentares sejam mais pronunciadas em locais com maior heterogeneidade. A aproximação fundamentada em fácies é de grande utilidade, pois as fácies são unidades fundamentais dos aquíferos sedimentares e facilmente mapeáveis.

SCHWARTZ et al. (1983) desenvolveram uma técnica de modelagem numérica e estocástica para investigar o transporte de massa em uma rede de fraturas discretas.

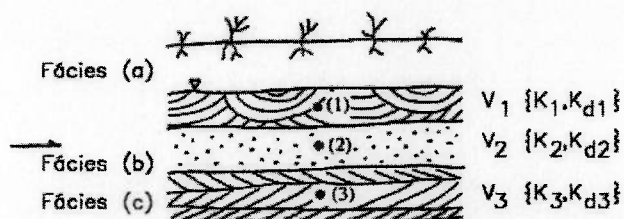


Figura 3.11 – Previsão da magnitude e distribuição espacial da velocidade de transporte (V_i) de um contaminante em um aquífero arenoso (ALLEN-KING et al.,1998). Por hipótese, existem correlações significantes entre parâmetros de transporte (condutividade hidráulica K_i e coeficiente de distribuição $K_{d,i}$) e fácies sedimentares (a, b, c). No ponto (1), a velocidade de um soluto que sofre sorção está relacionada às propriedades físicas e químicas da fácies (a). Para cada unidade, são observadas características composicionais uniformes e condições deposicionais e de transporte consistentes. Essas relações sugerem que as distribuições de fácies podem ser utilizadas para entender as correlações geoestatísticas dos parâmetros de transporte.

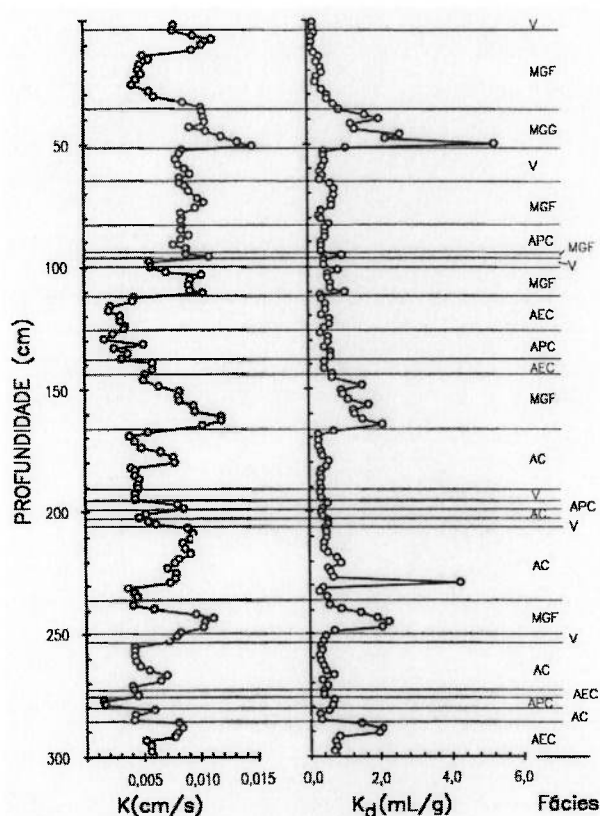


Figura 3.12 – Condutividades hidráulicas (K), coeficientes de distribuição (K_d) do tetracloroetileno e fácies sedimentares com a profundidade (ALLEN-KING et al.,1998). MGF – maciça granulação fina; MGG – maciça granulação grossa; V – variegada; APC – acamamento pouco acentuado; AC – acamamento acentuado; AEC – areia com estratificação cruzada.

Os conceitos clássicos sobre as características e velocidades do espalhamento de massa não descrevem adequadamente a dispersão em meio fraturado, e um único valor de dispersividade parece não suficiente para caracterizar corretamente o padrão de espalhamento. SMITH; SCHWARTZ (1984) analisaram a influência da geometria das fraturas no transporte de massa através de rede de fraturas descontínuas do modelo de SCHWARTZ et al. (1983). SCHWARTZ; SMITH (1988) desenvolveram uma aproximação de meio contínuo para a modelagem do transporte de massa em maciços rochosos fraturados representados por redes de fraturas com famílias apresentando comprimento finito, irregularmente espaçadas. Foi demonstrada a complexidade da dispersão nos meios fraturados, e que os fatores contribuintes para o espalhamento nas direções principais maior e menor alteram-se com a orientação da rede em relação ao gradiente hidráulico médio.

ENDO et al. (1984) apresentaram um modelo numérico sob condições constantes de fluxo para determinar quando um sistema de fraturas paralelas pode ser modelado como um meio poroso equivalente para o transporte de massa. Um sistema de fraturas comporta-se como um meio poroso quando a descarga específica pode ser prevista a partir do tensor de permeabilidade e a porosidade efetiva é independente da direção de fluxo. A primeira condição foi satisfeita, mas a porosidade efetiva mostrou-se dependente da direção. Assim, meios que podem ser aproximados a meios porosos para fluxo, não se comportam da mesma maneira para transporte de massa.

DVERSTORP et al. (1992) analisaram a migração de traçadores em rocha pouco fraturada com um modelo descontínuo de fraturas discretas, calibrado com dados de geometria das fraturas e de fluxo obtidos em ensaio tridimensional efetuado em Stripa, Suécia. Comparações entre simulações de transporte e resultados de ensaios de campo com traçadores confirmaram os parâmetros da rede de fraturas obtidos a partir da análise de fluxo. O modelo com fraturas discretas reproduziu a distribuição espacial irregular de fluxo e traçadores, o comportamento complexo da dispersividade e os efeitos de fluxo em canais observados nos ensaios de campo. Em consequência do acanalamento do fluxo, o transporte ocorre em caminhos preferenciais, cujas propriedades podem ser substancialmente distintas das propriedades médias do meio. Assim, a porosidade e a área da fratura exposta ao fluxo e disponível à sorção podem ser reduzidas por quase duas ordens de magnitude comparadas com valores médios do meio.

3.5 Os Efeitos de Escala

O efeito de escala nas dispersividades ou o aumento dos valores com os volumes ensaiados foram abordados por vários autores, sendo destacados os trabalhos de síntese de NEUMAN (1990) e de GELHAR et al. (1992). Uma forma de explicar valores não constantes de dispersividade é considerar tais valores como o resultado de uma média espacial incompleta em um meio heterogêneo. É necessário que o traçador ou o contaminante se movimente ao longo de uma distância considerável para interagir completamente com o meio e produzir a mistura na escala macroscópica, com aumento nos valores de dispersividade antes de se tornarem constantes. Outra forma de explicar a variabilidade espacial das dispersividades é através do conceito de volume elementar representativo (VER) de BEAR (1975), sendo definido um VER para cada uma das escalas.

A necessidade de ensaios em volumes relativamente grandes, correspondentes aos volumes elementares representativos (VER), tem sido enfatizada, especialmente nos estudos de condutividade hidráulica de alguns maciços rochosos e na aproximação de alguns desses meios a um meio contínuo anisotrópico. Os ensaios de pequena escala envolvem poucas descontinuidades e apresentam resultados sensíveis ao volume ensaiado. Exemplos de efeitos de escala na condutividade hidráulica foram apresentados por ROVEY; CHERKAUER (1995) para diversas litologias. Ensaios efetuados para investigação das condutividades hidráulicas em basaltos e Arenito Caiuá das fundações de Porto Primavera, abordados no capítulo 4, foram programados e efetuados em diversas escalas.

O aumento da condutividade hidráulica com a escala é relacionado com a heterogeneidade, e os efeitos de escala na dispersividade são relacionados com o aumento na variabilidade da condutividade hidráulica à medida que as dimensões envolvidas no ensaio são maiores. O valor de dispersividade aproxima-se de um valor constante quando a escala de um meio homogêneo equivalente é atingida. Um fator comum nos efeitos de escala da condutividade hidráulica e da dispersividade é a variabilidade da condutividade hidráulica.

3.5.1 Efeitos de Escala na Dispersividade

A previsão de transporte de massa em sistemas hidrogeológicos, de maneira geral, envolve o uso de uma equação de advecção/dispersão. A advecção descreve a velocidade média de transporte de um soluto, e a dispersão hidrodinâmica, definida como a soma da difusão molecular e da dispersão mecânica, explica a variação ao redor da média. Se fosse possível definir exatamente o padrão de fluxo tridimensional do meio, provavelmente o transporte de solutos poderia ser descrito apenas pelos processos de advecção e difusão molecular. É impraticável e até mesmo impossível a definição do fluxo em escala microscópica, sendo necessária a média da velocidade em um volume representativo. Essa média introduz incerteza na velocidade que se manifesta no coeficiente de dispersão hidrodinâmica. A média ou a escala escolhida para definir o domínio de fluxo e para obter amostras de água subterrânea pode resultar em coeficiente de dispersão ou dispersividade dependente da escala.

A Figura 3.13 ilustra o efeito da escala de amostragem na concentração de contaminantes e na estimativa da dispersividade em meios heterogêneos. Observa-se que a dispersão é mais acentuada para maiores trechos de amostragem, como nos poços totalmente penetrantes, refletindo a presença de heterogeneidades. Os poços multiníveis indicam o tempo exato a partir do qual cada camada começa a ser contaminada, iniciando-se por aquela de maior condutividade hidráulica. O poço de grande comprimento pode conduzir à conclusão errônea de que toda a espessura está contaminada a partir do momento em que o contaminante atinge a camada de maior condutividade hidráulica.

De acordo com PICKENS; GRISAK (1981a), o efeito de escala foi primeiramente noticiado devido à necessidade de grandes valores de dispersividade para a modelagem de zonas de contaminação com técnicas de simulação em computadores. A Tabela 3.2 ilustra os valores de dispersividade obtidos a partir de estudos de modelagem de zonas de contaminação em meios geológicos granulares. As dispersividades longitudinais variam entre 12 e 61 m, com uma ligeira tendência de maiores valores para as zonas de contaminação maiores. Esses valores apresentam-se bastante distintos daqueles obtidos a partir de análises de dados de curva de chegada em laboratório utilizando materiais granulares, da ordem de 0,01 e 1 cm. Entre esses valores encontram-se as dispersividades longitudinais obtidas a partir da

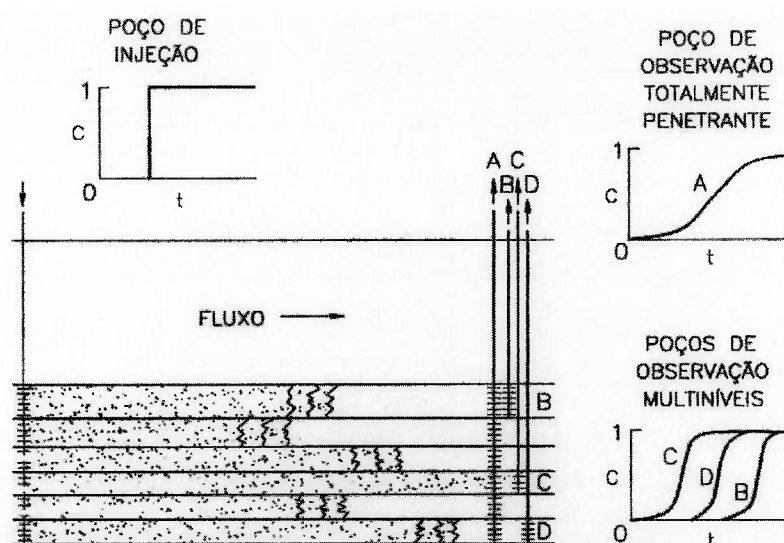


Figura 3.13 - Efeito da escala de amostragem na análise da dispersão (KONIKOW, 1989 apud KONIKOW; GOODE, 1993). c – concentração do contaminante; t – tempo; A, B, C, D – poços de amostragem.

Tabela 3.2 – Valores de dispersividade em materiais granulares obtidos a partir de modelagem de zonas contaminadas (PICKENS; GRISAK, 1981a).

Referência	Área (A), Seção transversal (S) ou Unidimensional (U)	Comprimento da zona (m)	Dispersividade longitudinal (m)	Dispersividade transversal (m)
PINDER (1973)	A	~1.300	21,3	4,3
ROBSON (1974)	A	> 8.000	61	-
KONIKOW; BREDEHOEFT (1974)	A	~18.000	30,5	9,2
FRIED (1975)	U	~800	15	1
	U	600 – 1.000	12	4
KONIKOW (1976)	A	~13.000	30,5	-
ROBSON (1978)	S	~3.500	61	0,2
WILSON; MILLER (1978)	A	~1.300	21,3	4,3

análise de ensaios de campo com traçadores, na faixa entre 0,012 e 15,2 m, conforme Tabela 3.3.

Na maioria dos estudos de zonas contaminadas e de ensaios de campo com traçadores apresentados nas Tabelas 3.2 e 3.3, foram utilizadas técnicas de amostragem de um grande intervalo. O comprimento do trecho de amostragem variou entre vários metros a várias dezenas de metros, sendo os valores elevados de dispersividade devidos à escala de amostragem. Observa-se que, quando os estudos foram conduzidos em escalas pequenas, os valores foram de pequena magnitude.

Muitos estudos teóricos levantaram questões a respeito do uso e aplicabilidade da equação de advecção/dispersão para descrever o transporte do soluto em um meio heterogêneo, com uma dispersividade constante em todas as escalas de tempo e espaço. SCHWARTZ (1977) demonstrou que um único valor de dispersividade não existe para certos meios geológicos hipotéticos. SMITH, SCHWARTZ (1980) apud PICKENS; GRISAK (1981a) concluíram que um valor de dispersividade constante para uma unidade geológica heterogênea hipotética pode existir se o sistema é suficientemente grande para fornecer uma média espacial das partículas do traçador no campo de velocidade.

GELHAR et al. (1979) apud PICKENS; GRISAK (1981b) utilizaram uma aproximação estatística para investigar a dispersão longitudinal resultante das variações verticais de condutividade hidráulica em um aquífero estratificado. Os resultados demonstraram que, para tempos longos, a dispersividade longitudinal aproxima-se de uma constante dependente das propriedades estatísticas do meio. No início do processo, o transporte de massa pode ocorrer em desacordo com a equação advecção/dispersão e parte da dependência da escala nos ensaios de campo pode refletir esse comportamento do início do processo. Não seria possível determinar um valor constante de dispersividade a partir dos ensaios de campo devido às grandes distâncias e tempos necessários.

MATHERON; DE MARSILY (1980) mostraram que o transporte do soluto em um meio estratificado com fluxo paralelo à estratificação não é, em geral, representado corretamente pela equação convencional de advecção/dispersão. Para fluxos não

Tabela 3.3 - Valores de dispersividade em materiais granulares obtidos a partir de resultados de ensaios com traçadores (PICKENS; GRISAK, 1981a).

Referência	Tipo de ensaio	Distância entre poços (m)	Trechos perfurados nos poços (m)	Dispersividade longitudinal (m)
THEIS (1963) apud COLE (1972)	Gradiente natural	3500 4000	- -	6 460
MERCADO (1966)	Poço único, injeção / rebaixamento Injeção/rebaixamento poços de observação	- ≤ 115	34 12-39	0,09-0,15 0,50-1,50
PERCIOUS (1969)	Poço único, injeção / rebaixamento	-	30,5	0,08-0,25
WILSON (1971) apud ROBSON (1974)	Poços duplos sem recirculação, injeção / rebaixamento	79,2	14,6	15,2
WILSON (1971)	Poço único, injeção / rebaixamento	-	15,2	0,25-0,33
FRIED et al. (1972)	Poço único, pulso, camadas individuais	-	0,25 camadas	0,1-0,6
KREFT et al. (1974)	Poços duplos, pulso	5-6	-	D/V = 0,18
ROBSON (1974)	Poços duplos com recirculação	6,4	27,4	15,2
FRIED (1975)	Gradiente natural Injeção radial	< 12 -	- -	4,25 11,0
GRISAK (dados não publicados, 1977)	Poço único, injeção / rebaixamento	-	1,8	0,29
ROUSSELOT (1977)	Gradiente natural	≤ 60	-	1
PEAUDECERF; SAUTY (1978)	Gradiente uniforme	≤ 32,5	-	1-2,7
SAUTY (1978)	Poços duplos, pulso	9 6	- -	6,9 0,3
SUDICKY; CHERRY (1979)	Gradiente natural	≤ 14	Amostragem pontual	0,01-0,22
SAUTY et al. (1979)	Poço único, injeção/rebaixamento Poço central Poços observação	- ≤ 13	- -	1 0,18 x raio
LEE et al. (1980)	Gradiente natural	≤ 6	Amostragem pontual	0,012

estritamente paralelos à estratificação, essa equação é válida quando os tempos e as distâncias são grandes. Foi recomendada a representação do meio em detalhe, em três dimensões, para atingir um comportamento assintótico mais rapidamente e validade da equação em períodos mais curtos. Nos meios hidrogeológicos, o coeficiente de dispersão é considerado como sendo o produto da dispersividade e da velocidade média. Se o coeficiente de dispersão aumenta linearmente em um meio de velocidade constante, há uma dependência linear entre distância percorrida e dispersividade.

PICKENS; GRISAK (1981b) desenvolveram um modelo bidimensional para simular o transporte advectivo/dispersivo e transiente de soluto, com a dispersão sendo dependente da escala. Para as previsões de transporte de soluto durante os tempos iniciais ou para pequenas distâncias médias percorridas, é necessária a inclusão da dependência da escala. Entretanto, essa dependência pode apresentar pequenas conseqüências nas simulações envolvendo tempos longos ou grandes distâncias médias de percurso, conforme indicações a partir dos desvios-padrões apresentados na Tabela 3.4.

GÜVEN et al. (1985) utilizando os dados de campo obtidos por PICKENS; GRISAK (1981a) a partir de ensaios com traçador em poço único, em aquíferos estratificados, efetuaram simulações em modelos numéricos e demonstraram que o movimento de um traçador em um aquífero estratificado pode ser simulado acuradamente sem o uso do efeito de escala na dispersividade, se as características de fluxo e os coeficientes de dispersão são conhecidos em detalhe. Quando os processos de advecção são simulados acuradamente, os valores de dispersividade são de pequena grandeza, constantes e da mesma ordem daqueles das camadas individuais.

NEUMAN (1990) mostrou a existência de um sistemático aumento das dispersividades aparentes com a escala de estudo em uma grande variedade de meios, como pode ser visualizado nas Figuras 3.14 e 3.15. GELHAR et al. (1992) efetuaram uma revisão crítica das dispersividades obtidas em 59 diferentes locais. Os dados indicam uma tendência de incremento sistemático das dispersividades com a escala de observação, mas essa tendência não é tão clara quando se consideram apenas os dados de maior confiabilidade, sendo que esses dados localizam-se na porção inferior da faixa de valores, tal como ilustrado nas Figuras 3.16 a 3.19.

Tabela 3.4 – Comparação de desvios-padrões (σ) da distribuição do soluto para os casos com dispersividade longitudinal (α_L) constante igual a 10 m e com dispersividade longitudinal (α_L) dependente da escala e atingindo valor máximo de 10 m, obtidos para várias distâncias médias de percurso (X) [PICKENS; GRISAK, 1981b].

X(m)	σ^1 (m)	σ^2 (m)	Diferença percentual no σ
0	0	0	
100	44,7	31,6	29,3
500	100,0	94,9	5,1
1000	141,4	137,8	2,5
1500	173,2	170,3	1,7
2000	200,0	197,5	1,3
2500	223,6	221,4	1,0
3000	244,9	242,9	0,8
3500	264,6	262,7	0,7
4000	282,8	281,1	0,6

¹ $\alpha_L = 10\text{m}$, $0 \leq X \leq 4000\text{m}$.

² $\alpha_L = 0,1X$, $0 \leq X \leq 100\text{m}$; $\alpha_L = 10\text{m}$, $100\text{m} \leq X \leq 4000\text{m}$.

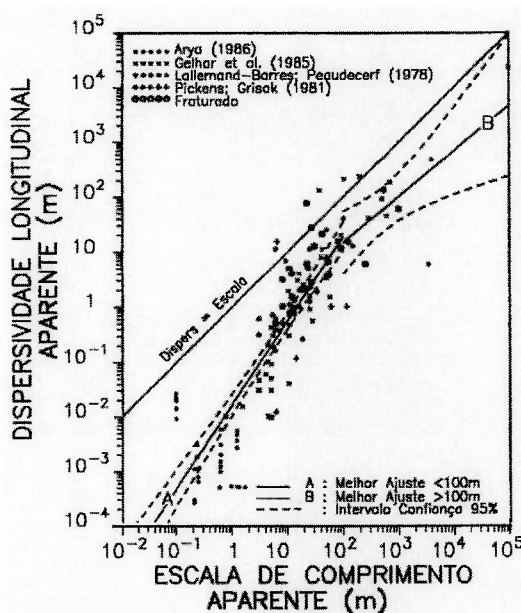


Figura 3.14 – Dispersividades longitudinais aparentes versus escala de estudo, excluindo resultados de calibração de modelos numéricos (NEUMAN, 1990).

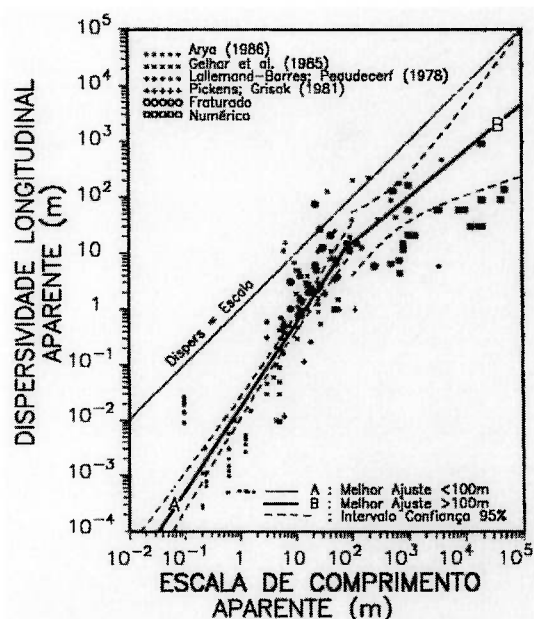


Figura 3.15 – Dispersividades longitudinais aparentes versus escala de estudo, incluindo resultados de calibração de modelos numéricos (NEUMAN, 1990).

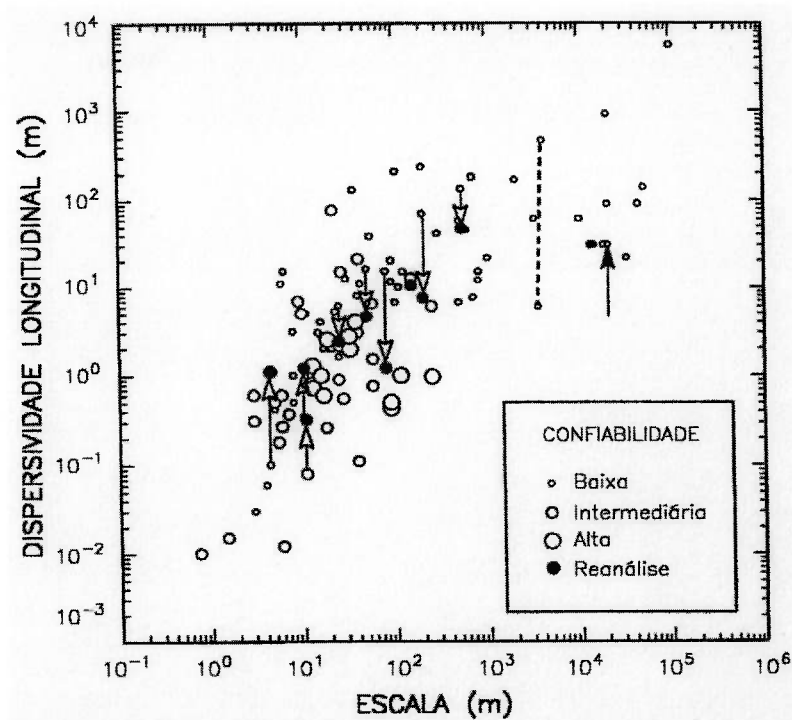


Figura 3.16 – Dispersividade longitudinal aparente versus escala de estudo (GELHAR et al., 1992). Ajustes resultantes de reanálises indicadas pelas setas. Linhas tracejadas ligam dois valores de dispersividades em Hanford.

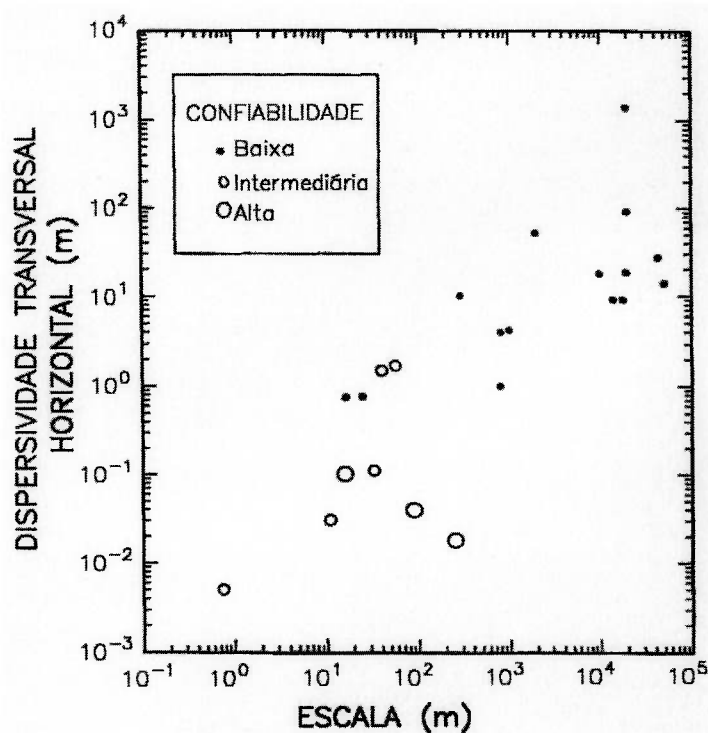


Figura 3.17 – Dispersividade transversal horizontal em função da escala de observação (GELHAR et al., 1992).

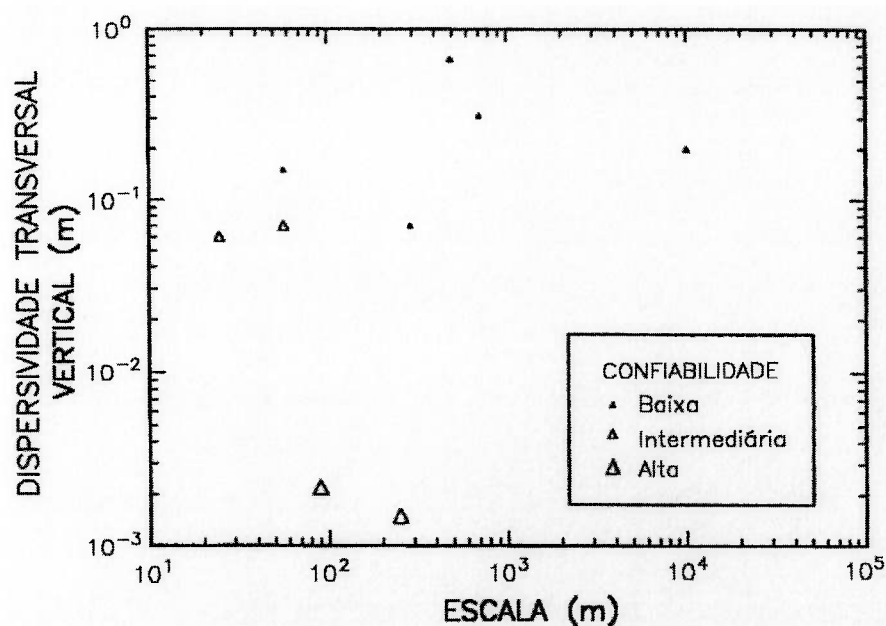


Figura 3.18 – Dispersividade transversal vertical em função da escala de observação (GELHAR et al., 1992).

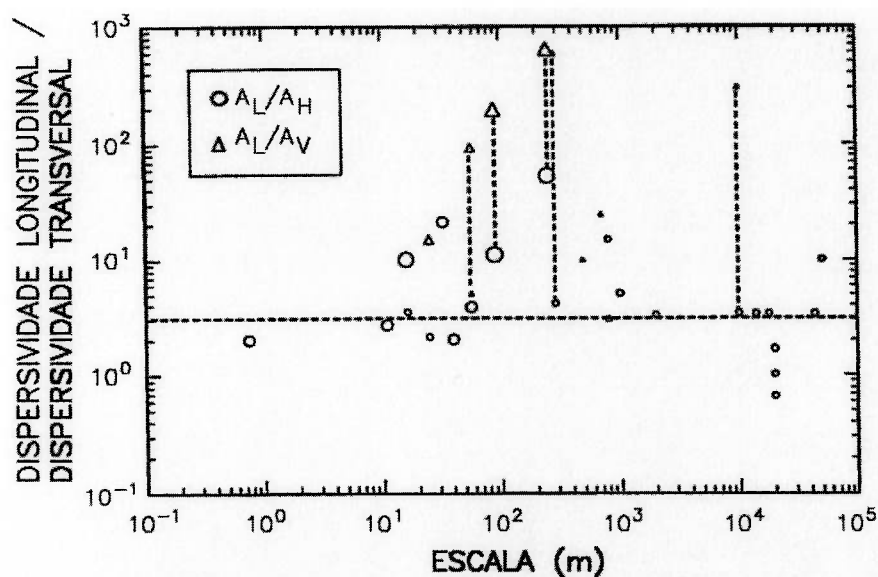


Figura 3.19 – Relações entre dispersividades longitudinal e transversais horizontal (A_L/A_H) e vertical (A_L/A_V) [GELHAR et al., 1992]. Os símbolos maiores e menores referem-se respectivamente a dados de alta e de baixa confiabilidade. As linhas tracejadas verticais indicam locais onde os três componentes do tensor de dispersividade foram medidos. A linha tracejada horizontal indica a relação largamente utilizada em simulações numéricas.

As heterogeneidades, ao criarem variabilidade nas velocidades, contribuem significativamente para a dispersão na escala macroscópica. Os valores de dispersividades são da ordem de 10^{-2} a 1 cm nos ensaios de laboratório, enquanto nos ensaios de campo envolvendo pequenas distâncias, esses valores estão na faixa de 0,1 a 2 m. Em uma mesma escala, dependendo da variabilidade na condutividade hidráulica, as dispersividades podem variar entre 2 a 3 ordens de magnitude. As dispersividades transversais horizontais são no mínimo uma ordem de magnitude menores do que os valores longitudinais e aquelas transversais verticais são uma a 2 ordens de magnitudes menores do que as dispersividades transversais horizontais.

MOLTYANER et al. (1993), com base em ensaios com traçadores em Twin Lake, Ontário, Canadá, nas dimensões de 20, 40 e 260 m, concluíram que os ensaios na dimensão de 40 m foram suficientes para amostrar as heterogeneidades do aquífero entre as zonas de injeção e descarga e para quantificar as dispersões.

3.5.2 Efeitos de Escala na Condutividade Hidráulica

TRESSOLDI (1991) abordou os ensaios efetuados para investigar as condutividades hidráulicas em basaltos e TRESSOLDI (1993) tratou das investigações referentes às condutividades hidráulicas do Arenito Caiuá das fundações da barragem de Porto Primavera, programados, efetuados e interpretados em diversas escalas, conforme apresentação no capítulo 4.

NEUZIL (1994) apresentou uma relação entre condutividade hidráulica e porosidade de argilas e folhelhos. As condutividades hidráulicas, mesmo em grandes escalas, mostraram-se muito menores do que usualmente considerado, com valores entre 10^{-16} e 10^{-10} m/s e as porosidades entre 0,1 e 0,4, tanto em estudos de laboratório como em estudos regionais, efetuados com simulações numéricas de fluxo. Embora as fraturas e outras heterogeneidades controlem o comportamento hidráulico de algumas unidades, esse comportamento é independente da escala em muitas outras unidades.

ROVEY; CHERKAUER (1995) abordaram a dependência da escala observada em medidas de condutividade hidráulica para cinco unidades estratigráficas de um aquífero carbonático do sudeste de Wisconsin, Estados Unidos, onde as condutividades hidráulicas foram medidas por "slug tests", ensaios de injeção sobre pressão, ensaios de bombeamento e modelos digitais calibrados. O raio efetivo do

ensaio apresentou variação desde menor que 1 m e até maior que 10.000 m. Em gráficos de escala logarítmica, observou-se que a condutividade hidráulica aumenta linearmente com o raio de ensaio, entre 20 e 220 m, mas é constante com a escala a partir desse ponto. O aumento da magnitude da condutividade hidráulica com a escala apresentou-se similar a outros locais com características geológicas distintas e esse aumento de magnitude foi correlacionado com o incremento da variância.

Os parâmetros que caracterizam o efeito de escala em variogramas [“slope” – taxa de acréscimo da variância e “range” – distância limite ou amplitude a partir da qual a variância atinge um valor constante, um patamar ou “sill”, cujas definições são apresentadas por JOURNEL; HUIJBREGTS (1978) e por DAVIS (1986)], mostraram-se úteis para distinguir os tipos de sistemas porosos dominantes. Sistemas porosos distintos apresentaram parâmetros característicos, particularmente para os valores de distância limite, cujos maiores valores mostraram-se relacionados às unidades com porosidade secundária.

Os efeitos de escala mostraram-se dependentes do meio geológico e do grau de porosidade secundária. Os sedimentos glaciais com porosidade apenas primária apresentaram a menor taxa de aumento e a menor distância limite para o aumento da condutividade hidráulica com a escala. Nesses casos, ensaios de pequena escala, os “slug tests”, apresentaram valores próximos dos valores de ensaios regionais, geralmente com diferenças de um fator de 3. Nos meios fraturados e consolidados, os “slug tests” subestimaram os valores regionais por fatores de 2 a 500, dependendo da distância limite (“range”). A Figura 3.20 e a Tabela 3.5 ilustram os aspectos apresentados.

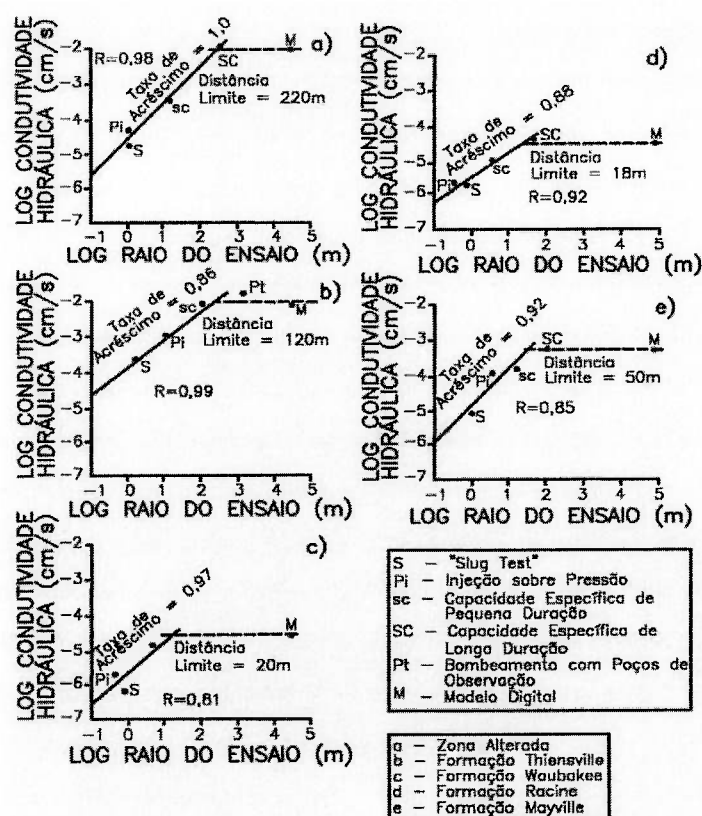


Figura 3.20 - Relação entre condutividade hidráulica e raio de influência do ensaio em um aquífero dolomítico (ROVEY; CHERKAUER, 1995).

Tabela 3.5 – Valores característicos da distância limite ("range") e da taxa de acréscimo da variância ("slope") para condutividade hidráulica (K) e para variância de K, em vários meios geológicos (ROVEY; CHERKAUER, 1995). O primeiro número é a média aritmética, a faixa dos valores está entre parêntesis, e o número de unidades geológicas consideradas está entre colchetes.

	Sedimentos glaciais	Tilitos fraturados	Carbonatos fraturados	Carbonatos com porosidade secundária	Carbonatos com dissolução incipiente	Carbonatos cársticos
Distância Limite para K (m)	7,3 (0-16) [3]	3,5 (2-5) [2]	19 (18-20) [2]	50 - [1]	170 (120-220) [2]	- (>1000, >3200) [2]
Distância Limite para variância de K (m)	13,0 (10-16) [2]	- - -	<100 - [2]	- - -	<200 - [2]	>1800 - [1]
Taxa de Acréscimo para K	0,19 (0-0,38) [3]	1,0 (1,0) [2]	0,92 (0,88-0,97) [2]	0,92 - [1]	0,93 (0,86-1,0) [2]	0,46 (0,27-0,66) [2]
Taxa de Acréscimo para variância de K	0,20 (0,15-0,24) [2]	- - -	- - -	- - -	- - -	0,19 - [1]

4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CONTROLADORES

Os parâmetros avaliados por estudos de laboratório e/ou de campo estão sujeitos a incertezas. Ensaio “in situ” são imperativos devido à não representatividade das condições de campo naqueles de laboratório, entretanto ensaios de laboratório são efetuados com um maior conhecimento e maior controle das variáveis envolvidas.

Os parâmetros representativos das situações de campo correspondentes à advecção podem ser obtidos com o emprego de ensaios hidráulicos. Os ensaios de campo com traçadores em sistemas bem definidos permitem uma avaliação quantitativa das propriedades advectivas, dispersivas, de adsorção e de transformação. São efetuados sob condições de gradientes forçados devido à injeção e/ou bombeamento, com gradientes hidráulicos maiores do que aqueles reinantes sob condições naturais e também sob condições de gradiente natural, onde o movimento do traçador é devido ao fluxo natural da água subterrânea. Para a caracterização de grande escala, são empregadas as técnicas de traçadores ambientais ou os métodos inversos de calibração de modelos numéricos.

Os traçadores mais importantes são representados por íons que ocorrem naturalmente na água subterrânea, como brometo (Br^-) e cloreto (Cl^-), os isótopos ambientais, como deutério (^2H), trítio (^3H), oxigênio 18 (^{18}O), contaminantes diversos e produtos químicos diversos adicionados ao sistema de fluxo para os ensaios com traçadores, como os radioisótopos trítio (^3H), iodeto 131 (^{131}I), brometo 82 (^{82}Br) e compostos orgânicos como rodamina, fluoresceína e uranina. Esses traçadores, de maneira geral, não reagem com outros íons em solução e com o meio e são considerados traçadores ideais. Traçadores reativos são utilizados para definir a natureza e aspectos de reações. Abordagens sobre os tipos e características dos traçadores são apresentadas pela U.S. EPA (1992) e pela U.S. EPA (1994a).

O sucesso dos ensaios com traçadores depende da caracterização adequada das distribuições de concentração no espaço e no tempo. Uma rede tridimensional de monitoramento com amostradores pontuais é necessária para evitar médias de concentrações. As investigações e monitoramento de campo requerem uma

amostragem detalhada ao longo da pluma devido à existência de altos gradientes de concentração, caracterizando amostragens multiníveis. As amostras são coletadas também em piezômetros multiníveis instalados a diferentes profundidades em furos adjacentes e em amostradores multiníveis instalados em um mesmo furo. STITES; CHAMBERS (1991) e DELIN; LANDON (1996) apresentaram amostradores com essas características, que possibilitam a coleta de amostras e a medida de cargas hidráulicas em diversas profundidades. Os ensaios para fins de caracterização de condutividades hidráulicas apresentados no item 4.1 são também de caráter tridimensional e multinível (TRESSOLDI et al., 1990ab, TAIOLI; VILMONDES, 1990, TRESSOLDI, 1991 e TRESSOLDI, 1993).

Para medidas de cargas hidráulicas, quando utilizados piezômetros que amostram um pequeno volume do aquífero (pontuais) ou piezômetros que amostram um volume maior (não pontuais), pequenas são as diferenças, uma vez que em unidades permeáveis, os gradientes de condutividade hidráulica são usualmente pequenos. No caso de medidas de concentrações, são necessárias amostras pontuais e de pequeno volume para evitar efeitos de misturas.

4.1 Ensaios Hidráulicos de Bombeamento e Injeção

Os ensaios hidráulicos efetuados “in situ” para determinar os parâmetros que controlam o fluxo, condutividade hidráulica (K) e armazenamento específico (S_s), correspondem aos denominados ensaios pontuais e àqueles denominados ensaios tridimensionais ou de intercomunicação. Os ensaios pontuais são efetuados com instrumentação e controle restrito à sondagem ou ponto de ensaio como nos “slug tests” e nos ensaios de injeção ou de perda d’água sobre pressão. Os ensaios tridimensionais ou de intercomunicação correspondem à injeção ou bombeamento em trechos isolados de uma sondagem ou em um poço, com monitoramento das variações das cargas hidráulicas em trechos isolados de outras sondagens ou em outros poços.

Os ensaios pontuais fornecem valores de condutividades hidráulicas apenas para as proximidades das perfurações e na direção aproximadamente perpendicular à sondagem. Fornecem o perfil vertical da condutividade hidráulica e são efetuados com rapidez. A avaliação do armazenamento específico a partir desses ensaios está sujeita a erros. Os ensaios tridimensionais permitem determinar propriedades hidráulicas representativas de todo o volume do meio submetido a ensaio entre os trechos de injeção ou bombeamento e os trechos de monitoramento. O objetivo é determinar o tensor tridimensional ou bidimensional de condutividade hidráulica, as condutividades hidráulicas direcionais, as relações de anisotropia e o coeficiente de armazenamento específico. Os resultados indicam o grau de aproximação do meio ensaiado a um meio poroso homogêneo e anisotrópico ou indicam a presença de estruturas ou de heterogeneidades que causam o afastamento das condições de homogeneidade.

Uma revisão sobre ensaios hidráulicos de bombeamento e injeção foi apresentada por TRESSOLDI (1991), em estudos para caracterização hidrogeológica da fundação da barragem de Porto Primavera de propriedade da COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO (CESP), para fins de análises de percolação, sendo destacados os ensaios tridimensionais ou de intercomunicação efetuados em basaltos fraturados. Foram utilizadas as soluções analíticas apresentadas por HSIEH et al. (1985), HSIEH; NEUMAN (1985) e HSIEH (1987). Os ensaios em basaltos de Porto Primavera foram também analisados em outros trabalhos TRESSOLDI et al. (1990a), TRESSOLDI et al. (1990b) e TRESSOLDI; KITAHARA (1991). Ensaios tridimensionais também foram efetuados para caracterização do Arenito Caiuá e do aluvião nas fundações da

barragem de Porto Primavera, reportados e analisados por TRESSOLDI (1993). Os estudos efetuados foram conduzidos em diferentes escalas.

O método empregado para a análise dos ensaios tridimensionais avalia se o meio é homogêneo e anisotrópico ou se estão presentes grandes heterogeneidades ou estruturas que impedem tal aproximação. No caso de homogeneidade e anisotropia, permite determinar os valores das três condutividades principais e suas direções ou o tensor tridimensional, quando o ensaio é conduzido em vários planos e o tensor bidimensional, no caso de ensaios efetuados em um único plano. No caso de maciços rochosos, pode ser aplicado independentemente do conhecimento detalhado da geometria das descontinuidades, como orientação, espaçamento, continuidade e aberturas. A aproximação para determinar as condutividades hidráulicas a partir da geometria apresenta várias limitações devido às dificuldades para uma completa e perfeita caracterização das descontinuidades.

Na análise dos dados sob condições não constantes obtidos a partir de bombeamento ou de injeção efetuada a vazão constante (Q), é utilizada a comparação de uma curva-padrão bilogarítmica da variação da carga hidráulica (Δh_{PD}) versus tempo (t_D), apresentada sob forma adimensional, com as curvas bilogarítmicas da variação da carga (Δh) versus tempo (t) resultante dos ensaios. Em condições estabilizadas, na curva-padrão, o tempo (t_D) tende ao infinito, e o valor da variação da carga hidráulica (Δh_{PD}) aproxima-se da unidade.

A partir da comparação entre a curva-padrão e a curva de dados, nos ensaios de intercomunicação efetuados sob condições não constantes de fluxo, são obtidos os valores (K_d/S_s) e (D/S_s), onde (K_d) é a condutividade hidráulica direcional, (S_s) é o armazenamento específico, (D) é o determinante da matriz que expressa o tensor de condutividade, e naqueles sob condições constantes de fluxo, o valor (K_d/D). Esses valores são obtidos em várias direções de ensaios, definidas por vetores unitários (e_j), paralelos às linhas definidas entre os trechos de bombeamento ou injeção e os trechos de medidas das variações das cargas hidráulicas. Os vetores unitários são obtidos pela adoção de um sistema de coordenadas (X_1 , X_2 , e X_3) com origem em cada um dos centros dos trechos de bombeamento ou injeção e localizando os centros dos trechos de leitura em relação a esse sistema.

Nos casos de homogeneidade e anisotropia, as raízes quadradas desses valores delineiam um elipsóide ou uma elipse, respectivamente nos casos tridimensionais e bidimensionais, e os dados de variações da carga hidráulica nos ensaios sob condições não constantes ajustam-se às curvas-padrão do modelo de análise. Em caso contrário, são indicadas feições ou estruturas geológicas que devem ser individualizadas e caracterizadas separadamente ao longo do plano ou estrutura de desenvolvimento. O conhecimento geológico é de fundamental importância para a programação e interpretação dos ensaios tridimensionais, permitindo selecionar as soluções analíticas que devem ser empregadas e explicando diferenças entre respostas obtidas e aquelas previstas através dos modelos de análise.

4.1.1 Ensaios Tridimensionais em Basaltos Fraturados

Foram efetuados ensaios de intercomunicação tridimensionais através de bombeamento com o emprego da Sonda Hidráulica Multiteste (SILVA, 1987) e aquisição de dados de pressão, temperatura e condutividade elétrica através de um sistema de automático e contínuo, desenvolvido pelo INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT), SP, apresentado por TAIOLI; VILMONDES (1990).

Os ensaios constaram de bombeamentos a vazão constante em trechos isolados por obturadores em algumas sondagens e de leitura das pressões em trechos isolados de outras sondagens localizadas nas proximidades, em regime de fluxo não permanente e até atingir a estabilização, com registro contínuo das vazões e das pressões. Foi avaliado o comportamento de um maciço rochoso basáltico com 12 m de espessura em cinco dimensões distintas. Os trechos de bombeamento e leitura apresentaram distâncias máximas da ordem de 5 m, 15 m, 40 m, entre 10 - 15 m e entre 25 - 40 m, contidos em três, quatro ou em até cinco planos de ensaio, conforme configuração em planta e em seções verticais apresentadas respectivamente nas Figuras 4.1 e 4.2.

Os bombeamentos foram efetuados nas sondagens SR-A, SR-B, SR-C e SR-D, acompanhados de leituras das pressões em outras sondagens adjacentes, em trechos alternados de 1,5 m, isolados por obturadores. Para cada trecho bombeado, foram obtidas leituras simultaneamente em quatro trechos de cada uma das sondagens submetidas a monitoramento, resultando dados ao longo de diferentes inclinações, nos diversos planos de ensaios.

Os principais dados e resultados dos ajustes entre as curvas de dados e a curva-padrão estão exemplificados nas Tabelas 4.1 e 4.2, respectivamente para ensaios sob condições não constantes e constantes de fluxo, efetuados na dimensão de 5 m. As Tabelas 4.3 e 4.4 para condições não constantes de fluxo e as Tabelas 4.5 e 4.6 para condições constantes de fluxo apresentam os tensores tridimensionais de condutividade hidráulica (K), seus valores e direções principais, bem como os coeficientes de armazenamento específico (S_s), obtidos para duas dimensões ensaiadas. A representação das direções principais das condutividades hidráulicas em diagramas de Wulff é ilustrada na Figura 4.3 para as várias dimensões ensaiadas.

Os ensaios efetuados representaram um grande avanço nas investigações com o objetivo de estabelecer modelos para fins de análises de percolação pelas fundações. A campanha foi conduzida com protótipos de equipamentos, sendo sugeridas várias modificações e aperfeiçoamentos nos equipamentos e nos procedimentos de ensaio. Foi apresentado o comportamento do maciço rochoso nas diversas dimensões de ensaio e analisada as relações entre os resultados obtidos e a geologia e estruturas geológicas presentes, bem como a influência de efeitos de barreiras geológicas.

4.1.2 Ensaios Tridimensionais em Arenito Caiuá e em Aluviões

Os ensaios tridimensionais podem ser conduzidos em piezômetros de tubo aberto, empregando bombas de sucção (quando a posição do nível d'água permite) ou bombas injetoras para bombeamento e obtenção das cargas hidráulicas através de medidores convencionais de níveis d'água. Esse procedimento de ensaio foi adotado no caso de ensaios efetuados no Arenito Caiuá e no aluvião das fundações da barragem da usina de Porto Primavera, tratados por TRESSOLDI (1993).

No aluvião, os ensaios foram programados para verificar se a camada basal constituída por cascalho arenoso seria caracterizada por condutividades hidráulicas contrastantes com aquelas da areia lavada da porção intermediária. As investigações foram programadas para definir os tensores de condutividade hidráulica em três planos horizontais distintos, um na camada basal do aluvião (nível A), outro na porção intermediária da areia lavada (nível B) e outro na porção superior (nível C), além da pesquisa de tensores tridimensionais.

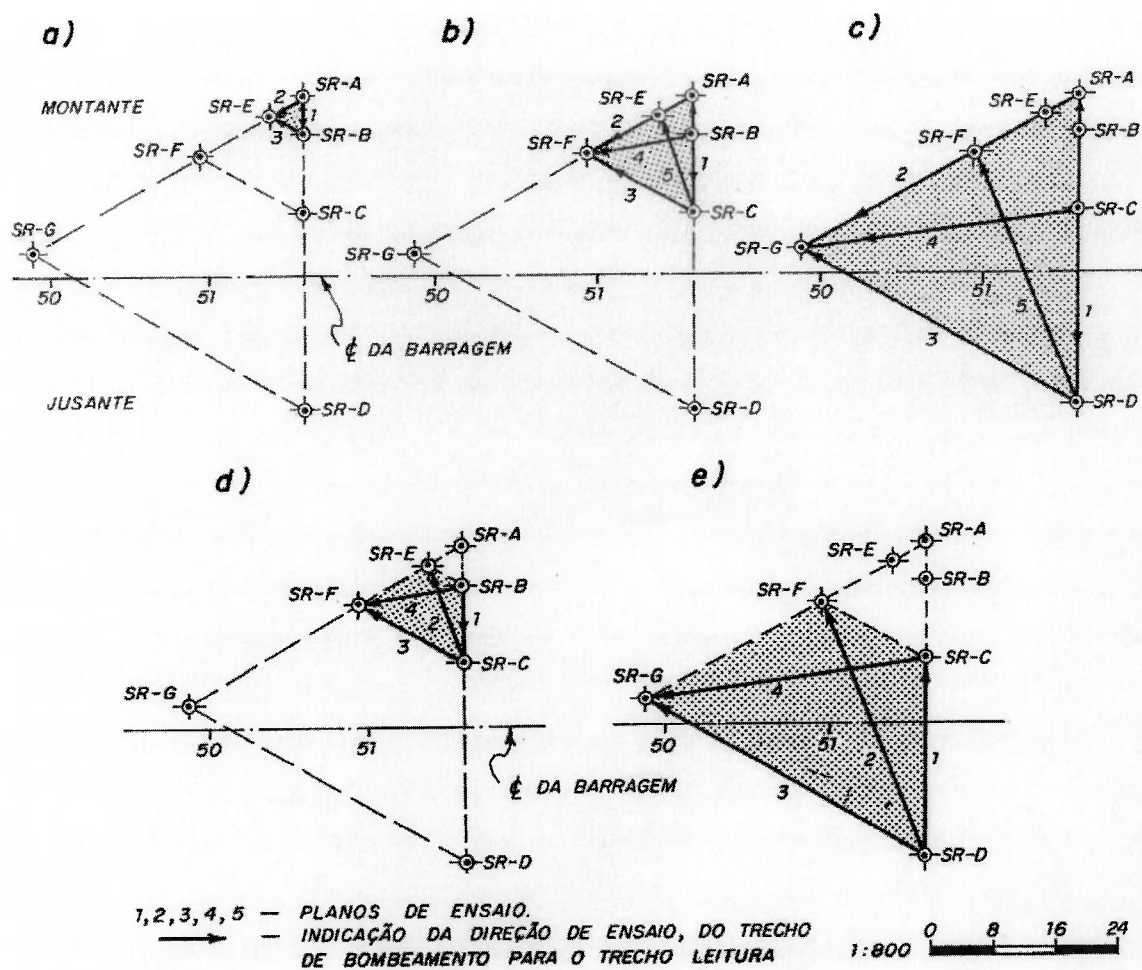


Figura 4.1 - Configuração de ensaios tridimensionais em planta, nas dimensões de a) 5 m, b) 15 m, c) 40 m, d) entre 10 - 15 m e e) entre 25 - 40 m, efetuados em basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991).

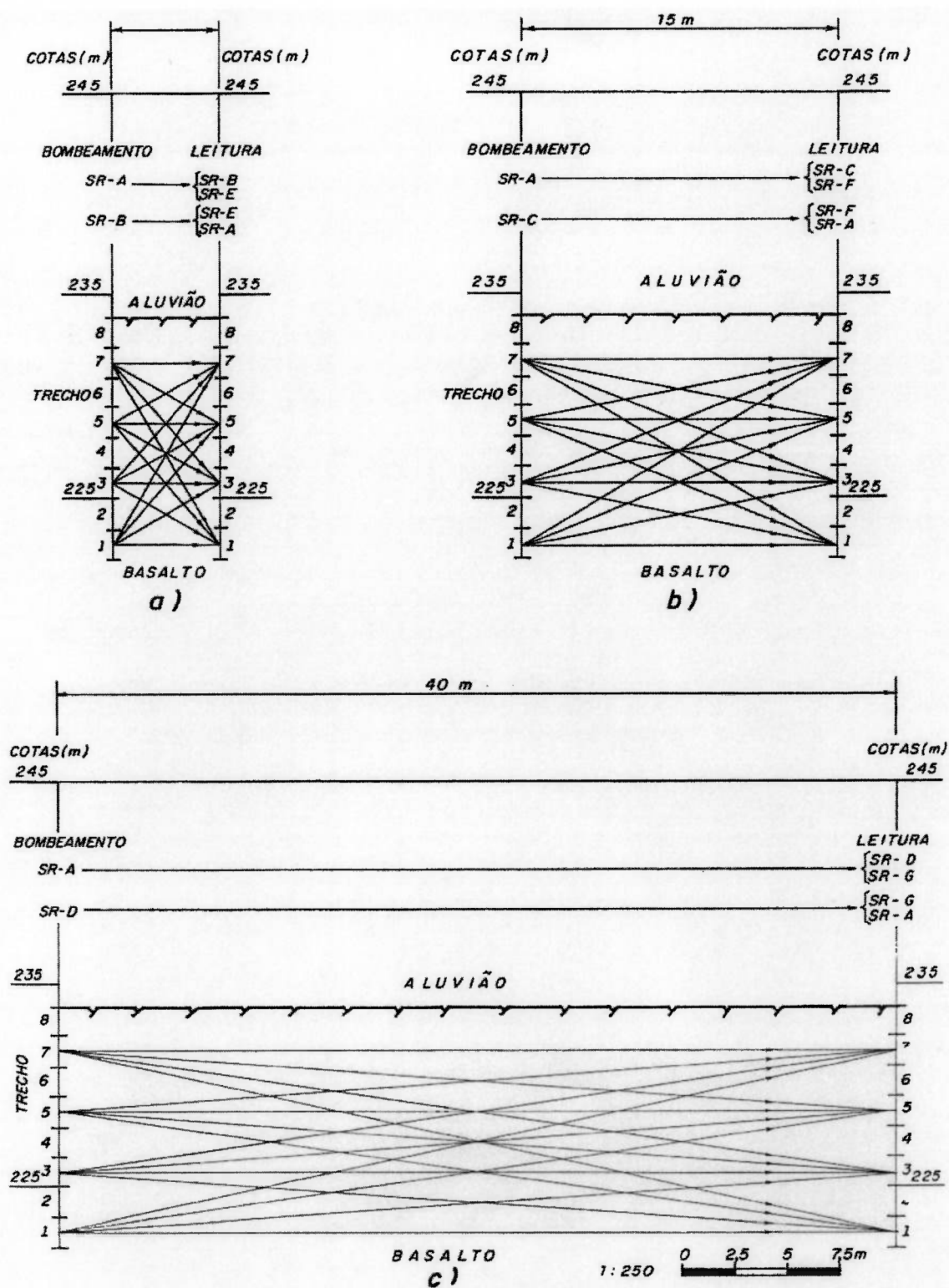


Figura 4.2 - Configuração de ensaios tridimensionais em seções verticais, nas dimensões de a) 5 m, b) 15 m, c) 40 m, efetuados em basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991).

Tabela 4.1 – Dados e resultados dos ensaios na dimensão de 5 m, sob condições não constantes, efetuados em basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991).

PLANO	ENSAIO	X ₁ (m)	X ₂ (m)	X ₃ (m)	Q (m ³ /s)	K _d /S _s (m ² /s)	D/S _s (m ⁴ /s ³)
1	A7B7	-4,82	-1,33	-0,89	7,85E-4	0,26	6,89E-11
1	A7B3	-4,82	-1,33	-6,89	7,85E-4	0,35	8,95E-11
1	A5B7	-4,82	-1,33	2,21	8,71E-4	0,15	3,59E-11
1	A5B3	-4,82	-1,33	-3,79	8,71E-4	0,38	1,63E-10
1	B7A7	4,82	1,33	0,73	8,29E-4	0,19	5,15E-11
1	B7A5	4,82	1,33	-2,27	8,29E-4	0,26	9,99E-11
1	B5A7	4,82	1,33	3,73	8,19E-4	0,27	7,75E-11
1	B5A5	4,82	1,33	0,73	8,19E-4	0,91	1,53E-10
1	B3A7	4,82	1,33	6,73	6,90E-4	0,27	6,42E-11
2	A7E5	-3,56	3,51	-3,65	7,85E-4	0,42	1,24E-10
2	A5E5	-3,56	3,51	-0,55	8,71E-4	0,66	9,36E-11
3	B7E7	1,26	4,84	0,08	8,29E-4	0,38	1,49E-10
3	B7E5	1,26	4,84	-2,92	8,29E-4	0,26	6,31E-11
3	B3E7	1,26	4,84	6,08	6,90E-4	0,36	1,06E-10
3	B3E5	1,26	4,84	3,08	6,90E-4	0,21	9,18E-11

Tabela 4.2 – Dados e resultados dos ensaios na dimensão de 5 m, sob condições constantes, efetuados em basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991).

PLANO	ENSAIO	X ₁ (m)	X ₂ (m)	X ₃ (m)	Q (m ³ /s)	Δh (m)	D/K _d (m ² /s ²)
1	A7B7	-4,82	-1,33	-0,89	7,85E-4	0,74	2,76E-10
1	A7B3	-4,82	-1,33	-6,89	7,85E-4	0,40	3,36E-10
1	A5B7	-4,82	-1,33	2,21	8,71E-4	0,74	2,94E-10
1	A5B3	-4,82	-1,33	-3,79	8,71E-4	0,51	4,69E-10
1	B7A7	4,82	1,33	0,73	8,29E-4	0,69	3,59E-10
1	B7A5	4,82	1,33	-2,27	8,29E-4	0,51	5,53E-10
1	B5A7	4,82	1,33	3,73	8,19E-4	0,56	3,54E-10
1	B5A5	4,82	1,33	0,73	8,19E-4	0,92	1,96E-10
1	B3A7	4,82	1,33	6,73	6,90E-4	0,38	2,97E-10
2	A7E5	-3,56	3,51	-3,65	7,85E-4	0,54	3,51E-10
2	A5E5	-3,56	3,51	-0,55	8,71E-4	1,08	1,63E-10
3	B7E7	1,26	4,84	0,08	8,29E-4	0,59	5,07E-10
3	B7E5	1,26	4,84	-2,92	8,29E-4	0,61	3,47E-10
3	B3E7	1,26	4,84	6,08	6,90E-4	0,34	4,21E-10
3	B3E5	1,26	4,84	3,08	6,90E-4	0,38	6,05E-10

Tabela 4.3 - Tensor tridimensional de condutividade hidráulica, valores e direções principais e coeficiente de armazenamento específico para a dimensão de 5 m, sob condições não constantes, para os basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991). Coeficiente de armazenamento específico (S_s) = 6,65E-5/m.

TENSOR DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (m/s)	VALORES PRINCIPAIS (m/s)	DIREÇÕES PRINCIPAIS			
		RUMO	INCLINAÇÃO		
2,5E-5	-1,9E-5	7,1E-6	4,0E-5	318 ^o	17 ^o
-1,9E-5	2,9E-5	-3,5E-6	1,9E-5	216 ^o	33 ^o
7,1E-6	-3,5E-6	1,6E-5	1,1E-5	70 ^o	51 ^o

Tabela 4.4 - Tensor tridimensional de condutividade hidráulica, valores e direções principais e coeficiente de armazenamento específico para a dimensão de 15 m, sob condições não constantes, para os basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991). Coeficiente de armazenamento específico (S_s) = 7,12E-6/m.

TENSOR DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (m/s)	VALORES PRINCIPAIS (m/s)	DIREÇÕES PRINCIPAIS			
		RUMO	INCLINAÇÃO		
1,2E-5	-1,5E-6	-2,5E-6	1,4E-5	119 ^o	14 ^o
-1,5E-6	1,0E-5	2,0E-9	9,7E-6	26 ^o	12 ^o
-2,5E-6	2,0E-9	5,3E-6	4,6E-6	256 ^o	72 ^o

Tabela 4.5 - Tensor tridimensional de condutividade hidráulica, valores e direções principais para a dimensão de 5 m, sob condições constantes, para os basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991).

TENSOR DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (m/s)	VALORES PRINCIPAIS (m/s)	DIREÇÕES PRINCIPAIS			
		RUMO	INCLINAÇÃO		
2,2E-5	-4,2E-6	1,8E-6	2,6E-5	299 ^o	33 ^o
-4,2E-6	1,5E-5	-2,8E-6	2,0E-5	93 ^o	55 ^o
1,8E-6	-2,8E-6	2,1E-5	1,3E-5	201 ^o	12 ^o

Tabela 4.6 - Tensor tridimensional de condutividade hidráulica, valores e direções principais para a dimensão entre 25 – 40 m, sob condições constantes, para os basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991).

TENSOR DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (m/s)	VALORES PRINCIPAIS (m/s)	DIREÇÕES PRINCIPAIS			
		RUMO	INCLINAÇÃO		
1,1E-5	1,7E-6	2,1E-6	2,3E-5	189 ^o	5 ^o
1,7E-6	2,3E-5	1,5E-6	1,1E-5	280 ^o	11 ^o
2,1E-6	1,5E-6	1,7E-6	1,2E-6	75 ^o	78 ^o

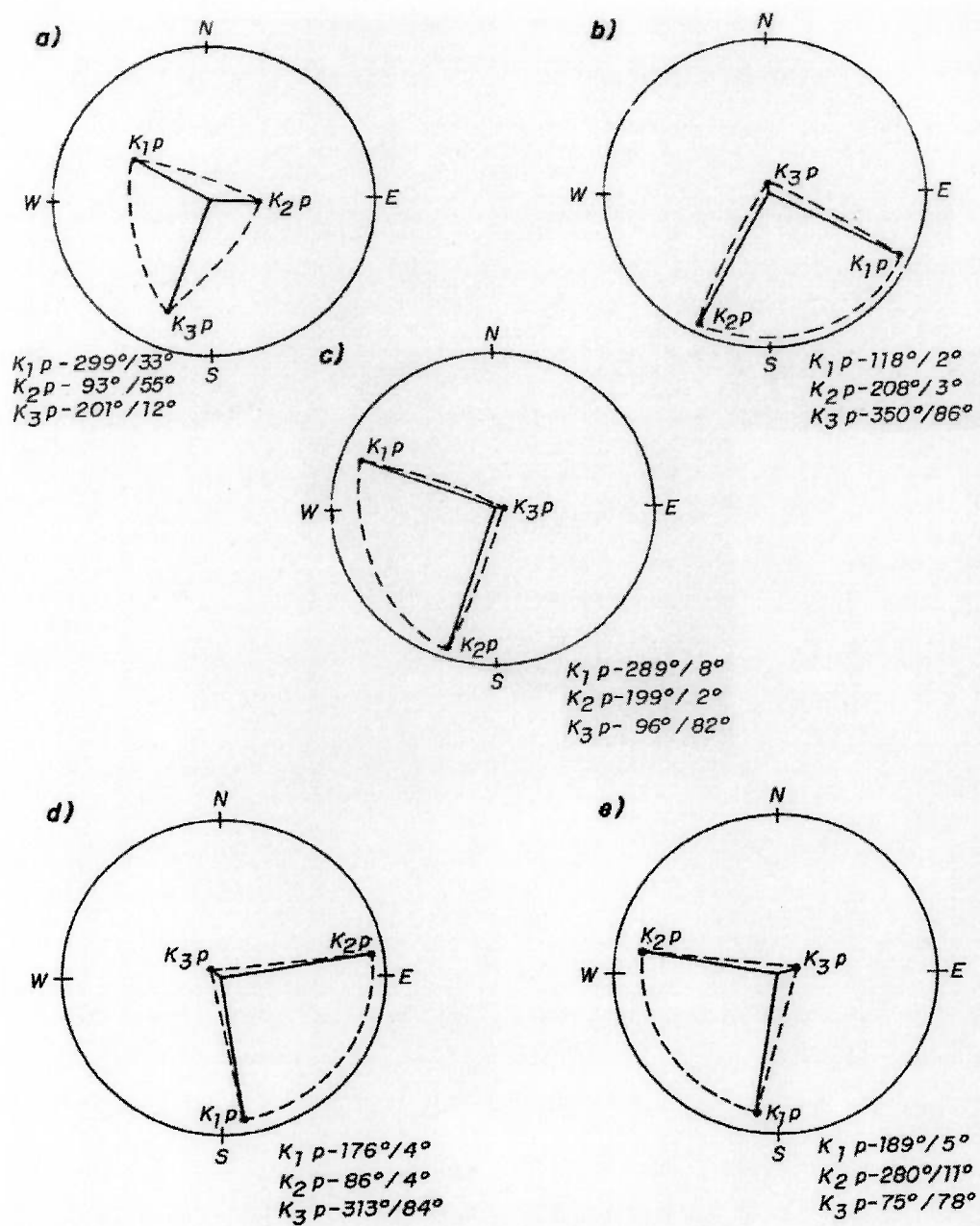


Figura 4.3 - Diagramas de Wulff com as direções principais das condutividades hidráulicas nas dimensões de a) 5 m, b) 15 m, c) 40 m, d) entre 10 – 15 m e e) entre 25 – 40 m, obtidas para basaltos fraturados da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1991).

A configuração dos ensaios efetuados no aluvião, nas dimensões de 5 m e de 10 m, em dois locais da barragem (estacas 92 e 140 + 3), é apresentada na Figura 4.4. Em cada um dos locais, foram efetuadas 15 sondagens a percussão no diâmetro de 6", agrupadas em conjuntos de três sondagens adjacentes para instalação de piezômetros multiníveis no cascalho basal e nas areias, com diâmetro 4" e bulbos perfurados de 0,5 m. Em todos os piezômetros instalados, foram efetuados bombeamentos a vazão constante, em regime de fluxo não permanente e até atingir a estabilização, com registro das vazões de bombeamento e dos níveis d'água em todos os demais piezômetros instalados. No Arenito Caiuá, os ensaios foram conduzidos de forma similar àquela do aluvião. Foram investigadas as dimensões de 5 m , entre 10 – 15 m, 10 m e entre 17 e 20 m.

Nas Tabelas 4.7 e 4.8, são apresentados os tensores bidimensionais e tridimensionais de condutividades hidráulicas determinados para o aluvião e na Tabela 4.9, aqueles referentes ao Arenito Caiuá. Foi demonstrado, através dos tensores bidimensionais horizontais obtidos em vários níveis, que o cascalho arenoso da base do aluvião apresenta condutividades hidráulicas menores ou iguais àquelas das areias. Foi evidenciada a maior isotropia, homogeneidade e independência das dimensões dos ensaios para o caso das camadas inconsolidadas do aluvião em relação ao Arenito Caiuá.

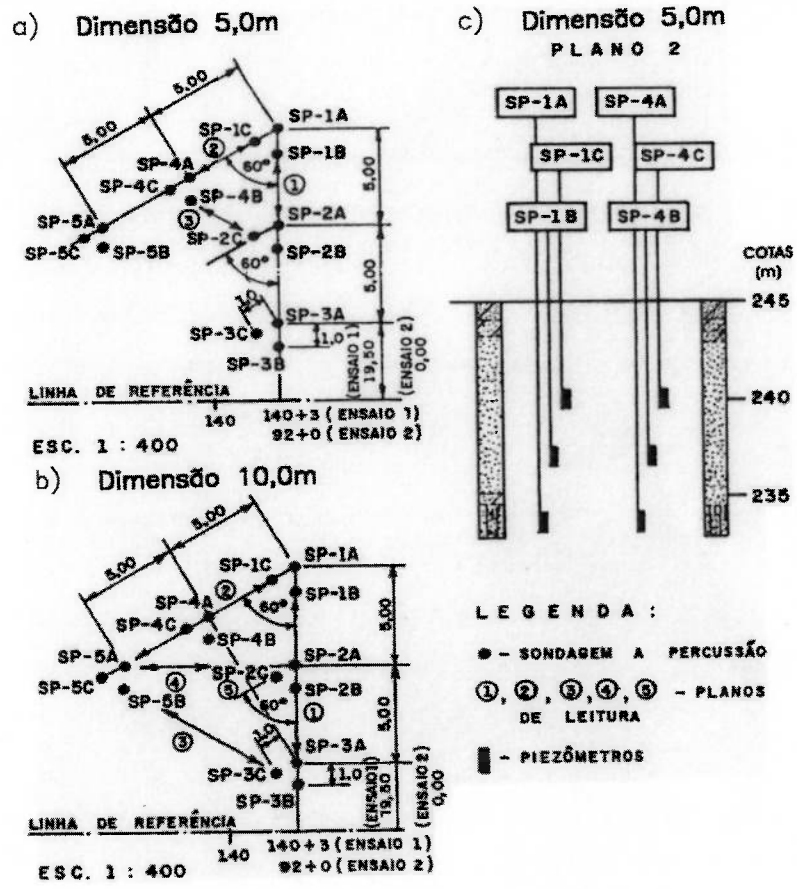


Figura 4.4 - Configuração de ensaios tridimensionais efetuados no aluvião da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1993).

Tabela 4.7 – Tensores bidimensionais horizontais de condutividade hidráulica, sob condições constantes, para o aluvião da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1993).

ESTACA	DIMENSÃO (m)	NÍVEL	TENSOR DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA $\times 10^{-5}$ (m/s)		VALORES PRINCIPAIS $\times 10^{-5}$ (m/s)	DIREÇÕES PRINCIPAIS	
						RUMO	INCLINAÇÃO
92	5	C	6,95	-0,14	7,76	359,47 ⁰	0 ⁰
			-0,14	7,74	6,93	80,47 ⁰	0 ⁰
		B	10,5	0,96	11,4	46,12 ⁰	0 ⁰
			0,96	10,4	9,5	316,12 ⁰	0 ⁰
		A	2,25	-0,008	4,17	359,76 ⁰	0 ⁰
			-0,008	4,17	2,25	89,79 ⁰	0 ⁰
	10	C	9,99	-1,40	10,4	286,39 ⁰	0 ⁰
			-1,40	5,63	5,2	16,39 ⁰	0 ⁰
		B	8,09	-0,88	9,04	317,16 ⁰	0 ⁰
-0,88	8,22		7,28	47,16 ⁰	0 ⁰		
A	3,13	-0,06	3,16	300,87 ⁰	0 ⁰		
	-0,06	3,06	3,03	30,87 ⁰	0 ⁰		
140+3	5	C	7,88	-0,86	8,41	301,3 ⁰	0 ⁰
			-0,86	6,99	6,46	31,30 ⁰	0 ⁰
		B	7,90	-1,17	10,1	332,59 ⁰	0 ⁰
			-1,17	9,54	7,3	62,59 ⁰	0 ⁰
		A	3,49	0,21	5,99	4,74 ⁰	0 ⁰
			0,21	5,99	3,47	274,74 ⁰	0 ⁰
	10	C	5,79	-0,55	6,07	297,53 ⁰	0 ⁰
			-0,55	5,02	4,74	27,53 ⁰	0 ⁰
		B	7,05	-0,52	7,20	285,58 ⁰	0 ⁰
-0,52	5,33		5,18	15,58 ⁰	0 ⁰		
A	6,38	-1,13	7,77	320,86 ⁰	0 ⁰		
	-1,13	6,85	5,46	50,86 ⁰	0 ⁰		

Tabela 4.8 – Tensores tridimensionais de condutividade hidráulica, sob condições constantes, para o aluvião da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1993).

ESTACA	DIMENSÃO (m)	TENSOR DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA			VALORES PRINCIPAIS	DIREÇÕES PRINCIPAIS	
		$\times 10^{-4}$ (m/s)				$\times 10^{-4}$ (m/s)	RUMO
92	5	1,61	0,13	-0,15	1,68	72,21°	9,44°
		0,13	1,33	0,10	1,35	166,27°	23,07°
		-0,15	0,10	1,03	0,94	321,46°	64,86°
140+3	5	0,95	-0,042	0,06	1,25	176,03°	18,83°
		-0,042	1,17	0,22	0,96	269,56°	10,24°
		0,060	0,22	0,62	0,53	26,69°	68,38°
	10	0,574	-0,028	0,053	0,65	241,59°	57,27°
		-0,028	0,623	0,025	0,64	334,24°	1,70°
		0,053	0,025	0,615	0,52	65,33°	32,67°

Tabela 4.9 – Tensores tridimensionais de condutividade hidráulica sob condições não constantes, para o Arenito Caiuá da usina de Porto Primavera (TRESSOLDI, 1993).

DIMENSÃO (m)	TENSOR DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA			VALORES PRINCIPAIS	DIREÇÕES PRINCIPAIS	
	$\times 10^{-5}$ (m/s)				$\times 10^{-5}$ (m/s)	RUMO
5	0,848	-0,92	-0,053	4,34	165,10°	7,11°
	-0,92	3,98	0,487	0,63	257,11°	15,73°
	-0,053	0,487	0,426	0,35	51,56°	72,66°
coeficiente de armazenamento específico – $S_s = 2,61 \times 10^{-4}/m$						
10 e 15	2,57	-0,57	-0,11	2,70	102,97°	4,31°
	-0,57	0,44	0,096	0,34	193,84°	11,43°
	-0,11	0,096	0,093	0,07	352,61°	77,76°
coeficiente de armazenamento específico – $S_s = 2,70 \times 10^{-5}/m$						
10	1,09	0,189	0,308	1,90	196,94°	16,02°
	0,189	1,73	0,401	1,05	290,13°	11,00°
	0,308	0,401	0,277	0,11	53,21°	70,40°
coeficiente de armazenamento específico – $S_s = 8,89 \times 10^{-5}/m$						
17 e 20	1,58	0,0383	0,0179	2,19	184,56°	19,49°
	0,0383	1,91	0,574	1,54	94,10°	1,30°
	0,0179	0,574	0,491	0,29	0,43°	70,47°
coeficiente de armazenamento específico – $S_s = 2,71 \times 10^{-5}/m$						

4.2 Ensaio Hidráulicos com Medidores de Vazão

MOLZ et al. (1989) apresentaram a utilização de medidor de vazão para avaliar a distribuição de fluxo em um poço submetido a bombeamento com uma vazão constante, conforme ilustração da Figura 4.5, com o objetivo de obter a variação da condutividade hidráulica na vertical. Uma pequena bomba é introduzida em um poço e é operada a vazão constante (Q_B) até se atingir condições estabilizadas, sendo então efetuadas medidas de fluxo vertical com um medidor de vazão em várias profundidades, obtendo-se a vazão (Q) em função da profundidade (Z). A distribuição vertical da condutividade hidráulica adimensional (K/K_m) é determinada por:

$$K_i/K_m = (\Delta Q_i/\Delta Z_i)/(Q_B/B), \text{ onde:}$$

K_i – condutividade hidráulica horizontal na camada i (m/s),

K_m – condutividade hidráulica horizontal média do aquífero (m/s),

ΔQ_i – vazão da camada i (m³/s),

ΔZ_i – espessura da camada i (m),

Q_B – vazão de bombeamento do poço (m³/s),

B – espessura do aquífero (m).

Os valores dos ensaios de medidor de vazão foram comparados com aqueles de ensaios com traçador e de “slug test” multinível, sendo que os valores dos três métodos apresentaram-se bastante similares, conforme indicações das Figuras 4.6 e 4.7. A distribuição da condutividade hidráulica adimensional (K/K_m) obtida através de um dos três métodos e o valor de (K_m) obtido através de ensaio de bombeamento de toda a espessura do aquífero permitem calcular a distribuição vertical dimensional das condutividades hidráulicas.

BALLARD (1996) apresentou uma técnica para medir a direção e a magnitude do vetor de velocidade de fluxo tridimensional em um meio poroso, saturado, inconsolidado com a técnica da perturbação termal. Os sensores são pequenos aquecedores cilíndricos enterrados permanentemente, em contato direto com a formação, onde a velocidade deve ser medida. Os efeitos das dimensões do furo e suas influências negativas na qualidade dos dados são evitados. Podem ser conectados a sistemas de aquisição de dados, monitorados remotamente, via modem e telefone, por longos períodos. As velocidades que podem ser medidas estão na faixa de 5×10^{-6} a 1×10^{-3} cm/s, dependendo das propriedades térmicas do meio onde o sensor está instalado.

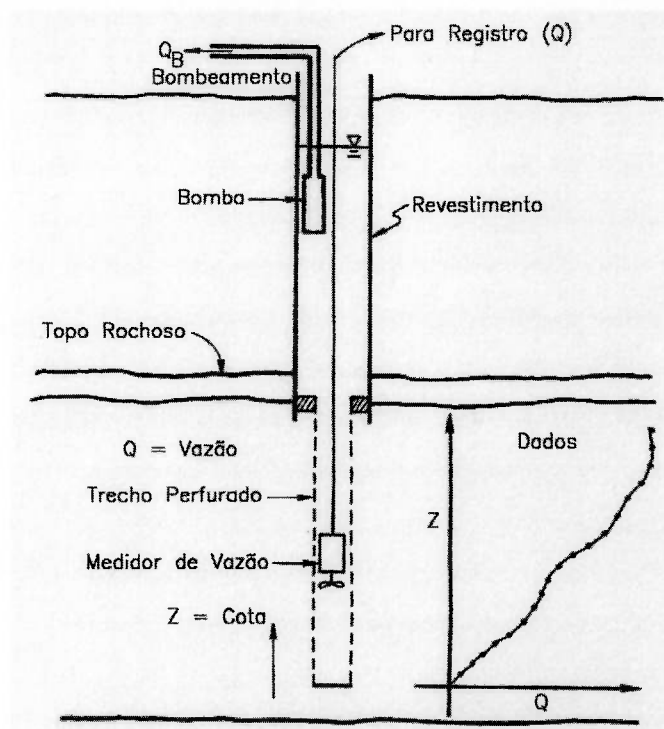


Figura 4.5 – Equipamentos e configuração para ensaios empregando medidor de vazão em sondagens (MOLZ et al., 1989).

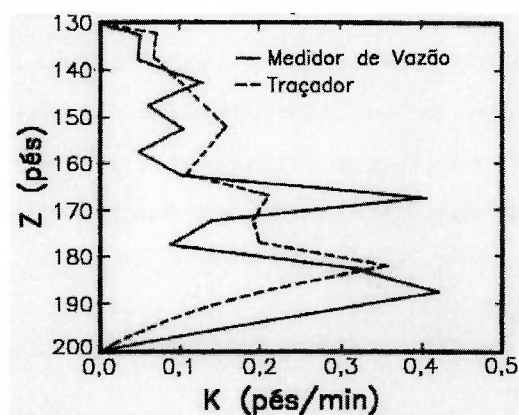


Figura 4.6 – Comparação das distribuições das condutividades hidráulicas obtidas em ensaios com traçador e com medidor de vazão (MOLZ et al., 1989).

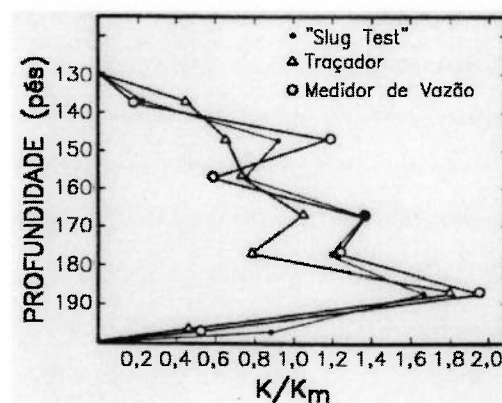


Figura 4.7 – Comparação das distribuições das condutividades hidráulicas adimensionais obtidas em ensaios com traçador, "slug test" multinível e com medidor de vazão (MOLZ et al., 1989).

4.3 Ensaios com Traçadores em Laboratório

A dispersão hidrodinâmica é determinada em laboratório, através de traçadores, nos denominados ensaios de percolação em colunas. Esses ensaios são empregados também para determinar o coeficiente de distribuição (K_d) de contaminantes reativos associados à equação de retardamento. Análises de solos contaminados e da água intersticial desses solos e bateria de ensaios são também empregados para a determinação do coeficiente de distribuição.

4.3.1 Ensaios de Percolação em Colunas

Nos ensaios de coluna, águas subterrâneas ou soluções sintéticas, às quais é adicionado traçador não reativo ou traçador não reativo e outro reativo, o contaminante em estudo, são percoladas através de colunas contendo amostras do aquífero. A dispersividade e o coeficiente de distribuição são calculados a partir da forma da curva de chegada. O tamanho da amostra ensaiada não permite a reprodução das condições geológicas e estruturais do meio e também não é possível representar as condições ambientais e de fluxo nesses ensaios.

A solução analítica para a equação que descreve a distribuição de concentração não constante para um soluto não reativo, sob condição de fluxo constante unidimensional, em uma coluna de um meio homogêneo, no caso da adição contínua de uma concentração (C_0), pode ser expressa em termos de volumes de poros e foi apresentada por BRIGHAM (1974) apud PICKENS; GRISAK (1981a). Foi obtida uma dispersividade média igual a 0,035 cm para ensaios em colunas de areia moldadas em laboratório do aquífero de Chalk River, Ontário, Canadá. Um efeito de escala foi observado entre as dispersividades de laboratório e as dispersividades de níveis individuais do aquífero, resultado da não homogeneidade no aquífero e mistura causada pelo sistema de amostragem da água subterrânea.

O coeficiente de distribuição (K_d) é estimado com base nas velocidades relativas de transporte advectivo, determinadas a partir de curvas de chegada obtidas em ensaios com traçadores reativos e não reativos. A velocidade média do transporte advectivo e o coeficiente de distribuição de um soluto reativo são definidos pela equação de retardamento utilizada por FREEZE; CHERRY (1979), PICKENS et al. (1981) e CLEARY (1991). GROVE; STOLLENWERK (1985) apresentaram a modelagem de

sorção com reação de não equilíbrio químico para o cromo VI, em materiais aluviais revestidos por óxido e hidróxido de ferro, utilizando dados de curva de chegada obtidos em colunas de laboratório e em bateria de ensaios. NEWMAN et al. (1991), em estudos de tufo de Yucca Mountain, Nevada, Estados Unidos, apresentaram as curvas de chegada previstas para o lítio em ensaios de coluna efetuados em laboratório, mostradas na Figura 4.8. As curvas foram obtidas a partir de modelos unidimensionais de transporte, sendo observadas diferenças de até 5 vezes no tempo de chegada para as várias isotermas consideradas, linear, Langmuir, Freundlich e Freundlich modificado da Figura 4.9 e conseqüentemente diferentes graus de retardamento.

GILLHAM et al. (1990a) apresentaram os procedimentos e os equipamentos para ensaio de coluna "in situ", ilustrados na Figura 4.10, para fins de medidas do coeficiente de retardamento. O objetivo principal foi o de contornar os problemas de alterações nas condições geoquímicas das amostras de solo e água e conseqüentes incertezas nos resultados obtidos em laboratório, nos ensaios de coluna e em bateria de ensaios, bem como o de eliminar as limitações de tempo e custo nos ensaios "in situ" de grande escala. Resultados obtidos a partir de ensaios de coluna "in situ" e pelos métodos convencionais mostraram boa concordância para o estrôncio 85 (^{85}Sr), em Perch Lake, Chalk River Nuclear Laboratories, Canadá, quando comparados com os dados de PICKENS et al. (1981) e para compostos orgânicos, quando comparados com os resultados de Borden, Ontário, Canadá, apresentados por MACKAY et al. (1986).

Um equipamento que permite um ensaio de coluna "in situ" para determinar parâmetros bioquímicos também foi apresentado por GILLHAM et al. (1990b) denominado microcosmo. O uso do equipamento contorna as dificuldades de reproduzir em laboratório as condições ambientais de pH, Eh, oxigênio dissolvido, composição da solução e características do solo. O instrumento isola 1,9 L do aquífero através de um tubo de 61 cm de comprimento e diâmetro 6,5 cm. É provido de tela associada a tubos para bombeamento de água do aquífero e injeção de solução com os reagentes desejados adicionados à água previamente extraída por bombeamento e de tubo com trecho perfurado para a coleta de amostras após a paralisação da injeção. O equipamento pode ser usado para medir taxas de reações de contaminantes orgânicos e inorgânicos em aquíferos arenosos. Foram mostradas aplicações em medidas de taxas de desnitrificação e de biodegradação do benzeno.

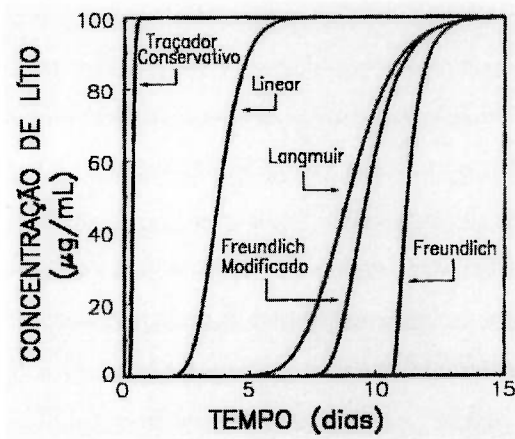


Figura 4.8 - Curvas de chegada previstas para o lítio em ensaios de coluna, de acordo com diversas isothermas, para tufo de Yucca Mountain, Nevada (NEWMAN et al., 1991).

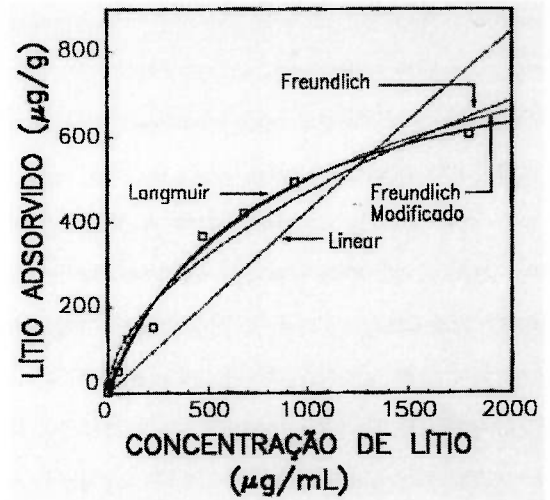


Figura 4.9 - Adsorção do lítio observada e prevista com base em diversas isothermas, para tufo de Yucca Mountain, Nevada. Melhor ajuste de dados observados à isoterma de Langmuir (NEWMAN et al., 1991).

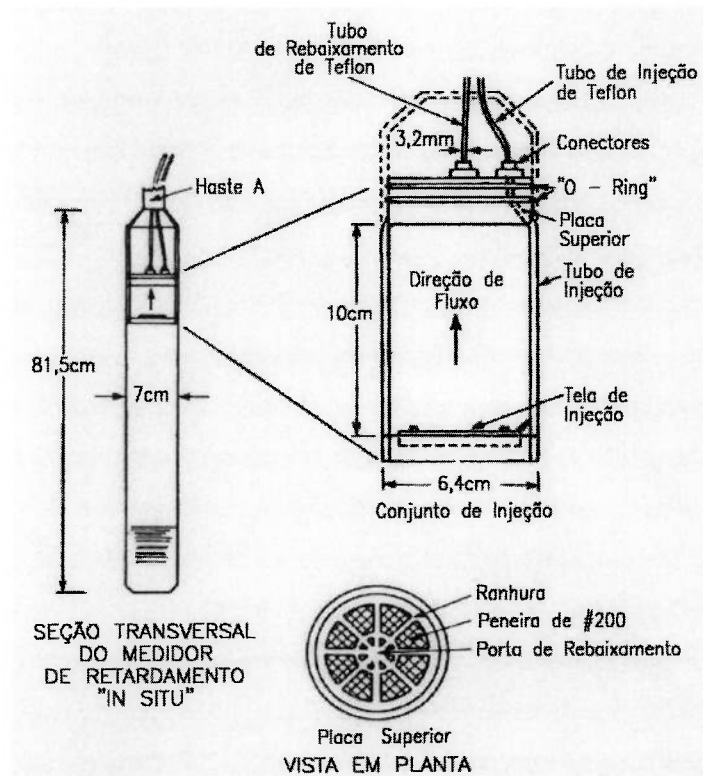


Figura 4.10 - Esquema de equipamento para ensaio de coluna "in situ" (GILLHAM et al., 1990a).

4.3.2 Ensaio em Células de Difusão

STARR et al. (1985) determinaram o coeficiente de difusão efetivo para um soluto que sofre retardamento em um meio poroso, de forma similar à determinação das velocidades retardadas de um soluto reativo com o emprego da equação de retardamento no caso do processo de advecção. O coeficiente de difusão efetivo foi determinado com o uso da equação:

$D_e = D^*/R$, onde:

D_e – coeficiente de difusão efetivo (m^2/s),

D^* = τD_d - coeficiente de difusão molecular (m^2/s),

τ - tortuosidade do meio (adimensional),

D_d – coeficiente de difusão na água,

R – coeficiente de retardamento (adimensional).

O coeficiente de retardamento foi obtido com o emprego de células de difusão, amostras de silte representando o meio poroso e estrôncio 85 (^{85}Sr) como o soluto. Em uma primeira etapa, duas amostras foram saturadas respectivamente com uma solução contendo ^{85}Sr e com uma solução desprovida de estrôncio. Foi obtido o equilíbrio durante 16 dias, quando cada amostra foi compactada em cada uma das meias-partes de uma célula de difusão. As células permaneceram em contato por um período de 35 dias, permitindo o desenvolvimento do perfil de difusão. Ao final, as células foram seccionadas em fatias de 0,5 cm e foram efetuadas medidas da atividade do ^{85}Sr .

O coeficiente de difusão efetivo (D_e) foi determinado pelo ajuste da solução da equação de difusão unidimensional ao do perfil de concentração (curva de concentração normalizada versus distância da interface), igualando-se a $1,27 \times 10^{-11} m^2/s$. O fator de retardamento R foi determinado com o emprego da equação que relaciona os coeficientes de difusão molecular (D^*) e de difusão efetiva (D_e), obtendo-se um valor igual a 70. Em bateria de ensaios, o fator de retardamento igualou-se a 60, mostrando boa concordância entre resultados obtidos a partir de procedimentos muito distintos. A partir da equação de retardamento, foi determinado o coeficiente de distribuição (K_d), igual a 14,6 mL/g no caso da célula de difusão e igual a 12,5 mL/g no caso de bateria de ensaios.

4.3.3 Bateria de Ensaio

A bateria de ensaios constitui-se na adição de soluções com várias concentrações ou atividades conhecidas de contaminante ou traçador em amostras do aquífero, submetendo-se à agitação ou rotação durante um certo tempo até atingir condições de equilíbrio. A solução é então separada do sedimento por centrifugação, e a concentração do contaminante remanescente na solução é medida. A utilização de amostras deformadas e a não representação das reais condições ambientais e de fluxo são os grandes problemas. O valor do coeficiente de distribuição pode então ser calculado pela expressão (PATTERSON; SPOEL, 1981, PICKENS et al., 1981, USEPA, 1991):

$K_d = [(C_0/C_f) - 1]V/M$, onde:

K_d - coeficiente de distribuição do soluto entre as fases sólida e líquida (mL/g),

C_0 - concentração inicial do traçador reativo na solução (mg/L),

C_f - concentração final do traçador reativo na solução após equilíbrio (mg/L),

V - volume da solução (mL),

M - massa da fase sólida (g).

PATTERSON; SPOEL (1981) apresentaram resultados de bateria de ensaios em laboratório para medir os coeficientes de distribuição (K_d) do estrôncio para os sedimentos de um aquífero superficial em Chalk River, Ontário, Canadá, constituído de areia muito fina e fina. Os valores apresentaram variações entre cerca de 4 a 20 mL/g e média de aproximadamente 10 mL/g, comparados favoravelmente com resultados de medidas "in situ". Essas medidas "in situ" forneceram um valor mínimo para K_d igual a 7 mL/g, a partir da equação de retardamento e um valor de K_d médio igual 10 mL/g, determinado a partir de medidas em águas e sedimentos de uma pluma de contaminação.

Os resultados indicaram que as baterias de ensaios de laboratório fornecem resultados que podem ser utilizados para prever a migração de plumas de contaminação, apesar de a adsorção do estrôncio nos sedimentos depender de muitos fatores, como distribuição granulométrica, mineralogia, distribuição dos minerais nas faixas granulométricas, presença de produtos de alteração e de revestimento dos grãos e química da água subterrânea.

A vermiculita, um produto de alteração da biotita, é um dos minerais mais efetivos na adsorção do estrôncio. Os minerais presentes na amostra apresentaram os seguintes valores para os coeficientes de distribuição, expressos em (mL/g): quartzo 0,4, muscovita 2,6, biotita 3,7, feldspato 4,7 e vermiculita 37,0. Os valores dos coeficientes de distribuição para as frações granulométricas mais finas ($\#<120$) sempre se mostraram maiores em relação às frações $\#60-120$. Esse resultado é compatível com a maior superfície específica das frações mais finas. As frações maiores ($\#>60$) apresentaram valores muito maiores daqueles esperados, considerando apenas a superfície específica, indicando que alguns componentes minerais concentrados na fração mais grossa adsorvem o estrôncio seletivamente. Na zona não saturada, os valores dos coeficientes de distribuição apresentaram-se maiores do que na zona saturada. Os revestimentos enriquecidos por ferro ao redor dos grãos podem ter sido os responsáveis por esse acréscimo.

Foi observada uma relação linear entre as concentrações de cálcio trocável presente nos sedimentos, bem como das concentrações de cátions competitivos na solução e os valores de coeficiente de distribuição. Quanto maior o cálcio trocável nos sedimentos e quanto menor a concentração de cálcio na solução, maiores foram os valores de K_d obtidos. Essas relações indicam que as forças eletrostáticas exercem controle primário na adsorção do estrôncio.

NEWMAN et al.(1991) apresentaram uma avaliação das isotermas de sorção do lítio para tufos de Yucca Mountain, Nevada, Estados Unidos, através de bateria de ensaios de adsorção e desorção. Os dados obtidos foram comparados com isotermas conhecidas e mostraram melhor ajuste à denominada isoterma de Langmuir, conforme apresentação da Figura 4.9. Comparações de isotermas de adsorção e desorção mostraram que a adsorção é reversível para concentrações até 150 mg/L.

4.3.4 Ensaios em Amostras Contaminadas

O coeficiente de distribuição (K_d) de um soluto reativo pode também ser estimado a partir de amostras de um meio contaminado, separando a água intersticial dos sólidos por centrifugação e medindo a concentração do soluto reativo em cada uma das fases. Para solutos radioativos, determinam-se as atividades em cada uma das fases e o coeficiente de distribuição é calculado pela expressão $K_d = (\text{dpm/g})/(\text{dpm/mL})$, onde: K_d – coeficiente de distribuição do soluto entre as fases sólida e líquida (mg/L),

dpm/g e dpm/mL - radioatividades expressas como o número de desintegrações por minuto por grama de sedimento e por mililitro da água intersticial.

PICKENS et al. (1981) apresentaram valores dos coeficientes de distribuição (K_d) para o aquífero de Chalk River, Ontário, Canadá, determinados a partir de curvas de chegada em ensaios de injeção com traçadores em poço único, a partir de amostras contaminadas e a partir de bateria de ensaios, sintetizados na Tabela 4.10 para algumas profundidades. Foi demonstrado que sob condições hidráulicas controladas de campo, de amostragens espacial e temporal detalhadas, com suficiente informação hidrogeoquímica e mineralógica, as incertezas associadas com os parâmetros de transporte podem ser substancialmente reduzidas, e as discrepâncias entre coeficientes de distribuição de campo e de laboratório podem ser explicadas.

Os valores dos coeficientes de distribuição (K_d) obtidos para o estrôncio, a partir das curvas de chegada nos ensaios de campo, entre 2,6 a 4,5 mL/g, a partir de medidas radioquímicas em fases sólidas e líquidas de amostras do aquífero contaminado por traçadores, entre 4,3 a 11,7 mL/g e a partir de bateria de ensaios de laboratório, entre 2,8 a 10,7 mL/g, apresentaram variações menores que um fator igual a 2. Esses valores apresentaram variações da ordem de 4 vezes em relação à média dos coeficientes obtidos a partir de amostras de sedimentos de uma pluma de contaminação de 25 anos de idade, localizada em outra parte do aquífero, cuja média mostrou-se igual a 10 mL/g. Os maiores valores foram obtidos para os ensaios com amostras contaminadas e para a bateria de ensaios, provavelmente devido à obtenção de condições de equilíbrio local, enquanto as condições de fluxo impostas pela injeção radial não permitiram as condições de equilíbrio local dentro do aquífero.

Tabela 4.10 - Comparação entre valores de coeficientes de distribuição do estrôncio (K_d^{Sr}) obtidos a partir de curvas de chegada em ensaios de campo, análises de amostras de sedimentos contaminados e de bateria de ensaios de laboratório (PICKENS et al., 1981). r - distância radial aos pontos de amostragem.

Profundidade média (m)	Valores K_d^{Sr} (mL/g)				
	Curvas de chegada		Amostras contaminadas		Bateria de ensaios
	r = 0,36m	r = 0,66m	Amostra 1	Amostra 2	
2,30	2,6	2,7	4,8	4,3	3,0
2,66	2,6	3,2	4,3	5,1	2,8
3,05	4,5	4,2	5,7	7,9	7,8

4.4 Ensaios com Traçadores em Poço Único

No ensaio de poço único, uma solução de água contendo concentração constante de um traçador é injetada por um certo período de tempo, seguindo-se um período de bombeamento para se obter o perfil de concentração com o tempo ou ainda a concentração em função do volume total de água bombeado. O fluxo é considerado radial, convergente ou divergente, sob condições constantes e predominante em relação às velocidades naturais da água subterrânea. Os valores de dispersividade e parâmetros químicos, como o coeficiente de distribuição (K_d), podem ser obtidos a partir da análise das curvas de chegada em pontos de amostragem ou em poços de monitoramento, a várias distâncias radiais do poço de injeção, durante a fase de injeção e também a partir da análise da história de concentração no poço durante a fase de rebaixamento.

Alguns tipos de ensaios em poço único sob condições de gradiente natural são efetuados para determinar a velocidade e a porosidade efetiva, como os ensaios de diluição pontual ("borehole dilution") descritos por FREEZE; CHERRY (1979), AOKI (1983), LEAP; KAPLAN (1988), HALL et al. (1991). O método de poço único sem monitoramento nas adjacências parece mais promissor para avaliar processos geoquímicos, que ocorrem em escala local, sem problemas do efeito de escala como é o caso das dispersividades.

4.4.1 Ensaios sob Condições de Gradientes Forçados

No ensaio de poço único, a dispersividade longitudinal para a espessura total do aquífero pode ser estimada a partir da história da concentração durante a fase de rebaixamento no poço de injeção/rebaixamento, plotada como a concentração versus volume rebaixado ou bombeado em relação ao volume total injetado, com o uso da solução apresentada por MERCADO (1966) apud (PICKENS; GRISAK, 1981a). GELHAR; COLLINS (1971) apud PICKENS; GRISAK (1981a) obtiveram soluções para determinar a dispersividade longitudinal a partir da concentração relativa (C/C_0) versus tempo, observada no poço de injeção/rebaixamento durante a fase de rebaixamento ou em pontos de observação e também para injeção em um aquífero estratificado.

PICKENS; GRISAK (1981a) investigaram a dispersividade em um aquífero arenoso estratificado, localizado em Chalk River, Ontário, Canadá. As investigações constaram

de dois ensaios com traçador em poço único, utilizando iodeto 131 (^{131}I) e de um ensaio com traçador em poços duplos, objeto do item 4.5. A Figura 4.11 ilustra o poço de injeção e rebaixamento e o monitoramento com característica multinível para a execução de ensaio em poço único. A injeção de água nos poços foi iniciada antes do início de adição do traçador para assegurar condição de fluxo constante. A fase de injeção a partir da adição do traçador teve duração da ordem de 1 e 4 dias e a de bombeamento de 4 e 17 dias em cada um dos ensaios respectivamente. Amostras de água foram obtidas no poço e nos amostradores multiníveis.

O sistema de monitoramento influenciou o perfil de concentração ou a curva de chegada causando um espalhamento aparente e um valor de dispersividade maior. A dispersividade média longitudinal em níveis individuais do aquífero apresentou-se igual a 0,7 cm, com os valores individuais mostrados na Tabela 4.11, sem evidência de dependência da escala a diferentes distâncias de transporte, apesar das laminações de 0,1 a 0,5 cm, possivelmente porque uma dispersividade constante ou assintótica foi atingida a distâncias menores que 0,36 m. As dispersividades obtidas para o aquífero mostraram-se dependentes do efeito e extensão da migração transversal entre camadas, em resposta aos gradientes hidráulicos e de concentração. Os valores de dispersividades de 3 e de 9 cm, ilustrados na Figura 4.12, obtidos para distâncias médias radiais da frente de 313 e 499 cm, exibem o efeito de escala, também evidente pela comparação com o valor relativamente constante igual a 0,7 cm obtido para os níveis individuais.

As relações entre dispersividade e escala de ensaio foram estudadas por PICKENS, GRISAK (1981a) através do levantamento detalhado da distribuição da condutividade hidráulica (K_i) para cada camada. A condutividade hidráulica relativa (K_R) em relação à camada com o maior valor de (K_i), a condutividade hidráulica na camada i (K_i), vazão pela espessura da camada i (Q/b) $_i$, tempo em que a concentração relativa (C/C_0) é igual a 0,5 ($t_{0,5}$) e as profundidades dos pontos de amostragem estão indicados na Tabela 4.11. A distribuição da condutividade hidráulica relativa é mostrada na Figura 4.13.

PICKENS et al. (1981) apresentaram as propriedades dispersivas e de adsorção do aquífero estudado por PICKENS; GRISAK (1981a) a partir da injeção de água com dois traçadores, um não reativo – iodeto 131 (^{131}I) e outro reativo – estrôncio 85 (^{85}Sr)

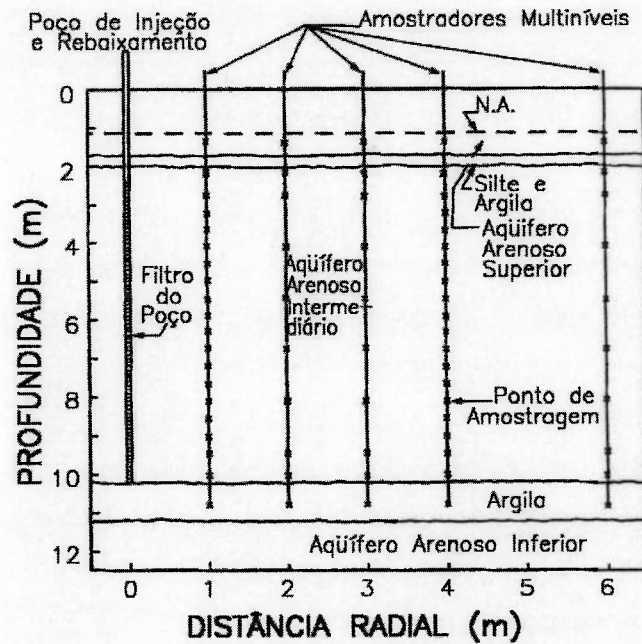


Figura 4.11 – Esquema de poço de injeção e rebaixamento e de amostradores multiníveis para ensaio com traçador em poço único (PICKENS; GRISAK 1981a).

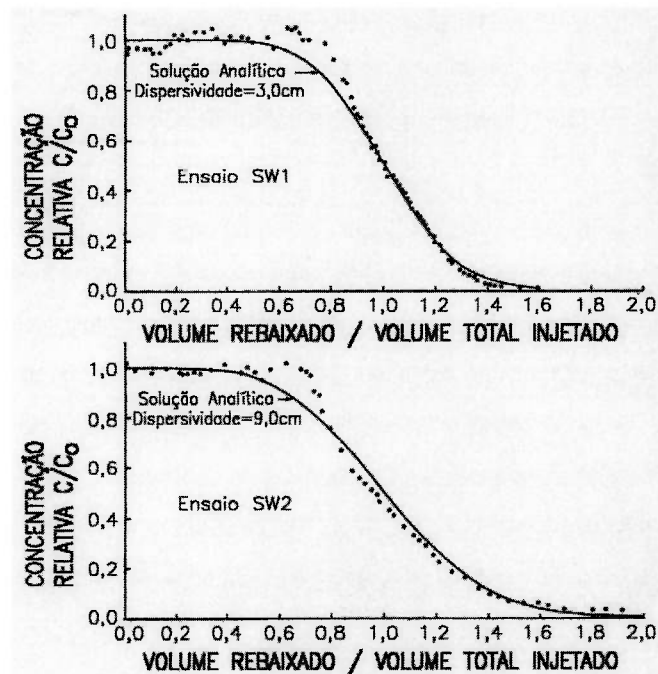


Figura 4.12 – Comparação das concentrações no poço de injeção e rebaixamento com solução analítica, durante a fase de rebaixamento, para dois ensaios em poço único (PICKENS; GRISAK 1981a). A solução analítica é de GELHAR; COLLINS (1971) apud (PICKENS; GRISAK 1981a).

Tabela 4.11 – Parâmetros obtidos a partir das curvas de chegada em ensaio com traçador em poço único (PICKENS; GRISAK, 1981a). $t_{0,5}$ - tempo em que a concentração relativa (C/C_0) é igual a 0,5; $(Q/b)_i$ – vazão pela espessura da camada i ; α - dispersividade; K_i – condutividade hidráulica da camada i , K_R – condutividade hidráulica relativa.

Profundidade (m)	b_i (m)	Distância radial (m)	$t_{0,5}$ (dias)	$(Q/b)_i$ (m^2/dia)	$K_i \times 10^{-2}$ (cm/s)	K_R	α (cm)
1,37		1					
2,13	0,44	1	0,367	3,26	0,503	0,216	0,5
		2	1,150	4,15			0,3
2,74	0,53	1	0,404	2,95	0,457	0,196	0,6
3,19	0,45	1	0,321	3,72	0,575	0,247	0,2
3,64	0,45	1	0,254	4,70	0,726	0,312	0,5
4,08	0,45	1	0,268	4,45	0,688	0,296	0,5
		2	1,092	4,37			0,3
4,53	0,45	1	0,298	4,01	0,620	0,266	0,2
4,98	0,45	1	0,217	5,51	0,852	0,365	0,5
5,43	0,45	1	0,183	6,51	1,01	0,433	0,5
		2	0,639	7,47			0,5
5,87	0,45	1	0,144	8,30	1,28	0,550	0,5
6,32	0,45	1	0,113	10,61	1,64	0,701	0,5
6,77	0,45	1	0,116	10,27	1,59	0,683	0,3
		2	0,394	12,3			0,3
		3	1,038	10,36			0,3
7,21	0,45	1	0,0929	12,85	1,99	0,853	0,9
7,66	0,45	1	0,0875	13,64	2,11	0,905	0,5
8,11	0,45	1	0,0917	13,02	2,01	0,864	1,5
		2	0,317	15,08			3,5
		3	0,842	12,77			9,0
		4	1,083	17,63			1,5
8,56	0,45	1	0,0792	15,08	2,33	1,000	0,5
9,00	0,45	1	0,0896	13,33	2,06	0,884	0,5
9,45	0,53	1	0,121	9,88	1,53	0,655	0,3
		2	0,385	12,39			0,5
		3	1,129	9,52			0,3
10,05	0,40	1	0,300	3,98	0,615	0,264	0,7
		2	0,725	6,59			3,0
10,82		1					

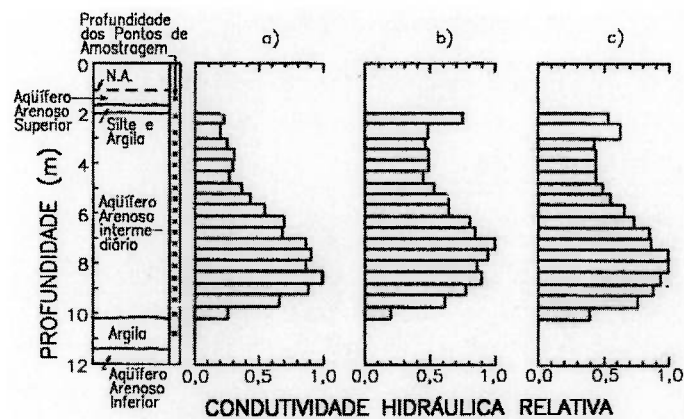


Figura 4.13 – Distribuições das condutividades hidráulicas relativas obtidas com o monitoramento do movimento de traçadores (PICKENS, GRISAK, 1981a). a) Ensaio em poço único, b) e c) ensaios em poços duplos utilizando amostragem multinível a 4 m e 7 m respectivamente do poço de injeção.

e empregando a metodologia de PICKENS; GRISAK (1981a). As dispersividades efetivas, com a inclusão de efeitos de não equilíbrio da adsorção no termo dispersão, obtidas a partir de análises de curvas de chegada em amostradores multiníveis apresentadas na Figura 4.14, com variações entre 0,7 - 3,3 cm e média de 1,9 cm para o ^{85}Sr , mostraram-se 2 a 5 vezes maiores do que aquelas obtidas para o ^{131}I , na faixa de 0,4 - 1,5 cm e média de 0,8 cm, conforme valores indicados na Tabela 4.12. O coeficiente de distribuição do ^{85}Sr foi estimado com base nas velocidades relativas de transporte advectivo, determinadas a partir de curvas de chegada do ^{131}I e do ^{85}Sr e com a aplicação da equação de retardamento. Os valores dos coeficientes de distribuição (K_d), entre 2,6 a 4,5 mL/g, estão indicados na Tabela 4.12. Foi notada evidência de efeitos de não equilíbrio na adsorção através da curva de chegada do ^{85}Sr no poço, quando da recuperação, observando-se uma desorção muito lenta, havendo ainda concentração do soluto após a recuperação de um grande volume.

MOLZ et al.(1985) apresentaram ensaios com traçadores em poço único utilizando poços de observação multinível para investigar a distribuição vertical das condutividades hidráulicas e as dispersividades aparentes em areias médias de um terraço aluvial localizado próximo de Mobile, Alabama, Estados Unidos. Os traçadores foram o brometo e a condutividade elétrica. MELVILLE et al. (1991), abordando ensaios desse local, compararam resultados de condutividades hidráulicas adimensionais ($K_z/K_m - K_z$, condutividade hidráulica horizontal ao longo da profundidade Z e K_m , condutividade hidráulica média em toda a espessura do aquífero) obtidas em "slug test" e em ensaios com traçador injetado em trechos de um poço e coletado em trechos de poços de observação, ambos multiníveis, observando-se a similaridade dos resultados nas Figuras 4.15 e 4.16.

BROERMANN et al. (1997) apresentaram um ensaio de injeção de brometo e boro em um poço a vazão constante, amostragem em intervalos discretos ou multiníveis e amostragem em poços com intervalos maiores, localizados a distâncias de 2, 5, 10 e 15 m do poço de injeção, em um aquífero heterogêneo de um aluvião, próximo a Stanton, Texas, Estados Unidos. Uma solução analítica apresentada por HSIEH (1986) apud BROERMANN et al. (1997) foi utilizada para simular as curvas de chegada dos traçadores e estimar as velocidades e dispersividades longitudinais. O comportamento não conservativo do transporte do boro em seções ricas de argila foi quantificado através de coeficientes de distribuição (K_d). Foram também apresentadas as comparações dos resultados com outros estudos, constantes da Tabela 4.13.

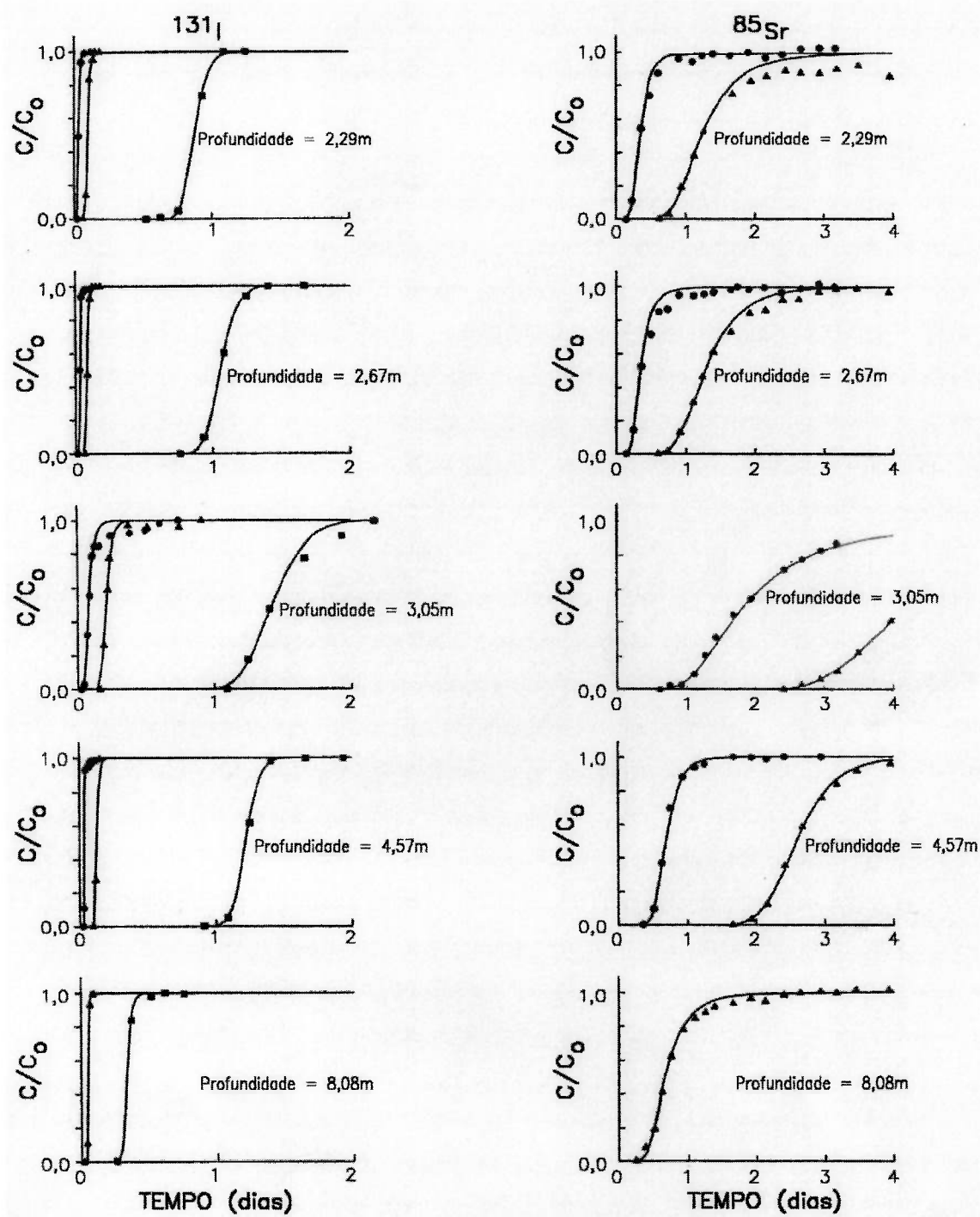


Figura 4.14 - Comparação das curvas de chegada do ^{131}I e do ^{85}Sr em amostradores multiníveis com solução analítica (PICKENS et al., 1981). Círculos - 0,36 m do poço, triângulos - 0,66 m do poço, quadrados 2,06 m do poço. A solução analítica é a de GELHAR; COLLINS (1971) apud PICKENS; GRISAK (1981a).

Tabela 4.12 - Parâmetros obtidos a partir das análises das curvas de chegada do ^{131}I e do ^{85}Sr (PICKENS et al., 1981). $t_{0,5}$ - tempo em que a concentração relativa (C/C_0) é igual a 0,5; $(Q/b)_i$ - vazão pela espessura da camada i ; α - dispersividade; K_d - coeficiente de distribuição; 1 - extrapolado.

Distância (m)	^{131}I			^{85}Sr			
	$t_{0,5}$ (dias)	$(Q/b)_i$ (m^2/dia)	α (cm)	$t_{0,5}$ (dias)	$(Q/b)_i$ (m^2/dia)	α (cm)	K_d (mL/g)
Profundidade 2,29 m							
0,36	0,028	5,53	0,7	0,35	0,442	1,4	2,6
0,66	0,094	5,53	0,7	1,23	0,423	2,6	2,7
2,06	0,88	5,74	0,7	-	-	-	-
Profundidade 2,67 m							
0,36	0,028	5,53	0,7	0,35	0,442	1,6	2,6
0,66	0,085	6,12	0,7	1,29	0,403	2,2	3,2
2,06	1,06	4,78	0,7	-	-	-	-
Profundidade 3,05 m							
0,36	0,087	1,78	1,5	1,84	0,084	3,0	4,5
0,66	0,213	2,44	0,7	4,20 ¹	0,124	1,5	4,2
2,06	1,43	3,54	1,5	-	-	-	-
Profundidade 4,57 m							
0,36	0,038	4,07	0,4	0,68	0,228	0,7	3,8
0,66	0,132	3,94	0,4	2,57	0,202	0,7	4,1
2,06	1,22	4,15	0,4	-	-	-	-
Profundidade 8,08 m							
0,66	0,053	9,81	0,7	0,68	0,765	3,3	2,6
2,06	0,34	14,90	0,7	-	-	-	-

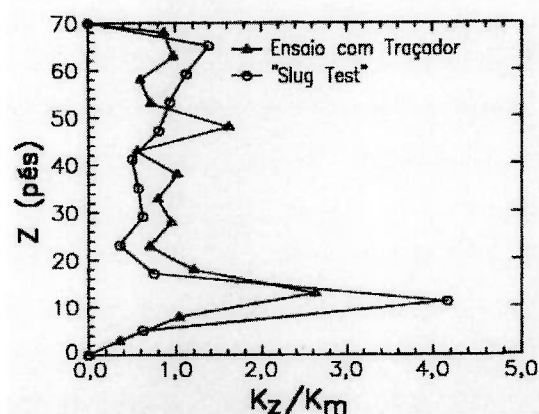


Figura 4.15 - Perfis de condutividades hidráulicas adimensionais (K_z/K_m) em ensaios com traçador e "slug test" no poço E6 (MELVILLE et al., 1991).

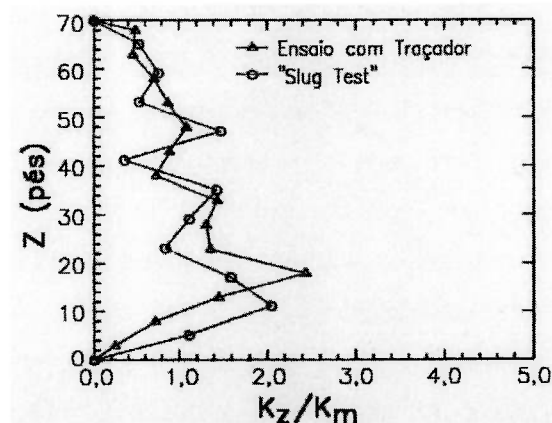


Figura 4.16 - Perfis de condutividades hidráulicas adimensionais (K_z/K_m) em ensaios com traçador e "slug test" no poço E7 (MELVILLE et al., 1991).

Tabela 4.13 - Comparação de resultados dos estudos de BROERMANN et al. (1997) com outros estudos. α_L - dispersividade; K_d – coeficiente de distribuição.

Estudo	Traçadores	Escala de Observação	Resultados
PICKENS; GRISAK (1981)	^{131}I , ^{85}Sr	Camadas de 1 a 4 m e aquífero de 8 m	$\alpha_L = 0,002$ a $0,009$ m para camadas e $0,5$ m para a espessura total do aquífero.
PICKENS et al. (1981)	^{131}I , ^{85}Sr	0,36, 0,66, 2,06 m	α_L a partir de ^{85}Sr 2 a 5 vezes maiores que α_L a partir do ^{131}I .
GELHAR et al. (1992)	vários	$10^{-1} - 10^5$ m	Classificação dos valores de α_L de outros estudos como de confiabilidade alta, intermediária e baixa e discussão dos efeitos da escala de observação nos valores de α_L .
WOOD; EHRlich (1978)	I, Br	1,52, 1,54 m	$\alpha_L = 0,015$ m para ensaio radial divergente usando I como traçador. $\alpha_L \cong 0,75$ a $1,5$ m para ensaio radial convergente usando Br como traçador.
GOLDBERG; GLAUBIG (1986), ELRASHIDI; O'CONOR (1982)	B	Bateria de ensaios de laboratório	Valores de $K_d = 0,125$ a $0,432$ mL/g.
KEYS; BROWN (1978)	Térmico	11,9, 30,5, 45,8 m	Condutividades hidráulicas na faixa de 17 a 86 m/dia.
BROERMANN et al. (1997)	B, Br	2, 5, 10, 15 m	$\alpha_L = 0,11 - 4,99$ m para camadas. $\alpha_L = 2,05 - 6,51$ m para espessura total do aquífero. Condutividades hidráulicas com variações de mais de três ordens de magnitude. K_d do Boro = $0,033 - 0,22$ mL/g. Quando observada adsorção para o B, os valores de α_L apresentaram-se 1,5 a 3,5 vezes maiores que aquelas do Br.

THORBJARNARSON et al. (1998) apresentaram estimativas de condutividades hidráulicas através de ensaios de bombeamento e de ensaios com traçadores sob condições de gradientes forçados, em um aquífero altamente heterogêneo de Bonita, Califórnia, Estados Unidos. Os ensaios com traçadores forneceram mais informações sobre as condutividades hidráulicas do que os ensaios de bombeamento, especialmente sobre suas variações nas diferentes camadas. O uso de um valor médio de condutividade hidráulica obtido a partir de ensaio de bombeamento subestima as distâncias de transporte para um dado período.

4.4.2 Ensaios sob Condições de Gradientes Naturais

AOKI (1983) apresentou uma metodologia e a determinação da velocidade de Darcy, direção e sentido de fluxo da água subterrânea com a utilização da diluição de traçadores radioativos, brometo 82 (^{82}Br) e cromo 51 (^{51}Cr), após a injeção em um poço de bombeamento instalado no campo de provas do INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DE SÃO PAULO (IPT), SP. A metodologia é a da diluição pontual descrita em FREEZE; CHERRY (1979). Os resultados obtidos foram comparados satisfatoriamente com aqueles da aplicação de métodos clássicos para determinar a velocidade de Darcy, com o uso de condutividade hidráulica e gradiente hidráulico a partir de potenciometria e traçado de linhas de fluxo.

RONEN et al. (1991), em estudos efetuados em Mobile, Alabama, Estados Unidos apresentaram a comparação entre resultados da componente horizontal da vazão específica obtida em ensaios de diluição pontual, utilizando um amostrador multinível e água com moléculas deplecionadas de átomos de oxigênio 18 ($\delta^{18}\text{O}$) como traçador, sob condições de gradientes naturais de fluxo, com aqueles obtidos por medidores de vazão e por traçadores sob condições de gradientes forçados. Os resultados apresentaram-se próximos. Foi introduzida solução com o traçador em cada uma das células de diálise e após um certo período de permanência no poço, foram efetuadas medidas de concentração em cada uma dessas células.

LEAP; KAPLAN (1988) apresentaram um método de ensaio com traçador em poço único para determinar a velocidade da água subterrânea independente do gradiente e da condutividade hidráulica, considerando os efeitos de velocidade regional durante o bombeamento. O ensaio consiste da injeção de um pulso de uma solução contendo um traçador em um poço, na sua percolação sob a influência de gradiente natural durante um certo tempo suficientemente longo e na sua recuperação por bombeamento. A velocidade é calculada considerando o tempo de percolação do traçador, o tempo para recuperar o seu centro de massa, a vazão de bombeamento, a espessura e a porosidade efetiva do aquífero, através da seguinte expressão:

$$V = (Qt/\pi n_{ef}b)^{1/2}/d, \text{ onde:}$$

V – velocidade da água subterrânea (m/s),

Q – vazão de bombeamento durante recuperação do traçador (m^3/s),

t – tempo transcorrido desde o início do bombeamento até a recuperação do centro de massa do traçador (s),

- d – tempo transcorrido desde a injeção do traçador até a recuperação do centro de massa do traçador (s),
b – espessura do aquífero (m),
 n_{ef} – porosidade efetiva (adimensional).

HALL et al. (1991) apresentaram um método para estimar a porosidade efetiva e a velocidade da água subterrânea com base na lei de Darcy (conhecendo-se o gradiente e a condutividade hidráulica) e na equação de injeção e bombeamento de traçador em poço único apresentada por LEAP; KAPLAN (1988). Essas equações foram aplicadas a um poço e tratadas como duas equações simultâneas não lineares, tendo duas incógnitas. Resolvendo as equações, uma solução única para a velocidade e porosidade efetiva foi obtida.

ISTOK et al. (1997) propuseram um método de ensaio em poço único (“push-pull”) para determinar as atividades microbiológicas em aquíferos (Figura 4.17). O método consiste na injeção, sob a forma de um pulso, de uma solução de ensaio na zona saturada, através de um trecho perfurado de um poço de monitoramento, seguida da extração da solução após a interação com a água subterrânea, a partir do mesmo poço. A solução injetada contém um traçador conservativo, sujeito apenas aos processos de advecção e dispersão e um ou mais solutos reativos selecionados para investigar as atividades microbiológicas ou outras propriedades físicas e químicas.

Durante a fase de injeção, a solução de teste flui radialmente a partir do poço para o interior do aquífero, onde os componentes reativos da solução são convertidos em vários produtos pela atividade microbiológica. Pode haver um período entre as operações de injeção e bombeamento. Durante a fase de extração, o fluxo é revertido, e as concentrações da solução são medidas ao longo do tempo para obter as curvas de chegada, utilizadas para computar as quantidades de reagentes consumidos e/ou produtos formados e as taxas das reações durante o ensaio. Foram efetuados ensaios para determinar as taxas de respiração aeróbica, desnitrificação, redução de sulfato e metanogênese em um aquífero contaminado por petróleo em Oregon, Estados Unidos.

HAGGERTY et al. (1998) e SNODGRASS; KITANIDIS (1998) apresentaram métodos para analisar o ensaio de ISTOK et al. (1997) com a finalidade de determinar os coeficientes de velocidades de reações irreversíveis “in situ”, diretamente a partir de medidas de concentração.

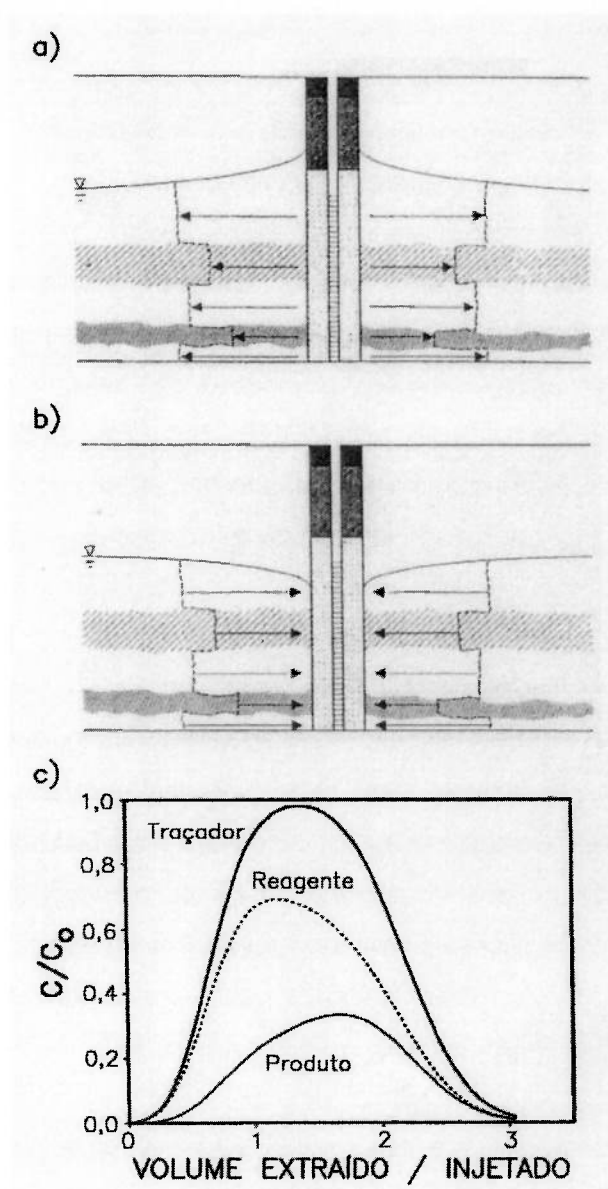


Figura 4.17 - Ensaio em poço único para determinação de atividades microbiológicas. a) Fase de injeção, b) fase de extração e c) curvas de chegada para o traçador e reagente injetados e para o produto formado "in situ" (ISTOK et al., 1997).

4.5 Ensaio com Traçadores em Poços Duplos

No ensaio com traçador empregando dois poços, um de injeção e outro de rebaixamento, a água é injetada em um poço e rebaixada em outro com igual vazão, sendo o traçador adicionado no poço injetado. O regime de fluxo é considerado sob condições constantes, e o efeito do fluxo regional é geralmente negligenciável na vizinhança dos dois poços. A curva de chegada no poço de rebaixamento é analisada para se obter o valor de dispersividade representativo do transporte do soluto na escala da espessura do aquífero ou da espessura do filtro do poço.

PICKENS; GRISAK (1981a) investigaram a dispersividade em um aquífero arenoso estratificado, localizado em Chalk River, Ontário, Canadá, com a utilização de traçador $^{51}\text{Cr-EDTA}$ (^{51}Cr -ácido etileno diamino tetracético) em poços duplos, um de injeção e outro de rebaixamento. A Figura 4.18 ilustra a disposição dos poços e os amostradores multiníveis instalados. Os poços foram operados durante vários dias antes da adição do traçador, para assegurar condições constantes de fluxo. As distribuições das cargas hidráulicas foram obtidas através do monitoramento em piezômetros. A adição do traçador foi efetuada durante aproximadamente 3 dias, e a duração do ensaio foi de 15 dias. Amostras de água foram obtidas a partir do poço de rebaixamento, do poço de injeção e dos amostradores multiníveis localizados entre os poços.

Foi obtida a dispersividade para a espessura total do aquífero a partir das curvas de chegada no poço de rebaixamento e com ajuste ao modelo de GROVE (1971) apud PICKENS; GRISAK (1981a), igual a 50 cm, para distância de 8 m entre os poços. A dispersividade do aquífero como um todo exibiu o efeito de escala, sendo dependente da distribuição da condutividade hidráulica e da distância entre os poços. Foram determinadas as condutividades hidráulicas relativas de cada camada, considerando o tempo relativo para o pico de concentração atingir os pontos de amostragem localizados a distâncias de 4 e 7 m do poço de injeção.

MOLZ et al. (1986) apresentaram simulações de ensaio com o traçador brometo em poços duplos, separados por distâncias entre 38,3 e 90 m, em um terraço fluvial de Mobile, Alabama, Estados Unidos. A duração do ensaio de injeção/bombeamento foi de 32 dias, e a injeção do traçador foi efetuada nos primeiros 3 dias. As simulações foram efetuadas com o modelo tridimensional e curvilíneo de elementos finitos

considerando advecção/dispersão, apresentado por HUYAKORN et al. (1986a) para aquíferos homogêneos ou com estratificação das condutividades hidráulicas na vertical, mas com homogeneidade na horizontal e com um modelo de advecção apresentado por GÜVEN et al. apud MOLZ et al. (1986) que não contempla a dispersão hidrodinâmica. As simulações com o modelo de advecção/dispersão consideraram as variações verticais de condutividade hidráulica e valores de dispersividades longitudinal igual a 0,15 m e transversal igual a 0,05 m.

A Figura 4.19 mostra que as duas simulações reproduziram os resultados do ensaio de forma bastante satisfatória, indicando que a dispersão hidrodinâmica local desempenha um papel bastante secundário. A dispersão hidrodinâmica local é negligenciável, e a curva de chegada do traçador no poço de rebaixamento foi simulada com um modelo tridimensional considerando apenas advecção. O movimento da pluma de contaminação depende principalmente das variações de velocidades e apresenta deslocamentos sobre grandes distâncias horizontais nas zonas de maior permeabilidade.

HUYAKORN et al. (1986b) apresentaram simulações de ensaios com traçadores efetuados em poços duplos, em aquíferos estratificados de Chalk River, Ontário, Canadá, conduzido com recirculação e de Mobile, Alabama, Estados Unidos, conduzido sem recirculação. As simulações foram efetuadas com o modelo de elementos finitos, tridimensional e curvilíneo, apresentado por HUYAKORN et al. (1986a) para aquíferos homogêneos ou com estratificação das condutividades hidráulicas na vertical, mas com homogeneidade na horizontal. As simulações consideraram as variações verticais de condutividade hidráulica e valores de dispersividades locais, representando pequenas frações do espaçamento entre os poços (entre 1/1000 e 1/100).

As Figuras 4.20 e 4.21 ilustram os resultados das simulações e os resultados de campo. Para os ensaios de Chalk River, as curvas de chegada medidas e simuladas apresentaram boa concordância para o período inicial de ensaio e diferenças no período final, possivelmente devido às variações laterais nas condutividades hidráulicas não consideradas nas simulações. A dispersividade longitudinal para a espessura total do aquífero, ignorando a distribuição vertical da condutividade hidráulica, igualou-se a 50 cm. Para o ensaio de Mobile, as curvas de chegada previstas e medidas, de maneira geral, apresentaram boa concordância e mostraram

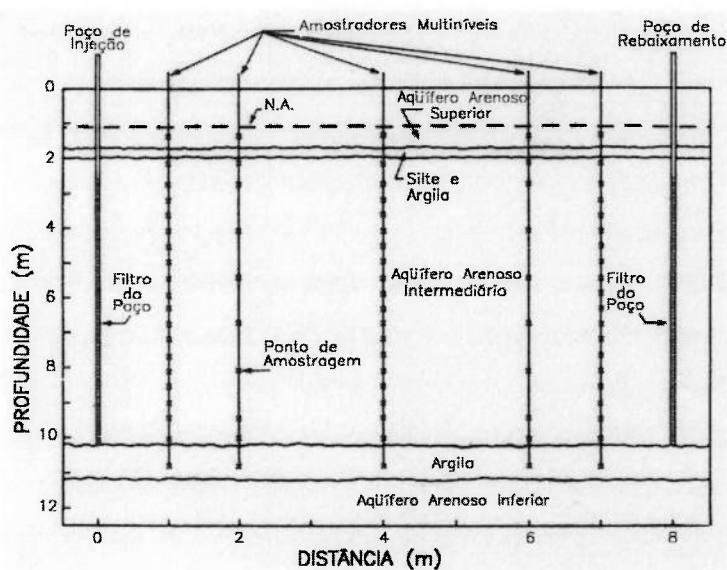


Figura 4.18 - Poços de injeção e rebaixamento e amostradores multiníveis para ensaios com traçador em poços duplos (PICKENS; GRISAK, 1981a).

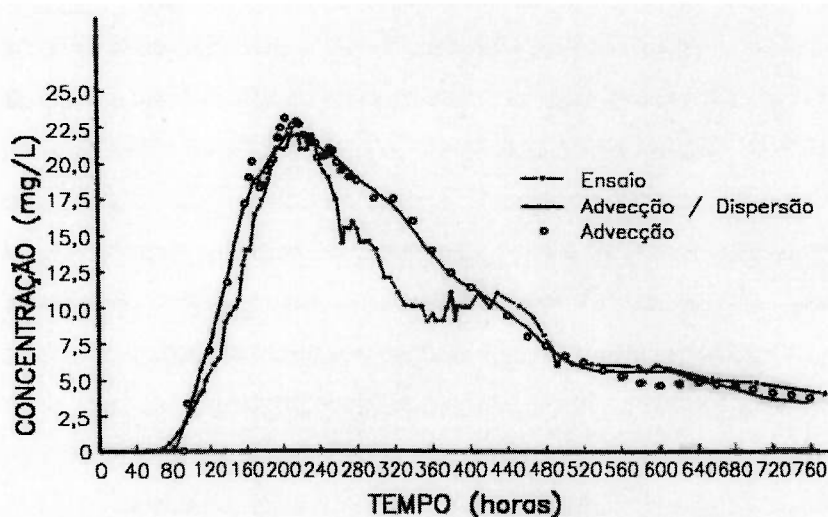


Figura 4.19 - Concentração de brometo versus tempo no poço de rebaixamento, em ensaios com traçador em poços duplos. Comparação entre resultados obtidos em Mobile, Alabama e calculados com base na distribuição vertical da condutividade hidráulica (MOLZ et al., 1986).

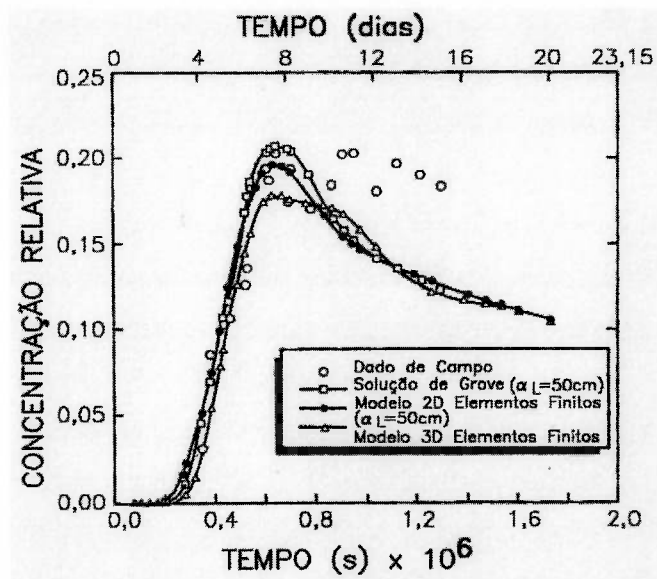


Figura 4.20 - Concentração versus tempo no poço de rebaixamento, em ensaios com traçador em poços duplos. Comparação entre resultados obtidos em Chalk River, Ontário e resultados de modelos (HUYAKORN et al., 1986b).

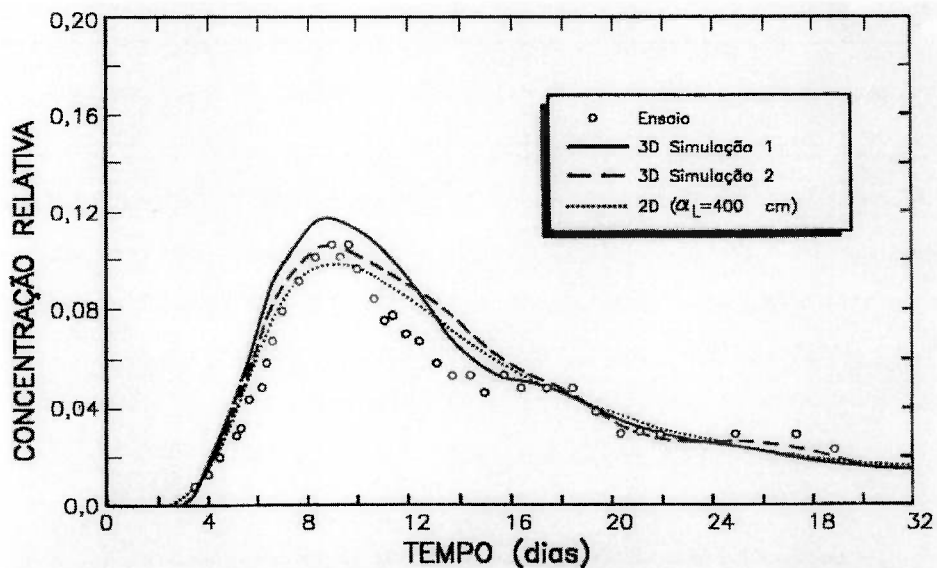


Figura 4.21 - Concentração versus tempo no poço de rebaixamento, em ensaios com traçador em poços duplos. Comparação entre resultados obtidos em Mobile, Alabama e resultados de modelos (HUYAKORN et al., 1986b).

tendências similares durante todo o ensaio. A dispersividade longitudinal para a espessura total do aquífero, ignorando a distribuição vertical da condutividade hidráulica igualou-se a 400 cm. A Figura 4.22 ilustra o efeito da estratificação da condutividade hidráulica nas distribuições temporais de concentrações através de curvas de chegada simuladas e medidas para 7 níveis de um poço de observação, observando-se que a concordância é boa para alguns níveis e pobre para outros. As heterogeneidades na distribuição lateral das condutividades hidráulicas foram indicadas como responsáveis pelas discrepâncias.

THORBJARNARSON; MACKAY (1994a) apresentaram os resultados de um ensaio efetuado no aquífero de Borden, Ontário, Canadá, com traçadores em poços duplos, um de injeção e outro de rebaixamento. A duração do ensaio foi de 3 semanas, o bombeamento e a injeção foram iniciados 2 dias antes da adição dos traçadores para obter condições estabilizadas de fluxo, e a injeção do traçador durou 50 horas. Foram injetados iodeto e 4 traçadores orgânicos. A migração do iodeto foi monitorada em três poços com amostragem multinível a cada 0,15 m e em um poço parcialmente penetrante com intervalo de amostragem entre 1,95 e 3,7 m. Os parâmetros de advecção e dispersão foram determinados a partir de ajuste dos dados a simulações com modelos unidimensionais, considerando o conceito de aquífero estratificado e as variações de velocidade entre os pontos de injeção e monitoramento. As condutividades hidráulicas relativas apresentaram variações de quase uma ordem de magnitude e as dispersividades longitudinais foram iguais a 16 cm para o poço parcialmente penetrante e com variações entre 1 e 11 cm para os pontos multiníveis.

MACKAY et al. (1994) também abordaram os ensaios sob condições de gradientes forçados efetuados no aquífero de Borden, Ontário, Canadá. Foram apresentados os tempos de chegada e os tempos de trânsito (definidos como a diferença entre os tempos médios de chegada e o tempo médio de injeção) para o iodeto e para os traçadores orgânicos, os fatores de retardamento e os coeficientes de distribuição para os traçadores orgânicos e ainda comparações dos resultados com o experimento sob condições de gradientes naturais. Os fatores de retardamento foram determinados dividindo os tempos de trânsito médios dos traçadores orgânicos pelos tempos de trânsito médios do traçador conservativo, iodeto, em cada um dos amostradores multiníveis. Os fatores de retardamento apresentaram-se crescentes de acordo com a seguinte ordem: CTET (tetracloreto de carbono), TCE (tricloroetileno), PCE

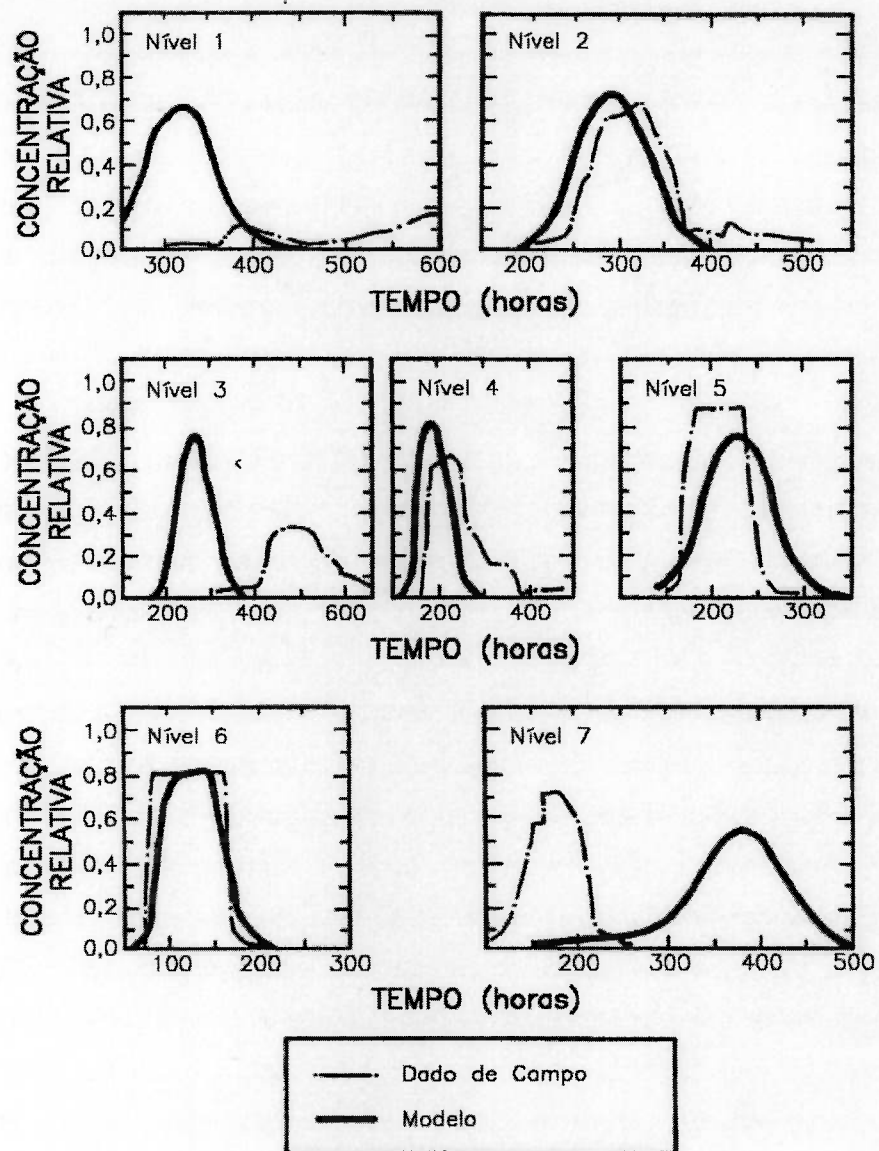


Figura 4.22 – Curvas de chegada observadas e simuladas para vários níveis de um poço de observação no ensaio de Mobile, Alabama (HUYAKORN et al., 1986b).

(tetracloroetileno) e HCA (hexacloroetano). Os coeficientes de retardamento comportaram-se como previsto, com aumento à medida que a solubilidade dos compostos diminui ou à medida que o coeficiente de partição octanol/água aumenta. Os fatores de retardamento apresentaram-se na mesma faixa das estimativas do experimento sob condições de gradiente natural. Os coeficientes de distribuição indicaram variabilidade espacial na sorção para todos os solutos. Foram registradas evidências de reações de transformação para o HCA (hexacloroetano). As Tabelas 4.14 a 4.17 ilustram os resultados.

THORBJARNARSON; MACKAY(1994b), tratando dos mesmos ensaios abordados por THORBJARNARSON; MACKAY (1994a) e por MACKAY et al. (1994), apresentaram a inabilidade das simulações com sorção de equilíbrio para ajuste às curvas de chegada observadas, principalmente para os solutos com sorção de maior grau. Os dados foram melhor ajustados a simulações de não equilíbrio físico de primeira ordem, incluindo a transferência de massa entre regiões de água móvel e imóvel.

YEH et al. (1995) apresentaram plumas observadas e simuladas em modelos numéricos tridimensionais, em um aquífero arenoso costeiro de Georgetown, South Carolina, Estados Unidos, com base em ensaios com o traçador cloreto em poços duplos. Poços multiníveis foram instalados entre os poços de injeção e rebaixamento para obtenção de condutividades hidráulicas em ensaios “slug tests” e curvas de chegada do traçador. Os dados de condutividade hidráulica foram utilizados nas simulações numéricas tridimensionais para fluxo e transporte de massa com a finalidade de avaliar a qualidade da previsão do transporte de massa. Foi possível apenas a previsão do comportamento da pluma de forma grosseira, como mostrado na Figura 4.23, controlada principalmente por heterogeneidades principais. Os valores de condutividades hidráulicas determinados pelo método de Hvorslev representaram melhor a distribuição das condutividades hidráulicas do aquífero.

MAS-PLA et al. (1992) analisaram os ensaios apresentados por YEH et al. (1995) através de modelos de advecção/dispersão uni e bidimensional. Esses modelos falharam na previsão de curvas de chegada nas várias camadas em um dos poços multiníveis de observação, com a utilização dos parâmetros obtidos para outro poço localizado nas proximidades. Os resultados indicaram que a estimativa de parâmetros fundamentada em um único ponto é insuficiente devido à heterogeneidade do aquífero.

Tabela 4.14 - Fatores de retardamento nos ensaios com traçadores em poços duplos, em Borden, Ontário (MACKAY et al., 1994).

Localização	Fatores de retardamento (R)			
	CTET	TCE	PCE	HCA
ML1-6	1,2	1,6	5,4	5,0
ML1-10	1,2	1,3	5,2	5,1
ML2-1	1,2	1,3	1,8	2,6
ML2-2	1,5	1,5	2,9	4,0
ML2-3	1,4	1,5	3,6	4,9
ML2-4	1,8	2,3	4,2	5,4
ML2-5	1,6	1,8	4,9	5,3
ML2-6	1,4	1,6	2,7	2,9
ML2-7	1,6	1,8	2,7	2,9
ML2-8	1,8	2,1	3,9	4,4
ML2-9	1,4	1,6	3,8	4,1
ML2-10	2,0	2,3	4,4	4,7
ML2-11	2,3	3,1	4,7	5,1
ML2-12	2,2	2,9	4,5	4,9
ML2-14	1,9	2,1	3,8	4,2

Tabela 4.15 - Coeficientes de distribuição (K_d) nos ensaios com traçadores em poços duplos, em Borden, Ontário (MACKAY et al., 1994).

Localização	Coeficientes de distribuição K_d (cm ³ /g)			
	CTET	TCE	PCE	HCA
ML1-6	0,03	0,11	0,81	0,74
ML1-10	0,04	0,05	0,77	0,75
ML2-1	0,04	0,05	0,14	0,29
ML2-2	0,08	0,09	0,34	0,54
ML2-3	0,07	0,10	0,47	0,71
ML2-4	0,14	0,23	0,58	0,81
ML2-5	0,12	0,14	0,72	0,78
ML2-6	0,08	0,12	0,31	0,35
ML2-7	0,10	0,15	0,31	0,35
ML2-8	0,14	0,19	0,53	0,62
ML2-9	0,08	0,10	0,51	0,57
ML2-10	0,18	0,24	0,62	0,67
ML2-11	0,24	0,38	0,68	0,74
ML2-12	0,22	0,34	0,64	0,71
ML2-14	0,17	0,20	0,51	0,58

Tabela 4.16 - Dados das curvas de chegada em poço parcialmente penetrante, nos ensaios com traçadores em poços duplos, em Borden, Ontário (MACKAY et al., 1994). * Estimativas não reais devido à transformação "in situ".

Soluto	Tempo de chegada (horas)	Integral das áreas		Tempo de trânsito (horas)	Fator de retardamento (R)
		Absoluta	Relativa		
Iodeto	127,0	50,1	1,00	103,4	1,0
TCE	175,0	60,3	1,20	151,5	1,5
CTET	172,1	53,1	1,06	148,7	1,4
PCE	224,1	50,9	1,02	201,2	2,0
HCA	253,1*	36,7	0,73*	231,0*	2,2*

Tabela 4.17 - Comparação dos fatores de retardamento nos ensaios com traçadores em poços duplos e nos ensaios de gradiente natural, em Borden, Ontário (MACKAY et al., 1994). * Estimativas não reais devido à transformação "in situ".

Soluto	Fatores de retardamento			
	Ensaio de gradiente natural		Ensaio de gradiente forçado	
	Dados espaciais	Dados temporais para 3 amostradores multiníveis	Dados temporais para 15 amostradores multiníveis	Dados temporais poço parcial/penetrante
CTET	1,8 – 2,5	1,6 – 1,8	1,2 – 2,3	1,4
PCE	2,7 – 5,9	2,7 – 3,9	1,8 – 5,4	2,0
HCA	5,1 – 7,9	4,0	2,6 – 5,4	2,2*

CTET – tetracloreto de carbono; TCE – tricloroetileno; PCE – tetracloroetileno; HCA – hexacloroetano.

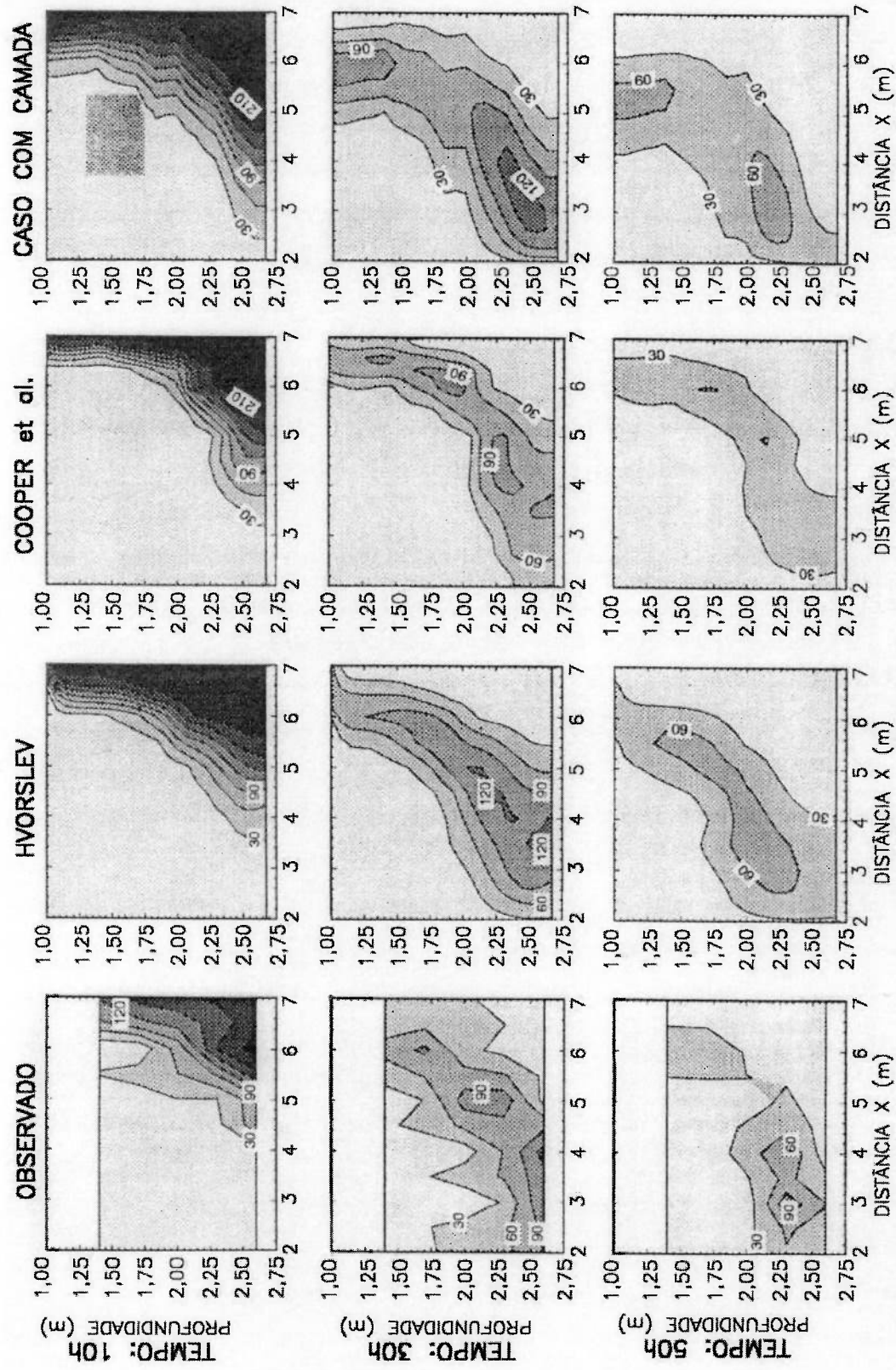


Figura 4.23 - Distribuição de cloreto observada e simulada para ensaios com poços duplos em Georgetown, South Carolina (YEH et al., 1995).

4.6 Ensaios com Traçadores sob Condições de Gradiente Natural

São abordados os ensaios de gradiente natural efetuados em Canadian Forces Base, Borden, Ontário, Canadá, Cape Cod, Massachusetts, Estados Unidos, Columbus Air Force Base, Mississippi, Estados Unidos, Twin Lake, Chalk River, Ontário, Canadá e em um aquífero da Dinamarca. As características dos ensaios efetuados em Borden foram apresentadas por MACKAY et al. (1986), e as análises e interpretações foram objeto de trabalhos de FREYBERG (1986), MACKAY et al. (1986), ROBERTS et al. (1986) e RAJARAM; GELHAR (1991). Os ensaios de Cape Cod foram abordados por GARABEDIAN et al. (1991), LEBLANC et al. (1991), KENT et al. (1994) e KENT et al. (1995). Os ensaios de Columbus foram objeto de trabalhos apresentados por BOGGS et al. (1992) e ADAMS; GELHAR (1992). As características dos ensaios de Twin Lake foram abordadas por KILLEY; MOLTYANER (1988), enquanto as interpretações foram apresentadas por KILLEY; MOLTYANER (1988), MOLTYANER; KILLEY (1988a), MOLTYANER; KILLEY (1988b), MOLTYANER; WILLS (1991) e MOLTYANER et al. (1993). JENSEN et al. (1993) apresentaram e analisaram os resultados de ensaios efetuados na Dinamarca.

Conforme MACKAY et al. (1986), os ensaios de Borden, Ontário, Canadá, foram efetuados em um aquífero de areias finas e médias com acamamento horizontal, sob condições iniciais bem definidas, através de injeção instantânea, com mínima perturbação das condições naturais de fluxo, efetuada em um arranjo de poços com trechos filtrantes de 1,6 m na zona saturada. Foram injetados 12 m³ de solução contendo concentrações uniformes dos traçadores durante toda a injeção, por um período de aproximadamente 15 horas. A solução apresentou dois traçadores inorgânicos conservativos, cloreto e brometo e cinco solutos orgânicos selecionados pelo significado ambiental, mobilidades e potencial de biotransformação e com diferentes hidrofobicidades, medidas pelo coeficiente de partição octanol-água. Os solutos orgânicos selecionados foram o bromofórmio, o tetracloreto de carbono, o tetracloroetileno, 1,2-diclorobenzeno e o hexacloroetano.

Foi instalado um monitoramento tridimensional utilizando amostradores multiníveis para coleta de amostras durante um período de mais de 3 anos. Os amostradores multiníveis foram instalados com espaçamentos consistentes com as escalas de correlação das condutividades hidráulicas. Esses amostradores multiníveis foram construídos com tubos de teflon no trecho previsto para os componentes orgânicos e

com tubos de polipropileno no restante do trecho. Os traçadores cloreto e brometo seguiram uma trajetória horizontal linear, com uma velocidade constante de 0,091 m/dia, compatível com as estimativas a partir de medidas de cargas hidráulicas, porosidades e condutividades hidráulicas. O espalhamento foi mais pronunciado na direção longitudinal, em comparação com a direção transversal e mínimo na direção vertical. Os compostos orgânicos foram retardados. A Figura 4.24 apresenta as plumas de contaminação para os diversos contaminantes.

LEBLANC et al. (1991) apresentaram os ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural efetuados em Cape Cod, Massachusetts, Estados Unidos, para examinar o transporte e dispersão dos solutos em um aquífero de areia e cascalhos. Os traçadores foram o brometo, não reativo e o lítio e o molibdato, reativos, monitorados em três dimensões, com amostradores multiníveis, até 280 m a jusante, conforme ilustração da Figura 4.25. Foram injetados, a pequena vazão, 7,6 m³ de solução contendo os traçadores, durante um período de 17 horas, em três poços com trechos perfurados de 1,2 m de comprimento, localizados abaixo do nível d'água. O ensaio durou aproximadamente 3 anos, com 19 eventos de amostragem. A pluma de cloreto apresentou uma velocidade horizontal de 0,42 m/dia. A distâncias de 200 m da fonte, essa pluma de cloreto apresentava dimensões de 80, 14 e 4 - 6 m, respectivamente na direção do fluxo e nas direções transversais. As plumas de lítio e molibdato apresentaram comportamento similar, com um retardamento de 50% em relação ao brometo. As plumas resultantes estão ilustradas nas Figuras 4.26 e 4.27.

KENT et al. (1994) abordaram o transporte de brometo, cromo e selênio em pequenas plumas obtidas em 4 ensaios, em zonas suavemente redutoras do aquífero de Cape Cod, sendo a injeção do cromo e selênio na forma hexavalente. Foram obtidas as curvas de chegada em amostradores multiníveis a várias profundidades e distâncias do local de injeção, ilustradas nas Figuras 4.28 e 4.29 e cujos resultados estão apresentados nas Tabelas 4.18 e 4.19. As velocidades foram calculadas pela relação entre distâncias e tempo de trânsito médio do brometo, e o fator de retardamento (R) foi calculado pela relação entre tempos de trânsito médio do cromo ou selênio e do brometo ($R = t_{Cr \text{ ou } Se}/t_{Br}$).

Foi observada uma progressiva perda do cromo ou atenuação do cromo com o movimento das plumas para jusante e, de maneira geral, em profundidade, que pode ser notada nas Tabelas 4.18 e 4.19, através das relações das áreas abaixo das curvas

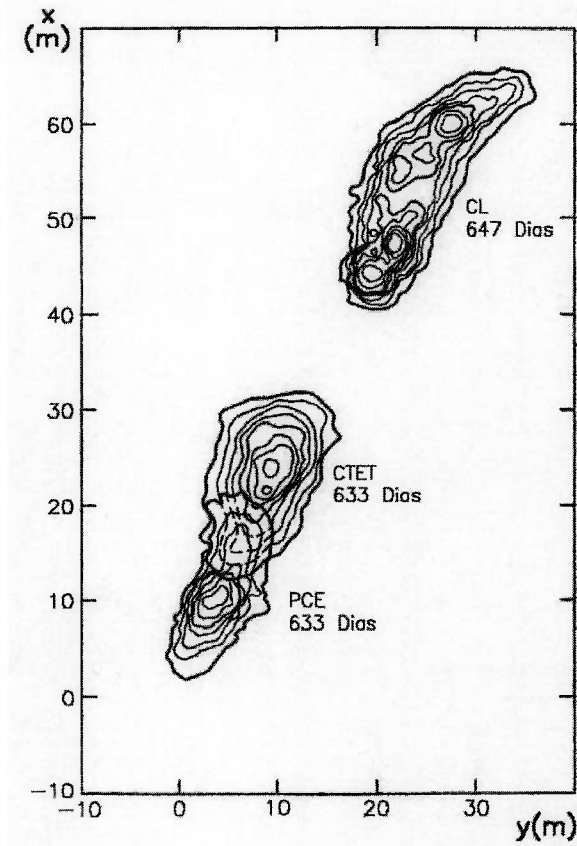


Figura 4.24 – Plumas de contaminação para vários contaminantes no ensaio sob condições de gradiente natural, em Borden, Ontário (ROBERTS et al., 1986). Cl – cloreto; CTET – tetracloreto de carbono; PCE – tetracloroetileno.

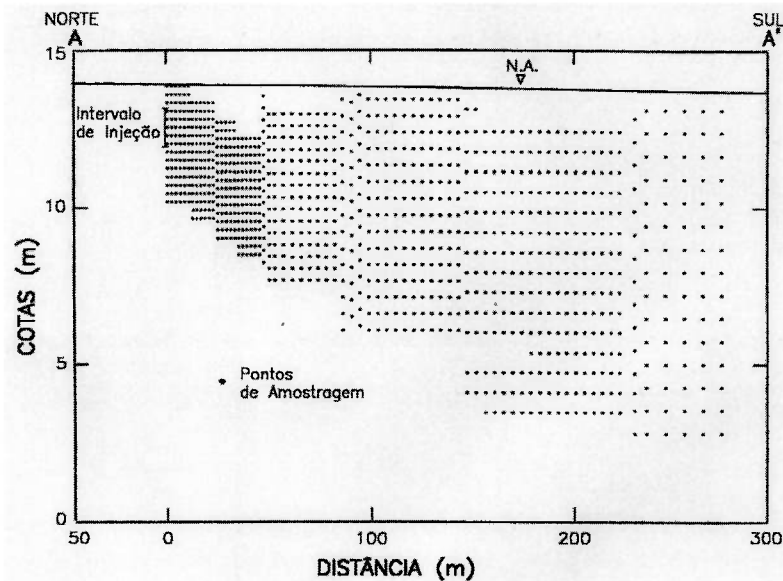


Figura 4.25 – Localização na vertical do trecho de injeção e dos amostradores multiníveis no ensaio sob condições de gradiente natural, em Cape Cod, Massachusetts (LEBLANC et al., 1991).

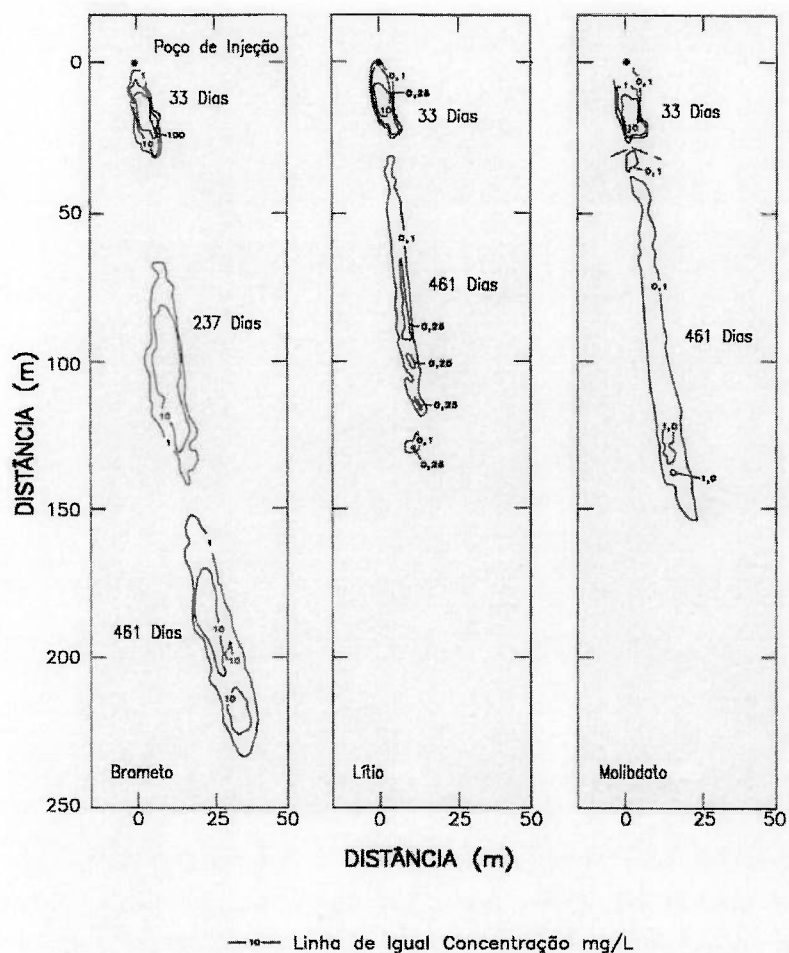


Figura 4.26 – Distribuição em área das concentrações máximas de brometo, lítio e molibdato, em vários tempos após injeção, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Cape Cod, Massachusetts (LEBLANC et al.,1991).

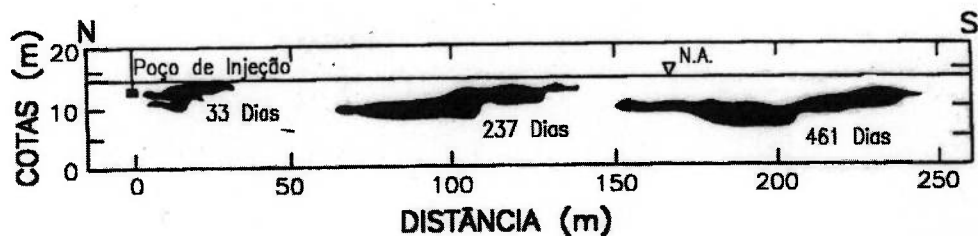


Figura 4.27 – Localização na vertical da pluma de brometo, em vários tempos após injeção, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Cape Cod, Massachusetts (LEBLANC et al.,1991).

de chegada do cromo e do brometo (A_{Cr}/A_{Br}), com valores menores que a unidade. Para o selênio, não foi observada atenuação, mas apenas pequeno retardamento. A perda do cromo foi atribuída à redução do cromo e à sorção irreversível do cromo na forma reduzida.

KENT et al. (1995) também estudaram o transporte do brometo, do cromo e do selênio em zonas ligeiramente ácidas e com baixa concentração de sais dissolvidos do aquífero de Cape Cod, sendo a injeção do cromo e selênio na forma hexavalente. A Figura 4.30 ilustra os perfis de concentração versus tempo e a Tabela 4.20 sumariza os resultados desses perfis de concentração. No caso do cromo e do selênio, são observados pequenos valores de concentração detectados por um período muito longo e concentração máxima reduzida em relação ao brometo. A adsorção do cromo e do selênio nos sedimentos do aquífero ocasionou retardamento. A comparação dos resultados obtidos com aqueles de KENT et al. (1994), referentes a ensaios em zonas suavemente redutoras e que mostraram perda de massa do cromo e pequeno retardamento do cromo móvel e do selênio, ilustra a influência da química do aquífero no transporte de solutos sensíveis ao potencial de oxiredução.

BOGGS et al. (1992) apresentaram os ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural, nas proximidades de Columbus, Mississipi, Estados Unidos. Foram injetados 10 m^3 de água contendo brometo e 3 traçadores orgânicos por um período de 48 horas. Durante um período de 20 meses, foram efetuados 7 eventos de amostragem utilizando amostradores multiníveis em um arranjo tridimensional. O local apresenta um aquífero de areias com cascalhos e de cascalhos arenosos de um terraço aluvial de extrema heterogeneidade e variações na velocidade da água subterrânea em relação a outros locais de ensaios similares, Borden, Cape Cod e Twin Lake, compostos de sedimentos glaciofluviais e relativamente homogêneos. O aspecto fundamental observado foi a distribuição de concentração altamente assimétrica na direção longitudinal da pluma, sendo as condutividades hidráulicas até duas ordens de magnitude maiores em locais mais afastados da fonte.

KILLEY; MOLTYANER (1988) apresentaram os ensaios com traçadores em Twin Lake, Chalk River, Ontário, Canadá, em areias finas e médias de depósitos de origem fluvial. Foi utilizado um poço de injeção e monitores distribuídos sobre uma distância de até 40 m do poço de injeção. O ensaio ocorreu sob condições de gradiente natural, utilizando o rádio-isótopo ^{131}I para estudar as características de velocidade,

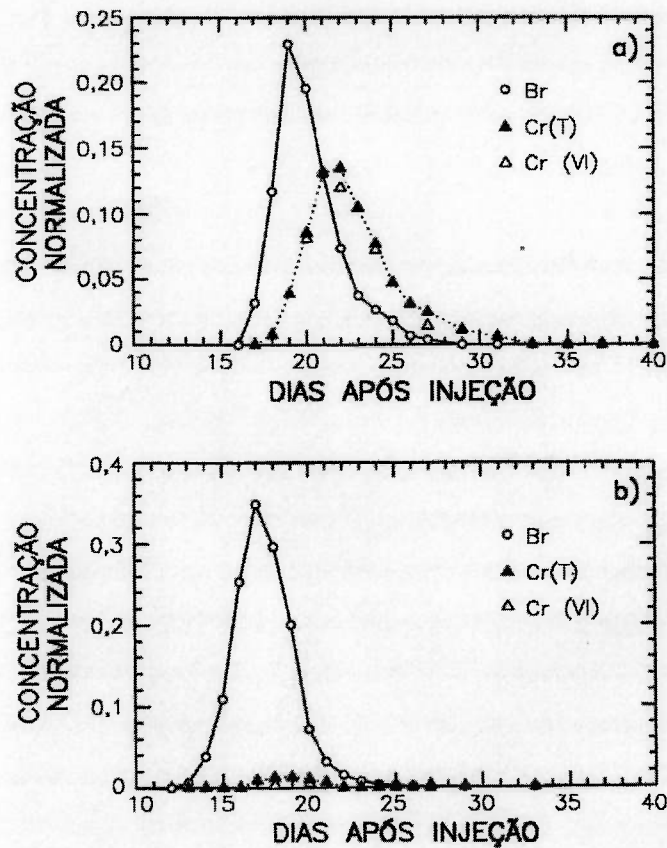


Figura 4.28 – Curvas de chegada para brometo (Br), cromo total [Cr(T)] e cromo hexavalente [Cr(VI)] a 11,1 m a jusante da injeção, a) na porção superior da pluma e b) na porção inferior da pluma (KENT et al., 1994).

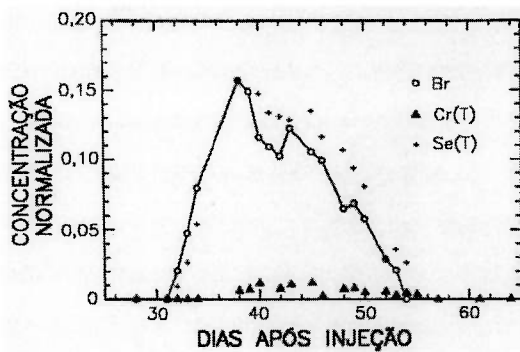


Figura 4.29 – Curvas de chegada para brometo (Br), cromo total [Cr(T)] e selênio total [Se(T)] a 22,1 m a jusante da injeção (KENT et al., 1994).

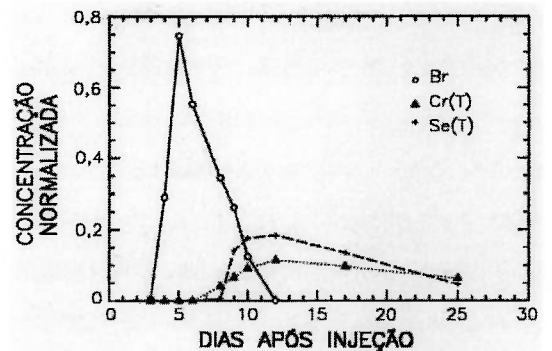


Figura 4.30 – Curvas de chegada para brometo (Br), cromo [Cr(T)] e selênio [Se(T)] a 2,0 m a jusante da injeção (KENT et al., 1995).

Tabela 4.18 - Resultados das curvas de chegada para brometo (Br) e cromo (Cr) em zonas suavemente redutoras [KENT et al.,1994]. A_{Br} – área sob a curva de chegada do brometo; A_{Cr} – área sob a curva de chegada do cromo; α_L - dispersividade longitudinal; R – retardamento.

Cotas (m)	Brometo			Cromo	
	Velocidade (m/dia)	α_L (m)	A_{Br} (dias)	R	A_{Cr}/A_{Br}
3,75 m a jusante					
12,13	0,47	0,04	1,71	1,10	0,78
11,88	0,45	0,04	1,52	1,12	0,66
11,11	0,63	0,06	2,09	1,12	0,52
10,86	0,47	0,40	1,87	1,14	0,35
11,1 m a jusante					
12,12	0,57	0,03	0,26	1,12	0,61
11,87	0,55	0,03	1,11	1,12	0,64
11,11	0,63	0,06	2,15	1,14	0,06
10,86	0,64	0,05	1,49	1,08	0,04
18,6 m a jusante					
11,37	0,47	0,05	1,47	1,09	0,22
11,11	0,49	0,07	1,23	-	0
10,60	0,58	0,13	2,31	-	0
10,35	0,48	0,27	1,94	-	0

Tabela 4.19 - Resultados das curvas de chegada para brometo (Br), cromo (Cr) e selênio (Se) em zonas suavemente redutoras [KENT et al.,1994]. A_{Br} – área sob a curva de chegada do brometo; A_{Cr} – área sob a curva de chegada do cromo; A_{Se} – área sob a curva de chegada do selênio; α_L - dispersividade longitudinal; R – retardamento.

Cotas (m)	Brometo			Cromo		Selênio	
	Velocidade (m/dia)	α_L (m)	A_{Br} (dias)	R	A_{Cr}/A_{Br}	R	A_{Se}/A_{Br}
3,74 m a jusante							
11,48	0,60	0,11	2,33	1,1	0,53	1,1	0,9
11,23	0,70	0,05	2,00	1,1	0,47	-	-
10,97	0,76	0,05	1,65	1,1	0,47	-	-
22,1 m a jusante							
11,37	0,61	0,10	0,64	-	0	-	-
11,11	0,52	0,25	1,93	-	0,07	1,03	1,0
10,86	0,61	0,15	1,59	-	0,06	-	-
10,60	0,59	0,18	1,03	-	0,07	-	-
10,35	0,49	0,30	1,12	-	0,09	-	-

Tabela 4.20 - Resultados das curvas de chegada para brometo (Br), cromo (Cr) e selênio (Se) em zonas ligeiramente ácidas [KENT et al.,1995]. A_{Br} – área sob a curva de chegada do brometo; A_{Cr} – área sob a curva de chegada do cromo; A_{Se} – área sob a curva de chegada do selênio; α_L - dispersividade longitudinal; R – retardamento.

Cotas (m)	Brometo			Cromo		Selênio	
	Velocidade (m/dia)	α_L (m)	A_{Br} (dias)	R	A_{Cr}/A_{Br}	R	A_{Se}/A_{Br}
Ensaio traçador 088							
6,12	0,33	0,06	2,84	2,2	0,49	2,0	0,67
Ensaio traçador 089							
6,12	0,33	0,03	1,08	4,2	0,88		
5,36	0,31	0,03	2,46	2,5	0,94		
4,60	0,50	0,07	1,38	2,9	0,83		

condutividade hidráulica e de dispersividade de um aquífero arenoso. O uso de um radionuclídeo emissor de raios gama permitiu efetuar medidas de distribuição do traçador através de mapeamento com o uso de detectores de radioatividade em furos totalmente penetrantes no meio, cuja distribuição é mostrada na Figura 4.31. A técnica empregada possibilitou vantagens em relação aos ensaios tradicionais incluindo grande resolução da distribuição do traçador na vertical. A injeção do traçador foi efetuada em um poço totalmente penetrante, sendo injetado um volume de aproximadamente 6 m^3 durante 8 horas.

As curvas de chegada do traçador nos monitores revelaram a presença de heterogeneidades na condutividade hidráulica do aquífero. A Tabela 4.21 ilustra os dados obtidos em um dos monitores através das curvas de chegada dos traçadores, sendo identificadas as zonas com diferentes velocidades, tempos de chegada do pico do traçador e valores de dispersividades longitudinais e de condutividades hidráulicas. As condutividades hidráulicas foram determinadas a partir das velocidades, porosidade e medidas de cargas hidráulicas obtidas em piezômetros e apresentadas na Figura 4.32. A Figura 4.33 ilustra as posições das zonas de contato das velocidades e dos tempos de chegada do pico de concentração para cada uma das curvas de chegada, e a Figura 4.34 apresenta a distribuição das regiões com diferentes condutividades hidráulicas.

MOLTYANER; KILLEY (1988a) abordaram os ensaios com traçadores em Twin Lake, Chalk River, Ontário, quanto às dispersividades longitudinais. As curvas de chegada do traçador ou perfis de concentração versus tempo observados nos monitores apresentaram boa comparação com as curvas do modelo de advecção/dispersão unidimensional apresentado por CARSLAW; JAEGER (1953) apud MOLTYANER; KILLEY (1988a), e os valores de dispersividade mostraram-se virtualmente iguais àqueles determinados em colunas de laboratório. O valor de dispersividade longitudinal local apresentou-se constante, igual a $0,0045 \text{ m}$. A dispersividade longitudinal para a espessura total do aquífero apresentou-se variável entre $0,16$ e $0,06 \text{ m}$. O efeito de escala observado é resultado da heterogeneidade do aquífero e da homogeneização da concentração produzida pelo equipamento de amostragem. MOLTYANER; KILLEY (1988b) apresentaram também valores para as dispersividades transversais considerando o ajuste de curvas geradas pela solução analítica tridimensional da equação de advecção/dispersão aos dados de atividade versus profundidade, obtidos em várias localizações do aquífero. O valor de dispersividade

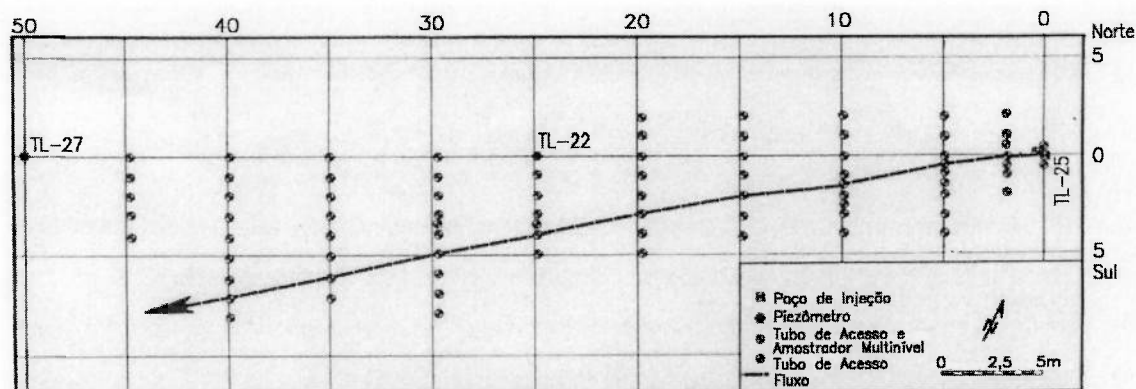


Figura 4.31 – Localização dos poços de injeção e monitoramento no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário (KILLEY; MOLTYANER, 1988).

Tabela 4.21 – Exemplo de análise de curvas de chegada em um dos monitores, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário (KILLEY; MOLTYANER, 1988). Distância a partir da fonte = 30,25 m; distância da linha anterior = 4,9 m; gradiente hidráulico médio = 0,037.

Cotas (m)		Tempo de chegada do pico de concentração (dias)		Velocidade (m/dia)		Dispersividade (m)	Condutividade hidráulica cm/s
De	A	Fonte	Linha anterior	Fonte	Linha anterior		
145,97	146,20	22,27	3,53	1,36	1,39	0,035	1,72E-02
145,38	145,97	24,79	4,09	1,22	1,20	3,013	1,49E-02
145,38	145,97	24,79	3,57	1,22	1,37	0,013	1,70E-02
145,14	145,38	24,96	3,48	1,21	1,41	0,0093	1,75E-02
144,89	145,14	24,86	2,88	1,22	1,70	0,010	2,11E-02
144,61	144,89	25,22	3,50	1,20	1,40	0,0078	1,74E-02
144,01	144,61	25,28	2,79	1,20	1,76	0,0089	2,18E-02
143,58	144,01	25,13	2,93	1,20	1,67	0,010	2,08E-02
143,38	143,58	25,06	3,23	1,21	1,52	0,0077	1,88E-02
143,17	143,38	24,38	3,22	1,24	1,52	0,021	1,89E-02
142,94	143,17	27,30	3,77	1,11	1,30	0,0097	1,61E-02

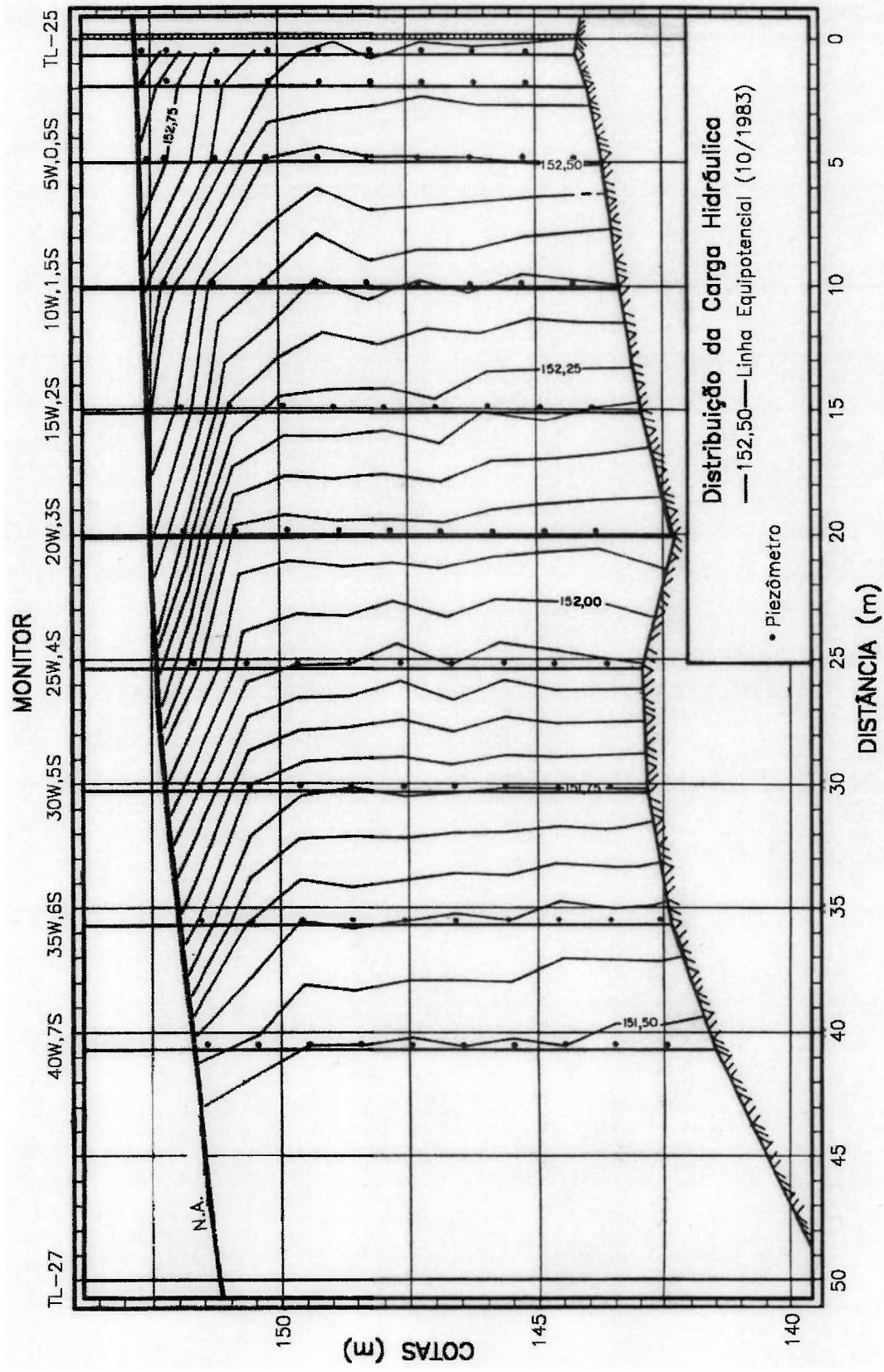


Figura 4.32 - Distribuição da carga hidráulica em uma seção vertical ao longo da linha de movimento do traçador, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário (KILLEY; MOLTYANER, 1988).

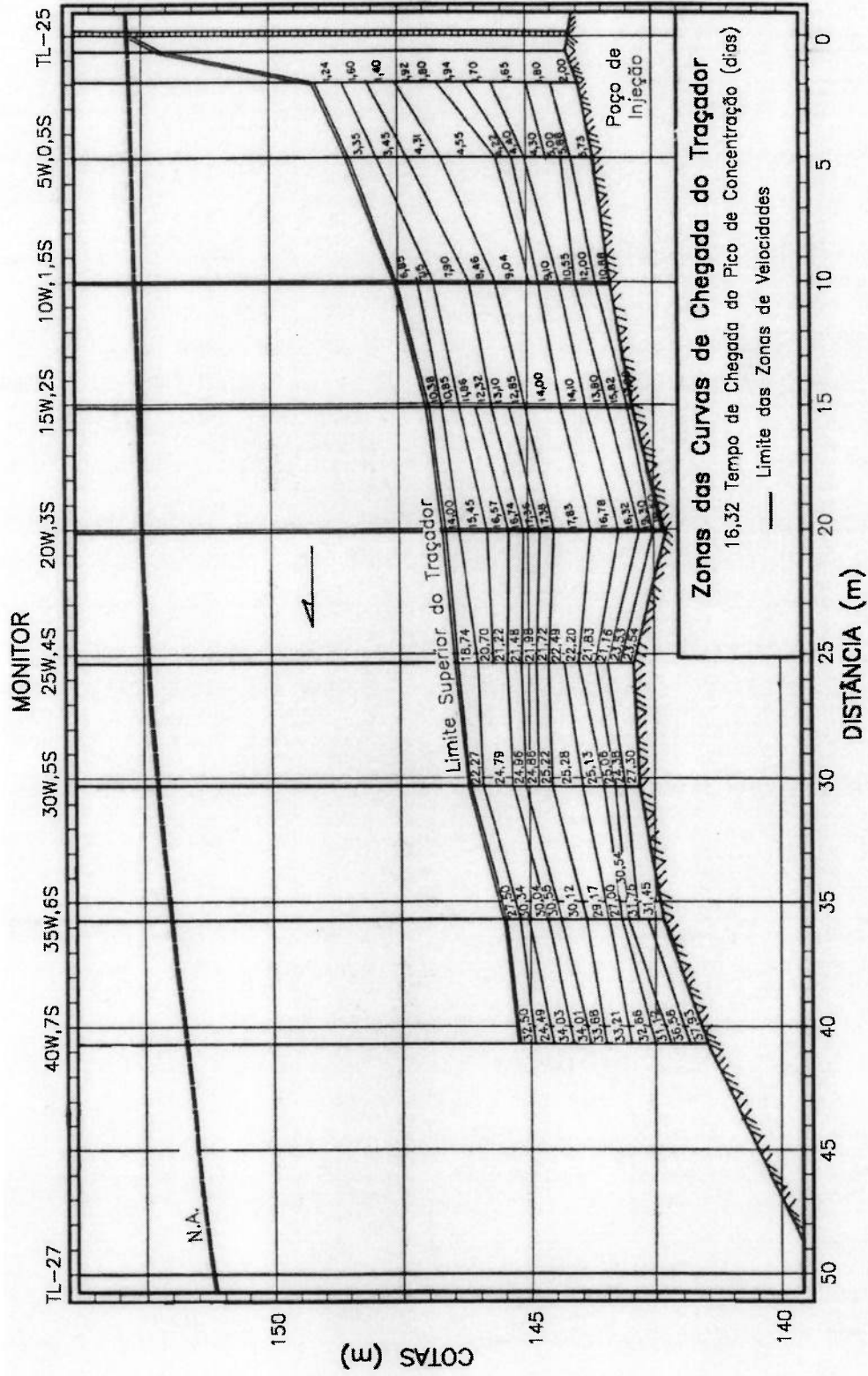


Figura 4.33 - Seção vertical ao longo da linha de fluxo do traçador, mostrando o tempo de chegada do pico de concentração do traçador e a posição vertical dos limites de cada zona de velocidade, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário (KILLEY; MOLTYANER, 1988).

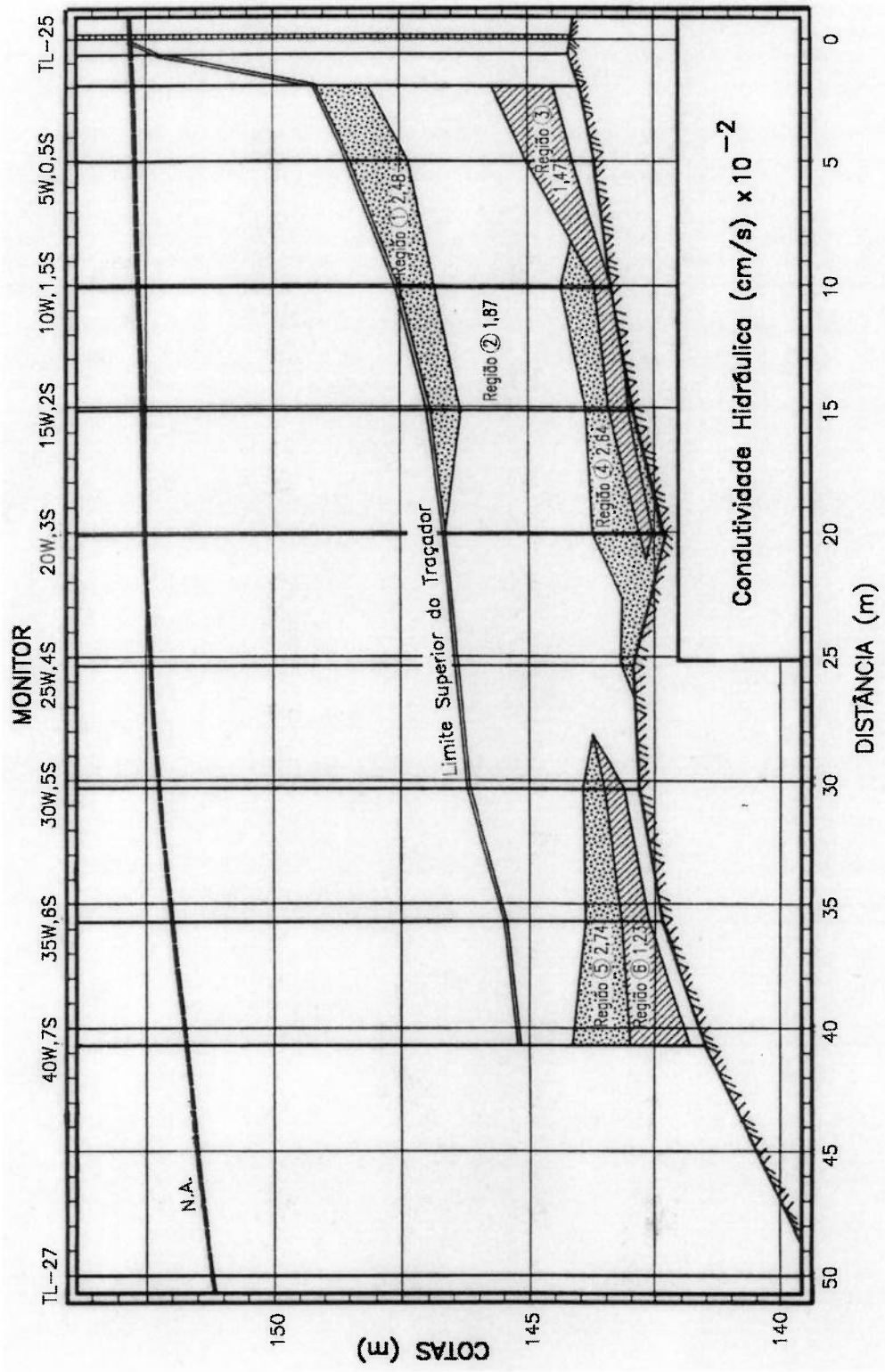


Figura 4.34 – Mapeamento da condutividade hidráulica ao longo da linha de fluxo do traçador, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Twin Lake, Ontário (KILLEY; MOLTYANER, 1988).

vertical médio apresentou-se igual a 0,001 m, uma ordem de magnitude menor que a dispersividade longitudinal. Dentro de regiões de velocidades homogêneas, as dispersividades verticais apresentaram-se independentes da distância de migração do traçador e proporcional à velocidade. MOLTYANER et al. (1993) apresentaram os resultados de ensaios efetuados em Twin Lake, na dimensão de 260 m, no mesmo local que aqueles reportados anteriormente para a dimensão de 40 m. Os ensaios foram efetuados com o traçador trítio, sendo injetados 61 m³ de solução, durante 72 horas, em poço parcialmente penetrante. O monitoramento foi efetuado com o emprego de multiníveis apresentando espaçamento vertical de 1,0 m.

JENSEN et al. (1993) apresentaram os resultados de um ensaio de dispersão de grande escala efetuado na Dinamarca, em um aquífero arenoso de origem flúvio-glacial com lentes de materiais arenosos e siltosos, através da injeção de trítio e cloreto e monitoramento multinível da pluma. Foram instalados poços de monitoramento multinível com até 9 trechos perfurados, distribuídos ao longo da vertical, em cada um dos locais de monitoramento. Os parâmetros de transporte foram determinados com base nas curvas de chegada das concentrações médias verticais, através do ajuste de uma solução analítica da equação de advecção/dispersão aos dados observados, unidimensional para fluxo e bidimensional para transporte de massa (BEAR, 1979). Entre distâncias de 50 e 200 m, não foi observada tendência de variação dos valores de dispersividade com a distância. As velocidades variaram entre 0,58 e 0,88 m/dia, com média de 0,75 m/dia.

4.7 Métodos Estatísticos e Geoestatísticos

A macrodispersividade de contaminantes na escala de campo é governada principalmente pela variação da velocidade e portanto, está fortemente relacionada com a variação da condutividade hidráulica que controla a variação de velocidade. Vários estudos têm sido desenvolvidos tratando a variabilidade espacial da condutividade hidráulica como um processo estocástico, podendo ser citados os trabalhos de SCHWARTZ (1977), PICKENS (1978) apud PICKENS; GRISAK (1981a), GELHAR et al. (1979) apud PICKENS; GRISAK (1981a), GELHAR; AXNESS (1983), DAGAN (1982 e 1984) apud FREYBERG (1986) e SUDICKY (1986). O conhecimento das propriedades estatísticas da distribuição espacial da condutividade hidráulica, variância e escalas de correlação, permite o cálculo do tensor de condutividade hidráulica e também do tensor de macrodispersividade utilizando as teorias estatísticas de transporte de massa.

A aplicação dos métodos estatísticos para determinar as macrodispersividades requer a determinação das condutividades hidráulicas e a caracterização da variabilidade espacial dessas condutividades hidráulicas. Essa variabilidade não é completamente aleatória, mas apresenta uma estrutura de correlação que pode ser quantificada por análise geoestatística. Para a análise geoestatística, a ferramenta básica é o semivariograma ou variograma experimental, que fornece a variância e as escalas de correlação da condutividade hidráulica, sendo que as definições dessas grandezas são encontradas em JOURNEL; HUIJBREGTS (1978) e em DAVIS (1986). Em um semivariograma, a semivariância se aproxima de um valor constante aproximadamente igual à variância dos dados ("sill") em uma determinada distância limite de separação entre pontos de medida ("range"), a partir da qual os valores da variável considerada não apresenta correlação e a covariância é zero.

A aplicação da teoria estatística para determinar as macrodispersividades exige que o transporte do soluto ocorra dentro de uma unidade geológica característica e em distâncias que excedem várias escalas de correlação. A teoria estatística é apropriada para descrever comportamentos de longo prazo, para períodos de décadas ou de séculos e de grandes deslocamentos, nas escalas de centenas de metros ou de quilômetros. A aplicação do método requer grande esforço na coleta de grande quantidade de dados para descrever adequadamente a variabilidade da condutividade hidráulica, mesmo em

um meio relativamente homogêneo. Aplicações da teoria estatística são exemplificadas através dos trabalhos de PICKENS; GRISAK (1981a), SUDICKY (1986), HESS et al. (1992), REHFELDT et al. (1992) e JENSEN et al. (1993).

Considerando a complexidade envolvida na determinação de parâmetros estatísticos, os ensaios com traçadores poderiam ser considerados um método mais apropriado para a determinação das dispersividades. Para transporte localizado e de curto período, os traçadores são considerados bastante adequados, mas a previsão da migração de contaminantes durante períodos de séculos e por distâncias de quilômetros necessita de informação em uma escala maior, que pode ser obtida com os métodos estatísticos. Outra forma para determinar as dispersividades de grande escala é através do emprego de simulações numéricas de plumas de contaminação de larga escala, cujos problemas são a falta de informação qualitativa e quantitativa sobre a fonte de contaminação e sobre outros parâmetros pertinentes e ainda a falta de validação dos modelos empregados, sem testes sobre suas capacidades de previsão com dados independentes daqueles utilizados para calibração. As dispersividades determinadas por esses estudos podem estar desprovidas de fundamentos físicos e representar apenas parâmetros ajustados.

A caracterização das velocidades e dispersividades na escala de campo pode ser obtida a partir de ensaios controlados de campo, com injeção de traçadores e monitoramento do movimento a jusante e com a aplicação da técnica de análise de momentos espaciais da distribuição de concentração, descrita por FREYBERG (1986). As estimativas de momentos espaciais e de seus parâmetros requerem o cálculo de integrais de volume utilizando dados discretos em toda a extensão da pluma. Os momentos de ordem zero, de primeira ordem e de segunda ordem fornecem medidas integradas respectivamente da massa dissolvida, velocidade média do soluto e dispersão da pluma. O momento de ordem zero é igual à massa do traçador em solução. Na injeção instantânea de um traçador não reativo, a massa do traçador permanece constante durante todo o tempo. O momento de primeira ordem relacionado à origem, normalizado pela massa em solução, define as coordenadas do centro de massa. O vetor de velocidade média é definido como a variação do deslocamento do centro de massa com o tempo. O momento de segunda ordem relacionado ao centro de massa define um tensor de covariância espacial, cuja definição é encontrada em JOURNEL; HUIJBREGTS (1978) e em DAVIS (1986) e cujos

componentes são fisicamente relacionados com o espalhamento da distribuição da concentração ao redor do centro de massa. Análises de momentos foram aplicadas a ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural, constando de trabalhos apresentados por FREYBERG (1986), ROBERTS et al. (1986), GARABEDIAN et al. (1991), MOLTYANER; WILLS (1991), RAJARAM; GELHAR (1991), ADAMS; GELHAR (1992), MOLTYANER et al. (1993) e FARREL et al. (1994).

4.7.1 Variabilidade Espacial da Condutividade Hidráulica

SCHWARTZ (1977) demonstrou a possibilidade de estimar a dispersividade de um meio através do uso de análises estatísticas. Foi apresentada uma revisão do modelo estatístico de dispersão em meio poroso apresentado por BEAR (1975), considerando a variância da distribuição de partículas de um traçador em uma pluma de contaminação movendo-se em um meio poroso e a variável tempo, considerando uma distribuição normal:

$$D_L = \sigma_L^2/2t \quad D_T = \sigma_T^2/2t, \text{ onde:}$$

D_L – coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s),

D_T – coeficiente de dispersão transversal (m^2/s),

σ_L^2 – variância da distribuição longitudinal (m^2),

σ_T^2 – variância da distribuição transversal (m^2),

t – tempo (s).

A equação para a dispersividade longitudinal (α_L) em um aquífero estratificado com condutividade hidráulica normalmente distribuída e apresentando fluxo de um traçador, segundo PICKENS (1978) apud PICKENS; GRISAK (1981a) e GELHAR et al. (1979) apud PICKENS; GRISAK (1981a) é:

$$\alpha_L = (\sigma_K/K)^2 L, \text{ onde:}$$

α_L - dispersividade longitudinal (m),

σ_K – desvio-padrão da condutividade hidráulica,

K - média da condutividade hidráulica (m/s),

L – comprimento do sistema ou a distância média de percurso (m).

Para WARREN; SKIBA (1964) apud PICKENS; GRISAK (1981a), assumindo que a dispersão é o resultado unicamente da variação da condutividade hidráulica do meio poroso, a expressão da dispersividade longitudinal para um meio estratificado equivalente é escrita como:

$$\alpha_L = 1/8[(8S^2 + 1)^{1/2} - 1]L, \text{ onde:}$$

S^2 - variância da distribuição do tempo de residência,

α_L - dispersividade longitudinal (m),

L – comprimento do sistema ou a distância média de percurso (m).

Para uma estratificação arbitária $S^2 = (K - K_H)/K_H$.

Para uma distribuição lognormal de condutividade hidráulica $S^2 = \exp(\sigma_1^2) - 1$.

K - média da condutividade hidráulica (m/s),

K_H = média harmônica da condutividade hidráulica (m/s),

σ_1 – desvio-padrão da distribuição log normal da condutividade hidráulica.

As equações acima foram utilizadas por PICKENS; GRISAK (1981a) para obter as relações de dispersividades na escala da espessura total do aquífero de Chalk River, Ontário, Canadá e para demonstrar a importância da escala de amostragem na interpretação dos resultados de ensaios com traçadores efetuados para determinar dispersividade. Na escala de um nível individual do aquífero, a dispersividade atingiu um valor constante sem dependência da escala com o aumento da distância percorrida.

Para avaliar a relação de dependência da dispersividade com a escala, a estratificação do aquífero foi caracterizada estatisticamente a partir da distribuição da condutividade hidráulica relativa. Foram desenvolvidas expressões teóricas de dispersividade dependente da escala para tipos de estratificações normal, log normal e arbitrária, com amostragem para a espessura total do aquífero, apresentadas na Tabela 4.22. Essas expressões foram obtidas utilizando a equação $\alpha_L = (\sigma_K/K)^2 L$, assumindo uma distribuição normal para a condutividade hidráulica e a equação $\alpha_L = 1/8[(8S^2 + 1)^{1/2} - 1]L$, assumindo tanto distribuição arbitrária como lognormal. Essas expressões relacionam a magnitude da dispersividade longitudinal às propriedades estatísticas do meio estratificado e à distância média percorrida pelo soluto.

Tabela 4.22 - Expressões de dispersividade dependente da escala obtidas a partir das distribuições de condutividades hidráulicas determinadas em ensaios com traçadores (PICKENS; GRISAK, 1981a). A - amostradores multiníveis a 4 m do poço de injeção; B - amostradores multiníveis a 7 m do poço de injeção.

Tipo de estratificação	Ensaio em poço único	Ensaio em poços duplos	
		A	B
Normal	$\alpha_L = 0,256 L$	$\alpha_L = 0,095 L$	$\alpha_L = 0,093 L$
Log normal	$\alpha_L = 0,178 L$	$\alpha_L = 0,041 L$	$\alpha_L = 0,051 L$
Arbitrária	$\alpha_L = 0,117 L$	$\alpha_L = 0,059 L$	$\alpha_L = 0,043 L$

A relação de dispersividade dependente da escala, para a espessura total do aquífero estudado, é expressa por $\alpha_L = 0,1L$, onde α_L é a dispersividade longitudinal e L é a distância média percorrida pelo soluto. O efeito da migração transversal entre as camadas pode se tornar mais significativo com o aumento nas distâncias percorridas, resultando na redução da taxa de incremento da dispersividade. É improvável que a magnitude da dispersividade aumente continuamente e provavelmente se aproxima de um valor máximo ou assintótico após uma distância característica média de percurso.

O tensor de condutividade hidráulica efetiva e o tensor dos coeficientes de dispersão macroscópica podem ser obtidos a partir da teoria estatística, caracterizando a variabilidade espacial do logaritmo da condutividade hidráulica através de uma função de covariância anisotrópica tridimensional orientada arbitrariamente, conforme metodologia de GELHAR; AXNESS (1983). Consta da análise estatística tridimensional da macrodispersão em aquíferos, onde soluções estatísticas de fluxo sob condições constantes e equações de transporte de solutos são utilizadas para caracterizar o fluxo dispersivo macroscópico e para avaliar o tensor de macrodispersividade resultante, em termos da covariância tridimensional anisotrópica da condutividade hidráulica.

No caso de covariância estatisticamente isotrópica da condutividade hidráulica, a macrodispersividade longitudinal é controlada convectivamente, mas a macrodispersividade transversal é proporcional à dispersividade local e várias ordens de magnitude menor do que a dispersividade longitudinal. No caso de covariância anisotrópica orientada arbitrariamente, todos os componentes do tensor de macrodispersividade são convectivamente controlados, e a relação entre dispersividade transversal e longitudinal é da ordem de 10^{-1} . Nesse caso, os componentes não diagonais

do tensor de dispersividade apresentam valores significantes, sendo numericamente maiores do que os termos diagonais, e o processo de dispersão transversal pode ser altamente anisotrópico.

Aplicações da teoria estatística para previsão dos coeficientes de dispersão requerem informações sobre os parâmetros de condutividade hidráulica, sobre os parâmetros de variação da condutividade hidráulica, σ_f^2 (variança do logaritmo da condutividade hidráulica), $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3$ (escalas de correlação nas direções principais maior, intermediária e menor), sobre as dispersividades locais longitudinal (α_L) e transversais (α_T) e sobre a orientação das unidades geológicas. A análise de covariância da série de dados fornece estimativas de σ_f^2 e de $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3$. Para materiais estratificados horizontalmente, a escala de correlação vertical λ_3 pode ser determinada a partir de amostras, ensaios de diluição em sondagens, perfilagem elétrica e ensaios em piezômetros. Informações sobre escalas de correlação horizontais são mais limitadas, mas é possível observação direta dessas escalas em afloramentos, sendo a orientação da função de covariância tridimensional da condutividade hidráulica obtida a partir das estruturas geológicas e condições deposicionais da formação. É possível também inferir a relação λ_1/λ_3 (e λ_1/λ_2 , de forma similar) a partir de medidas de anisotropia vertical da condutividade hidráulica (K_{11}/K_{33} - K_{11} - condutividade hidráulica na direção principal maior; K_{33} - condutividade hidráulica na direção principal menor) obtida a partir de ensaios de bombeamento e de determinações de σ_f^2 , utilizando as relações entre esses parâmetros apresentadas por GELHAR; AXNESS (1983).

SUDICKY (1986) analisou a variabilidade da condutividade hidráulica do ensaio com traçador sob condições de gradiente natural em Borden, Ontário, Canadá. Foram analisadas uma seção paralela e outra transversal à direção média de fluxo contendo medidas de condutividades hidráulicas em amostras coletadas a cada 0,05 m na vertical e a cada 1,0 m na horizontal. Os dados revelaram um aquífero composto de numerosas e pouco espessas lentes descontínuas, caracterizadas por condutividades hidráulicas contrastantes, conforme ilustração na Figura 4.35. Foram determinados os componentes principais do tensor de condutividade hidráulica conforme metodologia de GELHAR; AXNESS (1983), obtendo-se $K_{11} = 8,2 \times 10^{-3}$ cm/s, $K_{22} = 8,2 \times 10^{-3}$ cm/s e $K_{33} = 6,33 \times 10^{-3}$ cm/s. Utilizando a teoria estatística tridimensional de transporte desenvolvida por

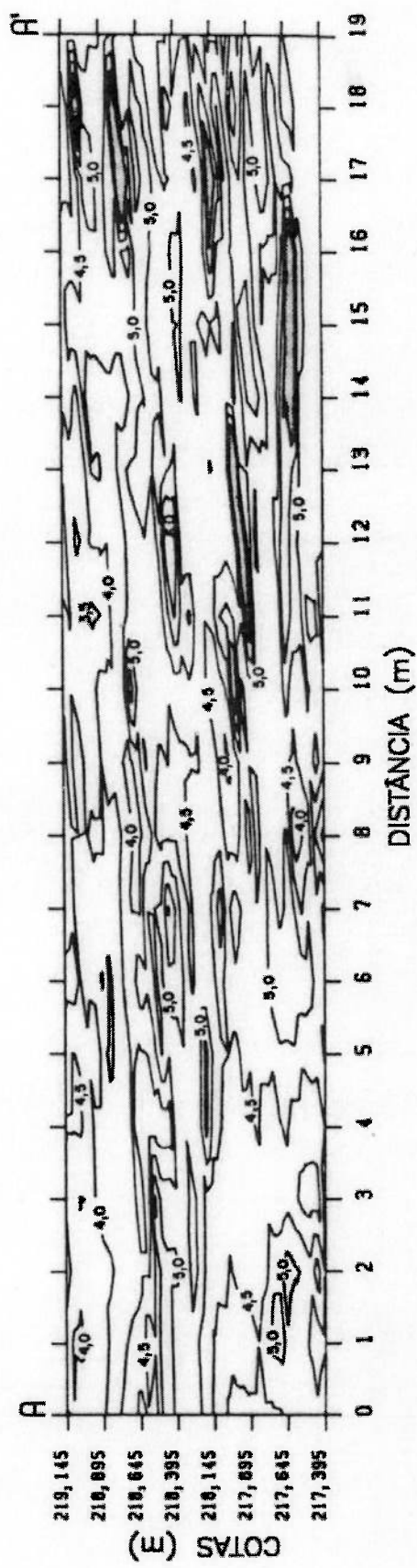
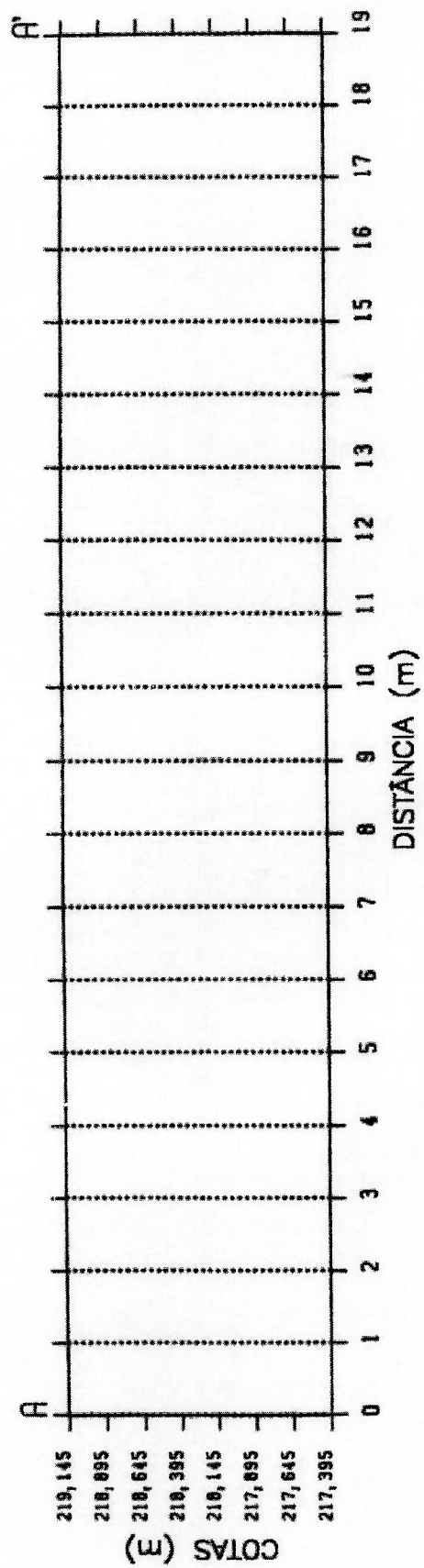


Figura 4.35 - Localização dos pontos de medida e distribuição do logaritmo natural negativo da condutividade hidráulica $[-\ln(K)]$ ao longo de uma seção (SUDICKY, 1986).

GELHAR; AXNESS (1983) e parâmetros estatísticos obtidos para a condutividade hidráulica (variança igual a 0,29, comprimento de correlação horizontal igual a 2,8 m e vertical igual a 0,12 m) foi obtida uma macrodispersividade longitudinal igual a 0,61 m. Aplicando a teoria de DAGAN (1982, 1984) apud FREYBERG (1986) e SUDICKY (1986) para o caso bidimensional, a dispersividade longitudinal igualou-se a 0,45 m.

HESS et al. (1992) mediram a variabilidade da condutividade hidráulica do aquífero de areia e cascalhos de Cape Cod, Massachusetts, Estados Unidos, através de ensaios com medidores de vazão em sondagens e através de ensaios sobre amostras com o uso de permeômetros. Os dados obtidos foram utilizados para estimar as macrodispersividades através das teorias estatísticas de transporte de GELHAR; AXNESS (1983). A média geométrica dos ensaios com medidores de vazão, igual a 0,11 cm/s, apresentou-se similar aos valores obtidos por outros ensaios de campo. A média para os ensaios com permeômetro é significativamente menor, igual a 0,035 cm/s. A variança também mostrou-se maior no caso dos ensaios com medidores de vazão, igual a 0,24, enquanto para os ensaios com permeômetro o valor igualou-se a 0,14. Análises geoestatísticas como aquelas ilustradas na Figura 4.36 revelaram estruturas de correlação espacial similares para os dois conjuntos de dados. As escalas de correlação variaram entre 2,9 e 8 m na horizontal e entre 0,18 e 0,38 m na vertical. As dispersividades longitudinais assintóticas, entre 0,35 e 0,78 m, apresentaram magnitudes similares àquela determinada em ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural, igual a 0,96 m. Os componentes transversais de dispersividade mostraram-se bastante subestimados, provavelmente devido às condições de fluxo transiente não incorporado na teoria estatística. Quando esse efeito foi considerado, a dispersividade horizontal transversal igualou-se a 0,025 m, similar ao valor 0,018 m obtido em ensaio com traçador.

A Tabela 4.23 sintetiza resultados de macrodispersividades determinadas em vários locais a partir da variabilidade espacial da condutividade hidráulica utilizando a teoria de GELHAR; AXNESS (1983), comparados com resultados de ensaios com traçadores. A Tabela 4.24 apresenta os resultados de análises similares comparados com aqueles obtidos a partir de ensaios com traçadores para o aquífero de Cape Cod. Foi apresentado também o tensor de condutividade hidráulica a partir da teoria de GELHAR; AXNESS (1983), considerando o caso de estratificação horizontal e fluxo paralelo ao acamamento,

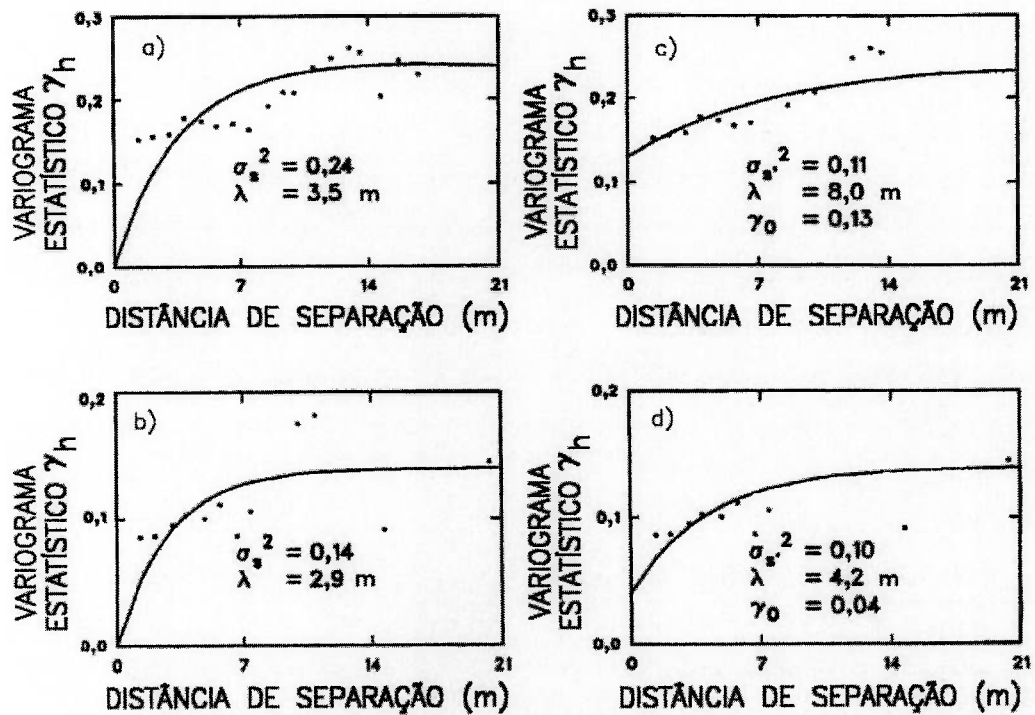


Figura 4.36 – Variogramas isotrópicos horizontais do logaritmo natural da condutividade hidráulica ($\ln K$) [HESS et al., 1992]. Modelos exponenciais $\gamma_h = \sigma_s^2 [1 - \exp(-h/\lambda)]$, onde γ_h é o variograma estatístico, h é a distância entre as observações, σ_s^2 é a variância (“sill”), e λ é a escala de correlação, considerada o comprimento característico que descreve a persistência espacial média da variável regionalizável, estão ajustados a variogramas experimentais obtidos com a) medidores de vazão b) com permeâmetros. Modelos exponenciais $\gamma_h = \gamma_0 + \sigma_s^2 [1 - \exp(-h/\lambda)]$, onde γ_0 é o efeito pepita (“nugget”), σ_s^2 é a parcela da variância não incluída no efeito pepita, e λ é a escala de correlação, estão ajustados a variogramas experimentais obtidos com c) medidores de vazão d) com permeâmetros.

Tabela 4.23 – Vários trabalhos comparando macrodispersividades assintóticas determinadas a partir de ensaios com traçadores com aquelas estimadas a partir da variabilidade espacial da condutividade hidráulica K utilizando a metodologia de GELHAR; AXNESS (1983) [HESS et al., 1992].

Estudo	Técnica	Média geométrica K (cm/s)	Variança K	Escala de correlação (m)		Macrodispersividades (m)		
				$\lambda_1 = \lambda_2$	λ_3	A_{11}	A_{22}	A_{33}
Borden								
SUDICKY (1986)	permeâmetro	0,0072	0,29	2,8	0,12	0,61	~ 0	~ 0
FREYBERG (1986)	traçador	-	-	-	-	0,36	0,039	-
Aeffigen								
HUFSCHMIED (1986)	medidor de vazão	0,36	2,15	15-20	0,05-0,06	1,3-3,8	0-0,02	0-0,05
BERDAT et al. (1986)	traçador temperatura	-	-	-	-	2,2-7,2	-	-
	soluto	-	-	-	-	7,8-22	-	-
Columbus AFB								
REHFELDT (1989)	et al. medidor de vazão	-	4,6	12,7	1,6	0,6-32	0,0006-1,2	0,0006-0,9
YOUNG; (1990)	BOGGS traçador	-	-	-	-	10-42	-	-

Tabela 4.24 – Componentes de macrodispersividades estimadas a partir dos dados de condutividades hidráulicas utilizando a teoria de GELHAR; AXNESS (1983) comparadas com dispersividades obtidas a partir de ensaios com traçadores para o aquífero de Cape Cod (HESS et al., 1992). θ - ângulo entre direção de transporte e a horizontal; "nugget"-efeito pepita.

	Variança "nugget"		Escala de correlação (m)		θ	Macrodispersividades (m)				
	σ_f^2	γ_0	$\lambda_1 = \lambda_2$	λ_3		A_{11}	A_{22}	A_{33}	$A_{13} = A_{31}$	
Medidor de vazão										
sem "nugget"	0,24	-	3,5	0,19	0,5	0,67	7×10^{-6}	8×10^{-6}	-7×10^{-4}	
com "nugget"	0,11	0,13	8,0	0,38	0,5	0,78	1×10^{-6}	2×10^{-6}	-3×10^{-3}	
Permeâmetro										
sem "nugget"	0,14	-	2,9	0,18	0,5	0,35	1×10^{-6}	1×10^{-6}	-2×10^{-4}	
com "nugget"	0,10	0,04	4,2	0,35	0,5	0,38	8×10^{-7}	9×10^{-7}	-2×10^{-3}	
Traçador										
	-	-	-	-	-	0,96	0,018	0,0015	-	
Fluxo transiente										
Medidor de vazão	0,24	-	3,5	0,19	0,5	-	0,025	-	-	

obtendo-se K_{11} , K_{22} , K_{33} respectivamente iguais a 0,123, 0,123 e 0,099 cm/s. A anisotropia horizontal/vertical igual a 1,2:1 apresentou-se razoável para o tipo de aquífero constituído de areia e cascalhos, mas ensaios efetuados nas proximidades apresentaram relações iguais a 2:1 e 5:1.

REHFELDT et al. (1992) apresentaram observações da variabilidade espacial da condutividade hidráulica para o local do ensaio com traçador em Columbus Air Force Base, Mississippi, Estados Unidos. Foram efetuadas medidas diretas de condutividade hidráulica do aquífero aluvial heterogêneo com o uso de medidor de vazão em sondagens, "slug tests" e ensaios de laboratório com o uso de permeâmetros e amostras indeformadas. Foram empregados também métodos indiretos, incluindo granulometria, mapeamento geofísico superficial e mapeamento de fácies dos sedimentos. A variância do logaritmo da condutividade hidráulica ($\sigma_{\ln K}^2$) e as escalas de correlação horizontal e vertical (λ_h e λ_v) igualaram-se respectivamente a 4,5, 12,8 m e 1,6 m em uma análise estacionária, considerando dados obtidos com medidores de vazão. Os parâmetros de covariância mostraram muitas incertezas, com valores limites 24 – 76% acima ou abaixo do estimado. Os parâmetros de covariância obtidos com dados de outros métodos que não os medidores de vazão apresentaram-se com magnitudes similares, como ilustrado na Figura 4.37, sugerindo que dados obtidos por uma variedade de métodos podem ser utilizados para fornecer parâmetros aproximados de covariância. Em uma análise não estacionária, onde foi necessária a determinação e a remoção prévia de tendências, anteriormente à análise de covariância dos resíduos estacionários, a variância do logaritmo da condutividade hidráulica ($\sigma_{\ln K}^2$) e as escalas de correlação horizontal e vertical (λ_h e λ_v) igualaram-se respectivamente a 2,7, 4,8 m e 0,8 m, com valores limites diferindo 15 - 44% dos valores estimados.

As macrodispersividades longitudinais e transversais calculadas pelas expressões apresentadas por GELHAR; AXNESS (1983) e por REHFELDT; GELHAR (1992) apud REHFELDT et al. (1992) variaram entre 1,5 e 1,8 m e entre 0,3 e 0,6 m respectivamente, considerando condições não constantes de fluxo e incertezas nos parâmetros de covariância. O uso do método de REHFELDT; GELHAR (1992) apud REHFELDT et al. (1992) foi necessário, pois a teoria de GELHAR; AXNESS (1983) considera o fluxo sob condições constantes, o que subestima os valores das macrodispersividades transversais.

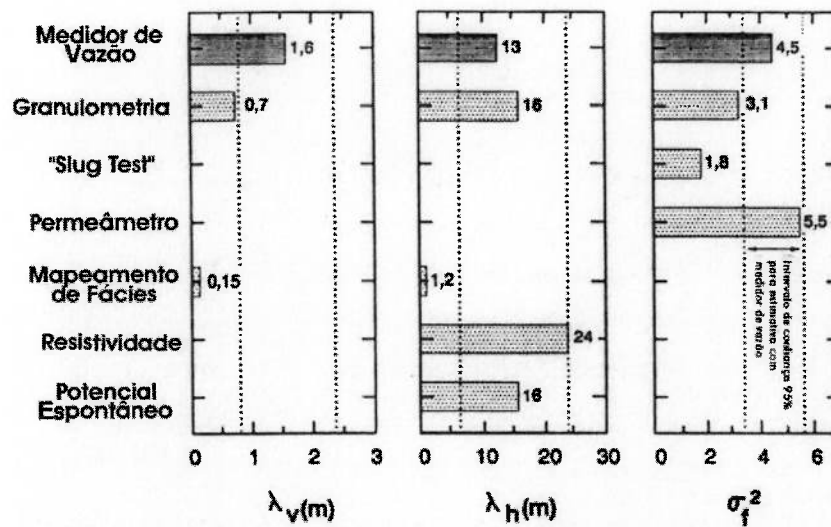


Figura 4.37 – Comparação dos parâmetros de covariância obtidos a partir de vários métodos (REHFELDT et al., 1992). λ_v – escala de correlação vertical; λ_h – escala de correlação horizontal; σ_f^2 – variância do logaritmo natural da condutividade hidráulica.

JENSEN et al. (1993) aplicaram o método estocástico de macrodispersão de GELHAR; AXNESS (1983) para um aquífero arenoso da Dinamarca, em conjunto com dados de estrutura de correlação da condutividade hidráulica ($\sigma_{\ln K}^2 = 0,37$, $\lambda_{\ln K} \sim 1,5$ m) e assumindo dispersividades locais da ordem de milímetros ($\alpha_1 = 0,005$ m e $\alpha_2 = 0,0005$ m), foram obtidas macrodispersividades longitudinal, $A_{11} = 0,55$ m e transversal, $A_{22} = 3 \times 10^{-4}$ m. O valor obtido para a dispersividade longitudinal apresentou-se concordante com resultados de ensaios com traçador, igual a 0,42 m, enquanto a dispersividade transversal mostrou-se com valor bastante reduzido em comparação ao valor de 0,023 m de ensaios com traçador.

4.7.2 Momentos Espaciais

FREYBERG (1986) investigou o movimento tridimensional de plumas de brometo e cloreto, utilizando a base de dados de um ensaio de grande escala, efetuado sob condições de gradiente natural, no aquífero de Borden, Ontário, Canadá. As análises foram dirigidas para a definição de momentos espaciais da distribuição de concentração, de ordem zero, de primeira ordem e de segunda ordem, relacionados respectivamente à massa dissolvida, velocidade e dispersão da pluma. Esses momentos foram obtidos através do cálculo de integrais de volume utilizando dados discretos em toda a extensão da pluma.

As estimativas de massa em solução efetuadas através dos denominados momentos de ordem zero demonstraram que o cloreto e o brometo apresentaram-se como traçadores conservativos (não reativos).

A velocidade média do soluto na escala de uma pluma de contaminação pode ser obtida pela inclinação da reta que relaciona o centro de deslocamento de massa versus tempo. As plumas dos dois traçadores deslocaram-se ao longo de trajetórias idênticas, sendo a trajetória horizontal linear e alinhada com o gradiente hidráulico e a trajetória vertical curvilínea, concava para cima. O deslocamento vertical foi de pequena grandeza, e a componente vertical do vetor velocidade apresentou-se negligenciável. A velocidade média do soluto mostrou-se idêntica para ambos os traçadores, igual a 0,091 m/dia, uniforme espacialmente e temporalmente durante os primeiros 647 dias de deslocamento. Após esse período, a pluma encontrou uma heterogeneidade de larga escala no campo de velocidade, o que causou uma estratificação vertical e reduziu a velocidade de avanço do centro de massa da pluma como um todo.

A forma mais simples para descrever o movimento de uma pluma é a aplicação da equação clássica de advecção/dispersão com coeficientes constantes para a velocidade média e dispersividade aparente. Os componentes do tensor de covariância são fisicamente relacionados com o espalhamento da distribuição da concentração ao redor do seu centro de massa. O tensor do coeficiente de dispersão (D) está relacionado ao tensor de covariância (σ) pela expressão de ARIS (1956) apud FREYBERG (1986),

$D = (1/2)[d(\sigma^2)/dt]$. Na escala de campo, o coeficiente de difusão molecular do soluto no meio poroso é considerado negligenciável e o tensor de dispersividade aparente (A) é expresso em termos do tensor de covariância (σ) e magnitude do vetor velocidade (V), conforme GÜVEN et al. (1984) apud FREYBERG (1986): $A = (1/2 V)[d(\sigma^2)/dt]$.

Com o uso da equação $D = (1/2)[d(\sigma^2)/dt]$ é esperada uma relação linear entre magnitudes dos componentes do tensor de covariância e tempo, indicada na Figura 4.38. Dispersividades aparentes são determinadas a partir das inclinações dessas linhas retas e com o uso da equação $A = (1/2 V)[d(\sigma^2)/dt]$. No caso em estudo, foram determinados os seguintes valores para as dispersividades aparentes, representando valores médios para os primeiros 647 dias de deslocamento: $A_{xx} = 0,36$ m; $A_{yy} = 0,039$ m; $A_{xy} = 0,023$ m.

Outra aproximação comumente utilizada para analisar o comportamento dispersivo de plumas é a calibração seqüencial. A solução da equação de advecção/dispersão com parâmetros espacialmente uniformes e constantes é calibrada às observações de cada evento de amostragem. O conjunto resultante de valores de dispersividades calibradas é analisado em função do tempo de trânsito, como apresentado na Figura 4.39 ou em função do deslocamento. No caso estudado, foi observado um comportamento dependente da escala para a dispersividade na direção longitudinal, com acréscimos durante o ensaio. A dispersividade aparente transversal mostrou a influência da amostragem nos tempos iniciais, mas não apresentou incremento significativo, permanecendo com valores próximos ao valor médio do ajuste linear.

Os componentes do tensor de covariância ao longo do tempo, com um comportamento não linear, evidenciam a denominada dependência da escala para a dispersão, como ilustrado nas Figuras 4.38 e 4.39. O aumento da covariância com o tempo é não linear e não está de acordo com a equação clássica de advecção/dispersão que apresenta parâmetros constantes. Embora, aparentemente, as condições assintóticas não tenham sido atingidas, com o uso do modelo estatístico de DAGAN (1982, 1984) apud FREYBERG (1986) ajustado aos dados experimentais da Figura 4.38, como ilustrado na Figura 4.40, obtiveram-se valores calibrados dos parâmetros de variância de $\ln K$ ($\sigma_{\ln K}^2$) e da escala de correlação da função de covariância de $\ln K$ ($l_{\ln K}$), sendo possível a obtenção da dispersividade longitudinal para longos períodos de tempo, no caso, igual a

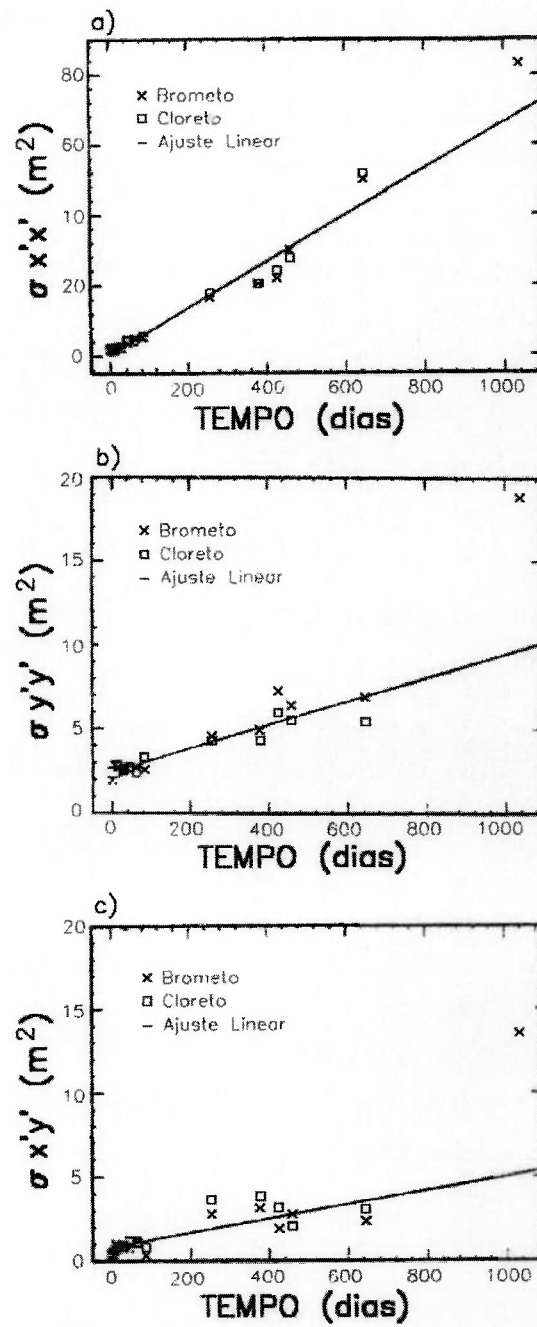


Figura 4.38 - Componentes do tensor de covariância espacial do cloreto e brometo em função do tempo. a) Variância longitudinal $\sigma_{x'x'}$, b) variância transversal $\sigma_{y'y'}$, c) covariância $\sigma_{x'y'}$ (FREYBERG, 1986).

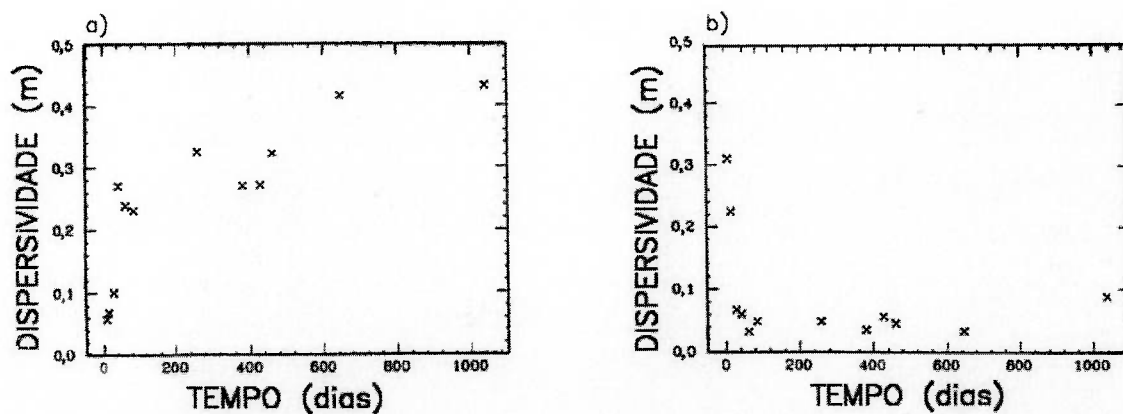


Figura 4.39 – Dispersividades aparentes a) longitudinal e b) transversal estimadas com calibração seqüencial (FREYBERG, 1986).

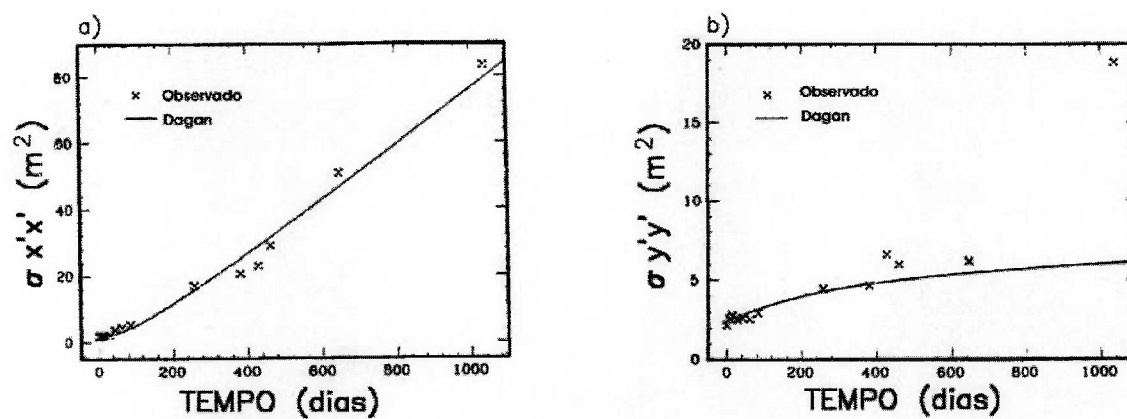


Figura 4.40 – Comparação dos componentes a) longitudinal e b) transversal do tensor de covariância espacial com os resultados teóricos de DAGAN (1984) apud FREYBERG (1986).

0,49 m. Os termos de covariância estimados para 1038 dias após a injeção mostraram-se inconsistentes com os dados do período inicial, principalmente para os componentes transversais e não diagonais do tensor, provavelmente atribuídos à heterogeneidade de larga escala observada no campo de velocidade.

RAJARAM; GELHAR (1991) apresentam análises tridimensionais dos momentos espaciais do ensaio no aquífero de Borden, cujos resultados estão ilustrados na Tabela 4.25. Os valores do centro de massa da pluma, fornecidos pelas estimativas dos momentos espaciais de primeira ordem, seguiram uma trajetória mais ou menos linear, orientada $25,9^{\circ}$ no sentido anti-horário a partir do eixo X, com uma velocidade de cerca de 0,09 m/dia, conforme indicações das Figuras 4.41 e 4.42, muito próximos dos valores de FREYBERG (1986).

Os componentes do tensor do momento de segunda ordem comparados com os dados de FREYBERG (1986), e as dispersividades estão apresentados nas Figuras 4.43 a 4.45. Para a dispersividade longitudinal, foi obtido um valor igual a 0,5 m, para a dispersividade transversal horizontal, o valor de 0,05 m e para aquela vertical, o valor de 0,0022 m da mesma ordem de magnitude daquela obtida através da relação de difusão molecular [com valor de coeficiente de difusão molecular igual a $1,73 \times 10^{-4}$ m²/dia, velocidade média igual a 0,09 m/dia e fator de tortuosidade (relação entre o comprimento da amostra e o comprimento do canal de fluxo que o soluto percorre) típico de 0,6, a dispersividade é igual a 0,0011 m]. As variações temporais observadas no fluxo apresentaram-se como explicações plausíveis para os valores elevados das macrodispersividades transversais. O comportamento anômalo da evolução do momento de segunda ordem sugeriu a influência de uma heterogeneidade de larga escala durante a fase final do ensaio.

FARREL et al. (1994) apresentaram análises do ensaio efetuado em Borden, Ontário, Canadá, computando momentos espaciais para a pluma que evoluiu na zona de menor condutividade hidráulica, já que devido às variações de condutividade hidráulica

Tabela 4.25 – Estimativas de momentos espaciais (RAJARAM; GELHAR, 1991). θ_h – orientação horizontal do eixo principal maior da pluma, no sentido horário a partir do eixo X; θ_v – inclinação vertical do eixo principal maior da pluma, inclinação para cima apresenta sinal positivo e para baixo, sinal negativo.

Data	Tempo (dias)	Fração de massa recuperada	Centro de massa da pluma			Deslocamento da pluma (m)	Momento de 2ª ordem			θ_h (graus)	θ_v (graus)
			X (m)	Y (m)	Z (m)		$\Sigma 1$ (m ²)	$\Sigma 2$ (m ²)	$\Sigma 3$ (m ²)		
24/08/1982	1	0,51	0,20	0,24	-2,81	0,31	1,48	2,57	0,29	79,64	-2,74
01/09/1982	9	0,71	0,79	0,47	-2,97	0,92	1,42	3,00	0,42	85,48	-0,01
8/09/1982	16	0,68	1,66	0,68	-3,03	1,79	1,57	3,15	0,37	81,16	-3,92
21/09/1982	29	0,95	2,68	1,08	-3,30	2,89	1,68	3,33	0,38	68,60	1,98
5/10/1982	43	0,93	4,14	1,58	-3,38	4,43	4,31	2,15	0,34	51,34	5,16
25/10/1982	63	0,89	5,82	2,19	-3,54	6,22	5,37	2,29	0,26	42,84	5,51
16/11/1982	85	0,86	7,71	2,88	-3,75	8,23	5,48	3,04	0,28	28,60	5,88
09/05/1983	259	0,97	22,68	10,95	-4,69	25,19	16,20	3,88	0,31	34,11	3,44
21/07/1983	332	1,01	29,24	14,33	-5,11	32,56	19,30	4,39	0,59	31,72	-0,15
8/09/1983	381	0,84	31,95	15,36	-5,24	35,45	20,00	4,18	0,52	41,75	1,16
26/10/1983	429	0,83	36,36	17,21	-5,30	40,23	26,30	5,11	0,61	33,79	3,24
28/11/1983	462	0,76	38,22	17,41	-5,25	42,00	32,30	4,99	0,48	31,71	3,50
31/05/1984	462	0,74	53,85	24,51	-5,46	60,01	48,01	5,45	0,33	28,20	3,71
26/06/1985	1038	0,51	77,37	37,64	-5,26	86,04	75,30	12,00	0,81	29,90	3,94

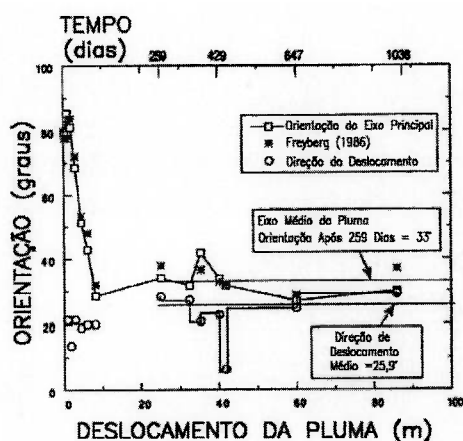


Figura 4.41 – Alinhamento horizontal estimado do eixo da pluma e direção de deslocamento do centro de massa (RAJARAM; GELHAR, 1991).

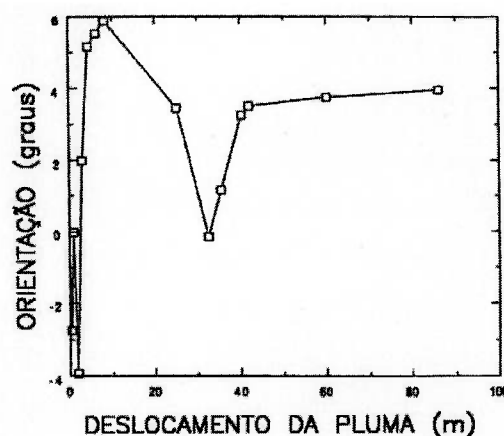


Figura 4.42 – Alinhamento estimado do eixo da pluma no plano vertical (RAJARAM; GELHAR, 1991).

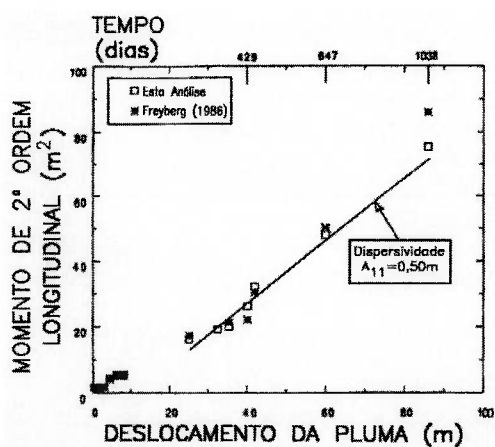


Figura 4.43 – Componente longitudinal do momento de 2ª ordem (RAJARAM; GELHAR, 1991).

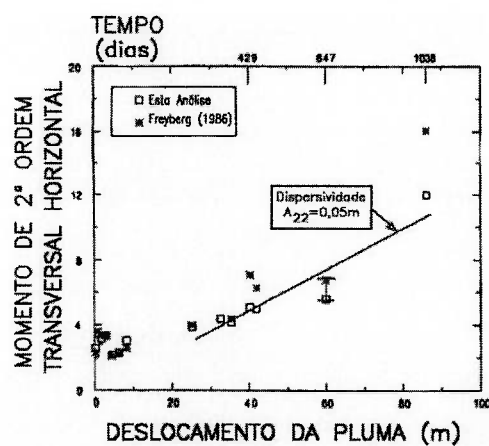


Figura 4.44 – Componente transversal horizontal do momento de 2ª ordem (RAJARAM; GELHAR, 1991).

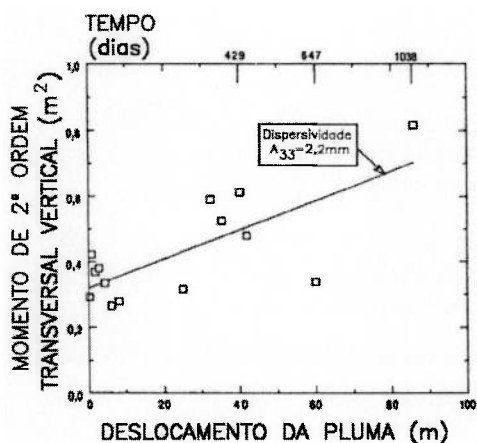


Figura 4.45 – Componente transversal vertical do momento de 2ª ordem (RAJARAM; GELHAR, 1991).

resultaram duas plumas. A velocidade da pluma e a macrodispersividade transversal horizontal aparente concordaram com as estimativas de SUDICKY et al. (1983) apud FARREL et al. (1994), mas a dispersividade longitudinal aparente apresentou-se duas vezes maior. A macrodispersividade transversal horizontal aparente mostrou-se similar também àquela obtida por FREYBERG (1986).

A velocidade média estimada para o centro de massa da pluma igualou-se a $7,3 \times 10^{-7}$ m/s, enquanto o valor calculado anteriormente, com o uso dos tempos de chegada do pico de concentração em vários pontos de amostragem ao longo da trajetória do centro de massa da pluma, apresentou-se igual a $8,2 \times 10^{-7}$ m/s. Os valores obtidos para as dispersividades ao longo do tempo são apresentados na Tabela 4.26, observando-se acréscimo com o tempo sem tendências a valores assintóticos. O valor computado para a macrodispersividade longitudinal aparente igualou-se a 0,18 m, maior que o valor 0,08 m obtido anteriormente. Para a macrodispersividade transversal aparente, foi obtido o valor 0,027 m, em concordância com os valores 0,03 e 0,039 m obtidos anteriormente.

ROBERTS et al. (1986) apresentaram as estimativas de retardamento e os balanços de massa para solutos orgânicos do experimento sob condições de gradientes naturais de Borden, Ontário, Canadá, utilizando a técnica de análises de momentos. Houve conservação de massa para o tetracloreto e para o tetracloroetileno de carbono, mas foi registrado declínio da massa total para o bromofórmio, 1,2-diclorobenzeno e hexacloroetano, evidenciando transformação desses compostos. Os fatores de retardamento em relação ao cloreto variaram entre 1,5 e 9,0 e foram atribuídos à sorção. Esses fatores mostraram acréscimos durante o experimento, sugerindo comportamento de não equilíbrio. Os fatores de retardamento obtidos através de dados temporais e espaciais apresentaram boa concordância quando comparados na mesma escala de tempo e distância. As Figuras 4.46 e 4.47 e a Tabela 4.27 ilustram os resultados obtidos. Os fatores de retardamento (R_i) foram calculados comparando os tempos de trânsito médio dos solutos orgânicos (t_i) com o tempo de trânsito médio do cloreto (t_{cl}), estimados a partir de curvas de chegada apresentando concentrações relativas versus tempo ou seja, $R_i = (t_i)/(t_{cl})$. Os fatores de retardamento foram obtidos também através das relações de velocidades das plumas dos traçadores orgânicos (V_i) e da pluma de cloreto (V_{cl}) ou, $R_i = (V_{cl})/(V_i)$.

Tabela 4.26 – Dispersividades ao longo do tempo (FARREL, 1994).

Período (dias)	Dispersividade longitudinal (m)	Dispersividade transversal (m)
8-12	0,089	-0,012
8-15	0,113	0,005
8-21	0,217	0,024
8-29	0,167	0,018

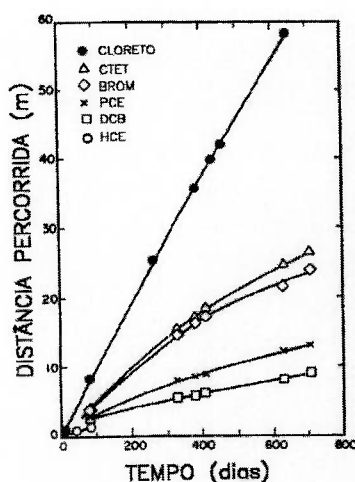


Figura 4.46 - Caminhamentos dos centros de massa das plumas ao longo do tempo, na horizontal, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Borden, Ontário (ROBERTS et al., 1986). Cl - cloreto; BROM – bromofórmio; CTET – tetracloreto de carbono; PCE – tetracloroetileno; DCB – diclorobenzeno; HCE – hexacloroetano.

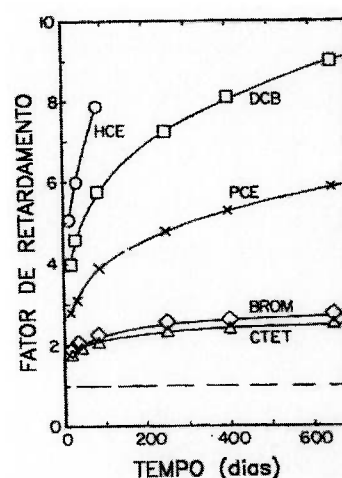


Figura 4.47 – Fatores de retardamento ao longo do tempo, no ensaio sob condições de gradiente natural, em Borden, Ontário (ROBERTS et al., 1986). CTET – tetracloreto de carbono; PCE – tetracloroetileno; DCB – diclorobenzeno; HCE – hexacloroetano; BROM - bromofórmio.

Tabela 4.27 - Fatores de retardamento a partir de dados espaciais e temporais no ensaio sob condições de gradiente natural, em Borden, Ontário (ROBERTS et al., 1986). CTET – tetracloreto de carbono; BROM - bromofórmio; PCE – tetracloroetileno; DCB – diclorobenzeno.

	Dados temporais		Intervalo de tempo (dias)	Dados espaciais	
	Fator de retardamento Média	Variação		Fator de retardamento instantâneo	Fator de retardamento c/relação de distâncias percorridas
CTET	1,73	1,6-1,8	48-119	2,0-2,1	1,8-1,9
BROM	1,70	1,5-1,8	46-122	2,1-2,3	1,9-2,0
PCE	3,30	2,7-3,9	83-217	3,8-4,7	3,0-3,7
DCB	27,3	1,8-3,7	55-245	5,2-7,2	4,0-5,6

GARABEDIAN et al. (1991) analisaram os ensaios de Cape Cod, Massachusetts, Estados Unidos, utilizando a técnica de momentos espaciais. O centro de massa da pluma moveu-se com uma velocidade aproximadamente constante de 0,42 m/dia. A partir de 26 m da fonte, a dispersividade longitudinal atingiu um valor constante igual a 0,96 m. As dispersividades horizontal e vertical mostraram valores respectivamente iguais a 0,018 m e 0,0015 m.

ADAMS; GELHAR (1992) apresentaram a análise do ensaio sob condições de gradiente natural do aquífero altamente heterogêneo de Columbus Air Force Base, Mississippi, Estados Unidos. A apresentação gráfica das distribuições de concentração versus tempo e as análises de momentos espaciais revelaram comportamento não gaussiano e uma sistemática perda de massa. Devido a esse aspecto, os dados de momentos foram interpretados com a aplicação de dois modelos, considerando advecção a partir de uma fonte contínua em um campo de fluxo uniforme e advecção mais dispersão em um campo de fluxo convergente não uniforme. Uma dispersividade longitudinal entre 5 a 10 m foi estimada a partir do último modelo, algo maior do que o valor de cerca de 1,5 m calculado por REHFELDT et al. (1992), utilizando a teoria de GELHAR; AXNESS (1983), fundamentada em medidas independentes da variação espacial da condutividade hidráulica. O valor obtido é uma ordem de magnitude maior do que os valores entre 0,4 a 1,0 m dos aquíferos de Borden e Cape Cod de menor grau de heterogeneidade, como ilustrado na Figura 4.48. Em comparação com valores entre 50 a 70 m obtidos a partir de momentos com o fluxo uniforme, é uma ordem de magnitude menor.

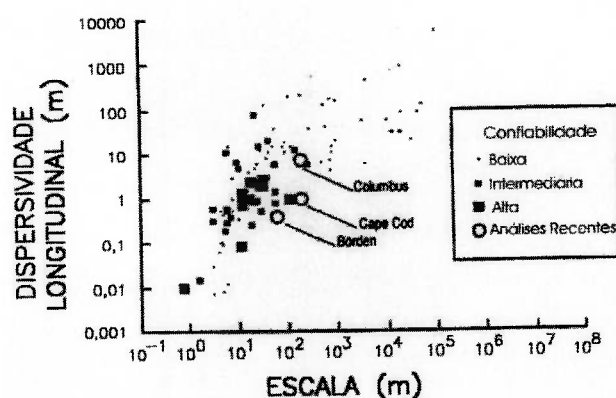


Figura 4.48 – Dispersividades longitudinais conforme GELHAR et al. (1992) e resultados de ensaios mais recentes (ADAMS; GELHAR,1992).

MOLTYANER; WILLS (1991) apresentaram a análise e interpretação de dois ensaios de dispersão sob condições de gradiente natural, nas dimensões de 40 e de 260 m, efetuados em Twin Lake, Chalk River, Ontário, Canadá. Para o ensaio na dimensão de 40 m, as velocidades obtidas em escalas locais foram utilizadas para efetuar transformações dos dados de concentração observados com o tempo em dados de concentração observados com a distância, utilizados para calcular as dispersividades na escala da pluma utilizando análises de momentos. As dispersividades longitudinais em escala local, calculadas a grandes distâncias da injeção, para o ensaio na dimensão de 260 m, em monitores localizados próximos ao centro da pluma, apresentaram-se similares àquelas calculadas no ensaio da dimensão de 40 m para camadas individuais. Foi efetuada uma média das concentrações do traçador em uma seção transversal perpendicular à direção média de fluxo, sendo observada uma diferença de uma ordem de magnitude entre os valores longitudinais na escala da pluma, em média $0,35 \text{ m}^2/\text{dia}$ e aqueles de escala local, em média $0,013 \text{ m}^2/\text{dia}$.

MOLTYANER et al. (1993) apresentaram os resultados de análises de momentos para os ensaios efetuados em Twin Lake, Chalk River, Ontário, Canadá, na dimensão de 260 m, com a injeção do traçador trítio e amostragem multinível com espaçamento vertical de 1,0 m. As velocidades de migração da pluma apresentaram-se entre 0,69 e 1,54 m/dia e as dispersividades entre 0,19 e 0,55 m, com média de 0,31 m.

4.8 Traçadores Ambientais

A utilização de traçadores ambientais tem sido abordada como instrumento para determinação de parâmetros controladores de fluxo e de transporte dos contaminantes por vários autores, DUFFY; HARRISON (1987), PHILLIPS et al. (1989), BUSENBERG; PLUMMER (1992), COOK et al. (1995), REMENDA et al. (1996), ENGESGAARD et al. (1996) e COOK et al. (1996). Os traçadores ambientais têm sido considerados também como alvos para a calibração de modelos numéricos, conforme abordagens apresentadas por SOLOMON et al. (1992), REILLY et al. (1994), SZABO et al. (1996) e SHEETS et al. (1998).

Traçadores ambientais são substâncias químicas e isotópicas introduzidas pelas atividades humanas na atmosfera e na hidrosfera, como clorofluorcarbonos (CFCs) e trítio (^3H), que se caracterizam por apresentar uma variação conhecida em suas concentrações na atmosfera nos últimos 50 anos e que auxiliam na determinação da idade de recarga da água subterrânea ou seja, o tempo decorrido desde que a água de infiltração se isolou da zona insaturada e penetrou na zona saturada. Embora as idades de recarga possam ser utilizadas para determinar as velocidades, não é possível obter suas direções ou as linhas de fluxo. As distribuições espacial e temporal de traçadores ambientais podem ser úteis para a análise de fluxo e transporte de massa em escalas maiores que algumas poucas centenas de metros, para as quais os ensaios controlados com traçadores convencionais são impraticáveis. Os padrões desses traçadores ambientais podem ser utilizados para estimativas da idade e da movimentação da água e dos solutos no meio. As concentrações dos traçadores ambientais determinadas nas amostras de água subterrânea são comparadas com as concentrações na água de recarga ao longo do tempo, com base no conhecimento do aumento contínuo das concentrações na atmosfera para os CFCs e com base nas concentrações conhecidas e variáveis no caso do ^3H . Essa análise resulta em uma estimativa de quando a água amostrada recarregou o sistema de água subterrânea.

Os clorofluorcarbonos (CFCs) são produzidos a partir de 1930 e liberados para a atmosfera a uma taxa crescente, conforme registros em locais de referência. Concentrações detectáveis de CFCs são encontradas em águas com recargas após 1945

ou em misturas dessas águas com outras de maior idade. As concentrações de CFCs na água dependem das pressões parciais atmosféricas de CFCs e das suas solubilidades, função da temperatura e salinidade. Podem resultar incertezas na idade da água subterrânea obtida com o método dos CFCs devido à contaminação por fontes pontuais e locais, à contaminação durante o processo de amostragem, às reações de degradação microbiológica e de sorção, aos erros nas estimativas da temperatura de recarga e aos efeitos de mistura causados pela dispersão hidrodinâmica. As idades de recargas obtidas com o uso de CFCs são mais incertas para águas mais antigas devido à menor concentração em relação às mais novas. A dispersão hidrodinâmica deve apresentar pequena influência na idade de recarga obtida com CFCs devido ao acréscimo contínuo na atmosfera.

Os testes nucleares da década de 1960 elevaram as concentrações de trítio (^3H) até três ordens de magnitude acima dos valores ambientais naturais. O trítio, um isótopo radioativo de hidrogênio, com uma meia vida de 12,43 anos e comportamento conservativo, é um bom traçador ambiental para águas mais jovens que 1950 e para diferenciar águas modernas daquelas pré-detonações nucleares no hemisfério norte. As concentrações de trítio na precipitação são dependentes da latitude, distância do oceano e estação do ano. Para estimativas confiáveis da idade da água é necessária uma estimativa realista da concentração de trítio na água de recarga. Incertezas na datação com o uso do trítio são relacionadas à definição de sua concentração na precipitação local e aos efeitos de dispersão hidrodinâmica. A idade de recarga obtida pela relação $^3\text{H}/^3\text{He}$ pode apresentar erros significativos devido à dispersão hidrodinâmica, especialmente para águas da década de 1960, devido à distribuição das concentrações do traçador na recarga, com valores crescentes até um valor de pico, seguindo-se valores decrescentes. Não deve haver perda de ^3He da água subterrânea para a zona não saturada, mas confinamento no aquífero, dependente da velocidade vertical de fluxo e do coeficiente de difusão.

O carbono 14 (^{14}C) é outro isótopo radioativo utilizado para determinar a idade da água subterrânea. A idade determinada por esse método pode ter a influência de reações químicas na zona não saturada, de reações químicas no aquífero e de macrodispersão. As influências químicas, particularmente a dissolução de carbonato por CO_2 no solo, a

troca isotópica no solo e a dissolução de carbonato no aquífero devido à troca de cálcio por sódio, são as de maior importância. Uma alternativa que tem se apresentado para o ^{14}C é o emprego do cloro 36 (^{36}Cl), de geoquímica bastante simples, sendo que os únicos processos que podem adicionar cloro à água é a dissolução ou mistura de águas mais antigas contendo cloreto.

O oxigênio 18, expresso como $\delta^{18}\text{O}$ e o deutério (^2H), expresso como δD [a notação delta - δ - representa um desvio em relação a um padrão, expresso em por mil ($^{\circ}/_{\text{oo}}$)], são isótopos ambientais estáveis, selecionados como traçadores por serem conservativos, não participando de reações de troca, adsorção, precipitação, dissolução ou oxi-redução, serem detectáveis a pequenas concentrações e terem suas concentrações na fonte caracterizadas de forma simples. São utilizados para datações indiretas, separando águas mais recentes de águas mais antigas através de relações com outros eventos de idade conhecida, como alterações climáticas ocorridas entre o Pleistoceno e os dias recentes.

4.8.1 Determinação de Parâmetros

DUFFY; HARRISON (1987) apresentaram expressões que permitem definir completamente os processos de dispersão em um meio estratificado, quando associadas a dados de traçadores ambientais ou de contaminações existentes, obtidas a grandes distâncias da fonte e ao coeficiente de variação da condutividade hidráulica. As expressões caracterizam as flutuações temporais observadas na concentração de um contaminante em um local de disposição e foram apresentadas para avaliar o transporte de massa em distâncias de centenas a milhares de metros, em escalas maiores que aquelas de ensaios tradicionais com traçadores.

PHILLIPS et al. (1989) aplicaram a datação com ^{14}C para determinar a distribuição de transmissividades no sistema aquífero Ojo Alamo da Bacia de San Juan, Novo México, Estados Unidos. A técnica apresentou-se como uma alternativa para avaliações onde os métodos tradicionais não são aplicáveis. Os tempos de residência e as isócronas de idade determinadas com o ^{14}C estão mostradas na Figura 4.49 e as distribuições das transmissividades na Figura 4.50. Inicialmente foram calculadas as condutividades hidráulicas e essas multiplicadas pela espessura do aquífero para a determinação das

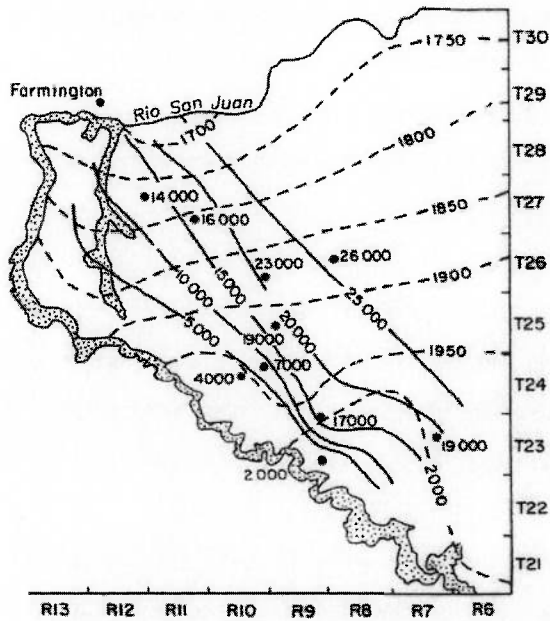


Figura 4.49 – Isócronas de idade de ^{14}C (linhas cheias) e cargas hidráulicas (linhas tracejadas) para o aquífero de Ojo Alamo (PHILLIPS et al., 1989).

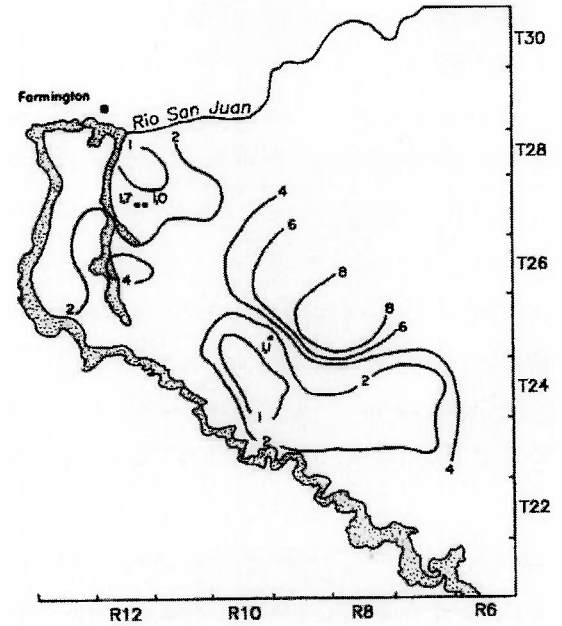


Figura 4.50 – Distribuição das transmissividades para o aquífero de Ojo Alamo inferida a partir da idade com ^{14}C e das cargas hidráulicas (PHILLIPS et al., 1989). Estão incluídas transmissividades ($\times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$) determinadas por bombeamento (círculos) para comparação.

transmissividades. Os mapas das superfícies potenciométricas e das isócronas foram superimpostos, e as linhas de fluxo foram construídas utilizando a superfície potenciométrica e considerando o aquífero isotrópico, portanto com linhas de fluxo perpendiculares às equipotenciais. Foram interpoladas idades de forma a coincidirem com os pontos de intersecção entre linhas de fluxo e equipotenciais. As condutividades hidráulicas foram calculadas por:

$$K = -(\Delta x)^2 n / \Delta t \Delta h, \text{ onde:}$$

n – porosidade,

Δx – comprimento entre as equipotenciais, medido sobre as linhas de fluxo,

Δh – diferença entre as equipotenciais,

Δt – diferença de idade entre as equipotenciais.

O método de cálculo da transmissividade envolvendo a determinação do tempo de residência da água com datação pelo método do ^{14}C e através da aplicação da lei de Darcy apresenta algumas vantagens sobre os ensaios de bombeamento:

- A condutividade hidráulica determinada pelos tempos de residência de um traçador conservativo representa um valor médio efetivo sobre a linha de fluxo analisada. Não apresenta variabilidade com a escala, freqüente nos ensaios de bombeamento, sendo um valor apropriado para uso em problemas de escala regional.
- Os ensaios de bombeamento são efetuados sob condições de gradiente forçado e se efeitos induzidos, como percolação vertical, anisotropia, efeitos de condição de contorno, não são corretamente considerados na interpretação, as condutividades hidráulicas calculadas apresentam erros. A datação radiométrica permite a obtenção da condutividade hidráulica efetiva sob condições de gradiente natural.
- Com o uso da datação radiométrica, é possível obter também a determinação das propriedades dispersivas do aquífero.

As desvantagens são relativas às dificuldades em considerar os efeitos de reações químicas do carbonato nas idades calculadas, possíveis influências da dispersão e mistura em grande escala devido à comunicação entre aquíferos.

BUSENBERG; PLUMMER (1992) investigaram o uso de clorofluorcarbonos ou freons como instrumento de datação e como traçador em águas de aluviões de Oklahoma, Estados Unidos. Os resultados mostraram que podem ser utilizados para a datação de águas subterrâneas superficiais ou com idades de recarga menores que 45 anos, para detectar mistura entre águas de diferentes idades e para indicar contaminação próxima às áreas urbanas, especialmente de efluentes de esgoto.

COOK et al. (1995) apresentaram perfis de clorofluorcarbonos, CFC-11, CFC-12 e CFC-113, ao longo da profundidade, em areias siltosas com conteúdo de carbono orgânico igual a 0,03%, na localidade de Sturgeon Falls, Ontário, Canadá. Foram determinadas as velocidades dos traçadores CFCs e efetuada a comparação com os perfis do trítio, o que

permitiu a estimativa dos parâmetros de transporte dos CFCs. O CFC-12 apresentou-se como o mais conservativo, com um coeficiente de distribuição pequeno, $K_d < 0,03$ mL/g e sem degradação importante. O CFC-113 apresentou-se retardado em relação ao CFC-12 e ao ^3H , com coeficientes de distribuição (K_d) iguais a 0,09 e 0,14 mL/g respectivamente. O CFC-11 apresentou degradação na zona não saturada e onde as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram-se diminuídas no aquífero. Enquanto as idades aparentes do CFC-12, até 30 anos, concordaram com as idades determinadas por métodos hidráulicos, as idades do CFC-11 e do CFC-113 apresentaram-se superestimadas em relação a essas idades hidráulicas, como ilustrado na Figura 4.51.

REMENDA et al. (1996) utilizaram as distribuições de $\delta^{18}\text{O}$ da localidade de Warman, próxima de Saskatoon, Canadá, para melhorar o conhecimento das condutividades hidráulicas de um aquífero espesso não fraturado, cujos valores obtidos a partir de ensaios em várias escalas apresentaram-se entre $3,5 \times 10^{-11}$ m/s a $1,2 \times 10^{-10}$ m/s. A comparação das distribuições de $\delta^{18}\text{O}$ ao longo da profundidade com aquelas simuladas por um modelo unidimensional de advecção/difusão, ilustrada na Figura 4.52, expressas em termos de números Peclet ($P = V^2T/D$, onde: P – número Peclet, V – velocidade, T – tempo total do processo, D – coeficiente de dispersão hidrodinâmica), indicou que o transporte é controlado por difusão e que a condutividade hidráulica é menor $1,2 \times 10^{-11}$ m/s. O valor de $P > 0,1$, equivalente a $K > 1,2 \times 10^{-11}$ m/s, superestima o transporte. Os ensaios hidráulicos em meios impermeáveis tendem a sobreestimar os valores de condutividade hidráulica. Em termos práticos, o transporte advectivo é negligenciável, e o transporte pode ser simulado apenas com difusão, com o valor $P = 0$.

ENGESGAARD et al. (1996) estudaram a dispersão em grande escala em um aquífero arenoso, na área de Rabis Creek, Dinamarca, com a simulação do transporte de trítio ambiental, incluindo o transporte na zona não saturada e o transporte em uma seção transversal relativamente extensa do aquífero. Os dados de trítio permitiram quatro etapas nas análises, ilustradas na Figura 4.53 e compreendendo estimativa do conteúdo de trítio na água de infiltração, transporte na zona não saturada, estimativa da concentração do trítio na água de recarga e transporte na zona saturada. As simulações mostraram-se sensíveis aos parâmetros de dispersividades longitudinais (α_L) e transversais (α_T) como um conjunto de valores, sem ser possível identificar valores únicos, com faixas prováveis

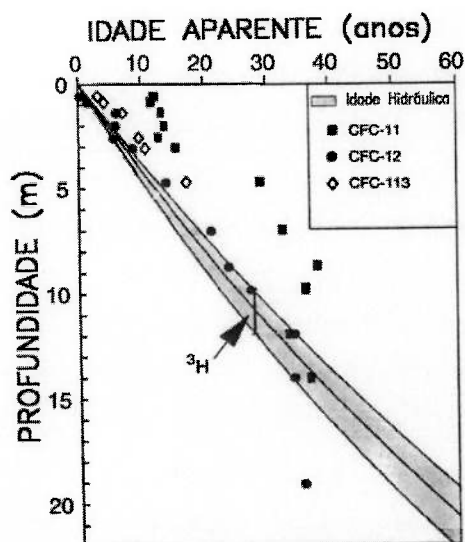


Figura 4.51 – Perfis de idades aparentes da água subterrânea determinadas com o uso de ^3H , clorofluorcarbonos e com modelo bidimensional de fluxo para limites superior e inferior da taxa de recarga obtida com a datação de ^3H (COOK et al., 1995).

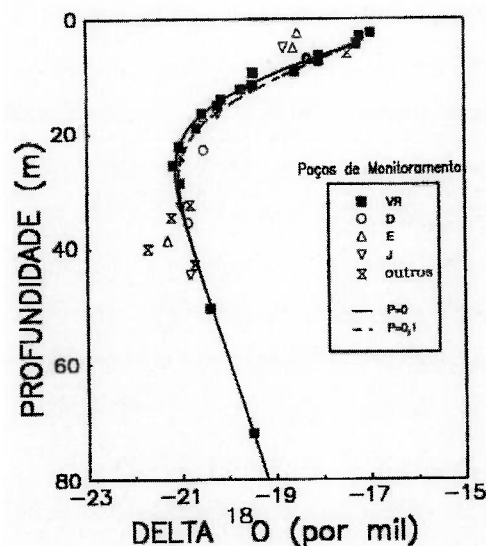


Figura 4.52 – Valores de $\delta^{18}\text{O}$ obtidos e simulados (REMENDA et al, 1996). P – número Peclet.

de variação para α_L e α_T compreendidas entre 1 e 0,005 m e entre 10 e 0,0 m, apresentando interdependência, de maneira que um aumento em α_L resulta em um decréscimo em α_T e vice-versa. As dispersividades foram medidas em uma escala de aproximadamente 1000 m, maior que aquelas de estudos anteriores apresentados por GELHAR et al. (1992), como ilustrado nas Figuras 4.54 e 4.55. Os valores obtidos sugerem que as dispersividades não aumentam indefinidamente com a escala.

COOK et al. (1996) descreveram como clorofluorcarbono 12 (CFC-12), trítio (^3H) e hélio (^3He) foram utilizados para inferir o fluxo de água subterrânea e o transporte de soluto em um material de alteração e em rocha fraturada, constituída de intercalações de folhelhos e de calcário, nas proximidades de Oak Ridge, Tennessee, Estados Unidos. As idades determinadas com CFC-12 e com $^3\text{H}/^3\text{He}$, indicadas nas Figuras 4.56 e 4.57, apresentaram-se concordantes após a correção para a perda de hélio em períodos de

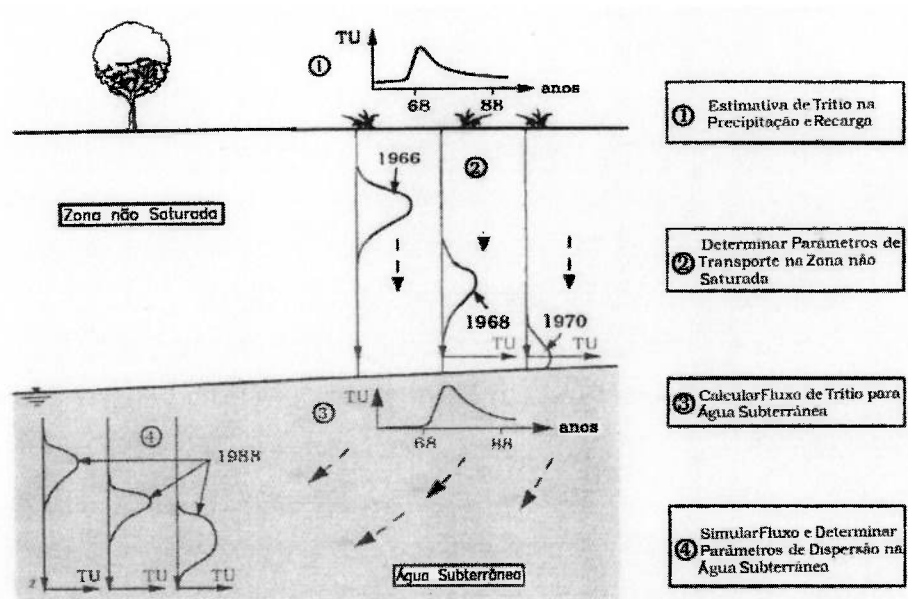


Figura 4.53 – Ilustração de quatro etapas de modelagem do transporte de trítio (ENGESGAARD et al., 1996). TU – concentração de trítio.

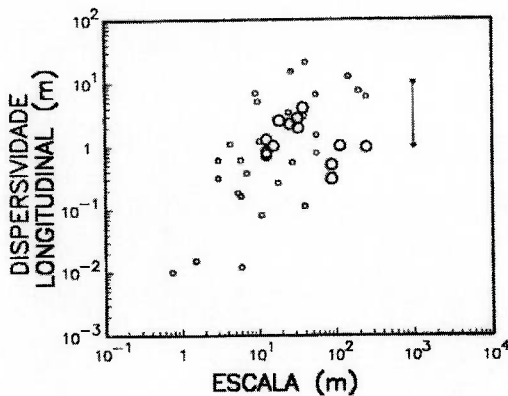


Figura 4.54 – Valores de dispersividade longitudinal versus escala. Os círculos grandes e pequenos são dados apresentados por GELHAR et al. (1992) e referem-se respectivamente a dados de alta e de intermediária confiabilidade. A linha vertical mostra a faixa de valores obtida com as simulações de trítio (ENGESGAARD et al., 1996).

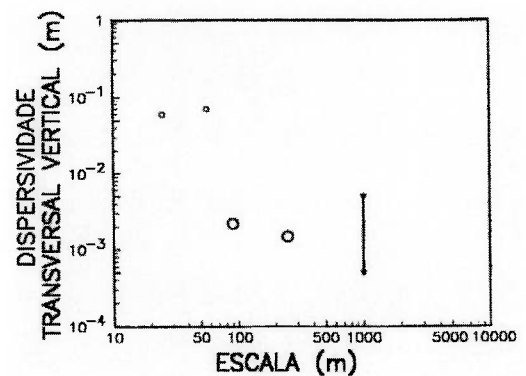


Figura 4.55 - Valores de dispersividade transversal versus escala. Os círculos grandes e pequenos são dados apresentados por GELHAR et al. (1992) e referem-se respectivamente a dados de alta e de intermediária confiabilidade. A linha vertical mostra a faixa de valores obtida com as simulações de trítio (ENGESGAARD et al., 1996).

nível d'água baixo. As concentrações de clorofluorcarbono da porção superior foram reproduzidas com um modelo de fluxo e de transporte de massa e com o uso de vários valores de recarga, observando-se a maioria dos dados situados entre as curvas de recargas 0,2 a 0,4 m/ano (Figura 4.58).

Como sugerido por modelos analíticos simples, o equilíbrio por difusão entre as concentrações dos traçadores nas fraturas e na matriz deve ter ocorrido na porção superficial o que permitiu a utilização dessas concentrações para estimar as velocidades de Darcy e as taxas de recarga. Nos meios fraturados, ocorre advecção nas fraturas e difusão na matriz, com aparente retardamento do traçador, sendo a velocidade do traçador menor que a velocidade da água nas fraturas ($V_s < V_f$), e o tempo de residência do traçador maior que o tempo de residência da água ($t_s > t_f$). Em condições de equilíbrio das concentrações na fratura e na matriz, a idade do traçador (t_s) é expressa pela idade da água nas fraturas (t_f) e pela relação entre porosidade total (θ_t) e porosidade das fraturas (θ_f), $t_s = t_f \theta_f / \theta_t$, e a velocidade do traçador (V_s) é expressa pela velocidade de Darcy (V_D) dividida pela porosidade total (θ_t), $V_s = V_D / \theta_t$.

A equação para estimar a taxa de recarga, que é igual à velocidade de Darcy junto ao nível d'água, é indicada a seguir:

$R = Z\theta/t$, onde:

R – taxa de recarga (m/s),

Z – profundidade abaixo do nível d'água (m),

t – idade da água (s),

θ - porosidade (adimensional).

Um exemplo brasileiro de estimativa de recarga com o uso de trítio artificial é representado pelo trabalho de POLI et al. (1990) para aquífero em laterita. No hemisfério sul, é necessário o trítio artificial, pois as concentrações naturais não são elevadas.

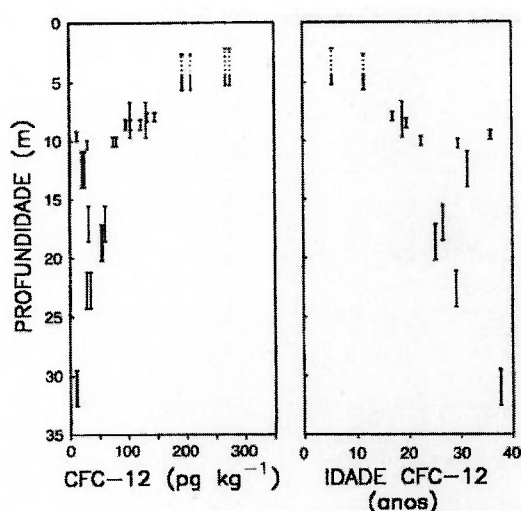


Figura 4.56 – Perfis de concentração do CFC-12 e idade aparente da água subterrânea (COOK et al., 1996). As barras verticais indicam os trechos de amostragem e as linhas pontilhadas, as porções acima do nível d'água quando da amostragem.

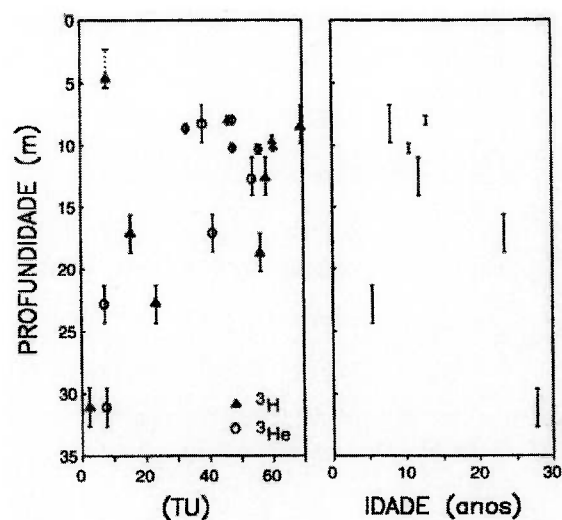


Figura 4.57 – Perfis de concentração do ^3H , ^3He e idade aparente da água subterrânea determinada pelo método $^3\text{H}/^3\text{He}$ (COOK et al., 1996).
TU – concentração de trítio.

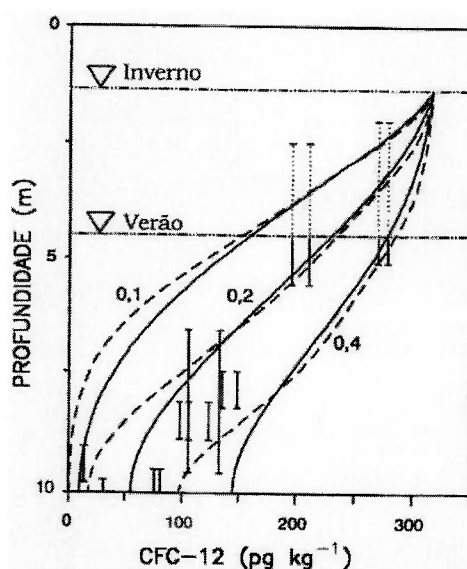


Figura 4.58 – Comparação das concentrações de CFC-12 medidas na porção superior do aquífero com os resultados de um modelo de fluxo e de transporte para um meio poroso equivalente, com taxas de recarga entre 0,1 e 0,4 m/ano (COOK et al., 1996). As barras verticais indicam os trechos de amostragem e as linhas pontilhadas, as porções acima do nível d'água quando da amostragem. As simulações foram efetuadas com duas localizações para o divisor de fluxo (linha cheia a 250m e linha tracejada a 500m a montante da amostragem).

4.8.2 Calibração de Modelos Numéricos

SOLOMON et al. (1992) apresentaram a comparação entre os tempos de trânsito obtidos a partir de um modelo de fluxo calibrado e as idades determinadas através da relação $^3\text{H}/^3\text{He}$ para o aquífero de Borden, Ontário, Canadá. As idades absolutas não concordaram com os tempos de trânsito, como mostrado na Figura 4.59, possivelmente devido à recarga episódica e ao confinamento incompleto do ^3He , com perda para a atmosfera, mas os gradientes de idade apresentaram comparação bastante boa. Foram também determinadas as taxas de recarga com o uso do gradiente de idade definido como dt/dZ e essas taxas apresentaram-se similares àquelas utilizadas para a modelagem de fluxo.

Em um sistema não dispersivo, a idade determinada pela relação $^3\text{H}/^3\text{He}$ concorda exatamente com o tempo de trânsito da água subterrânea no trecho entre o lençol freático da área de recarga e o ponto de amostragem. O método de datação $^3\text{H}/^3\text{He}$, como outros métodos de datação da água subterrânea, fornece a idade média de espécies dissolvidas e conseqüentemente, quando ocorre elevada mistura, essa idade pode diferir bastante do tempo médio de trânsito. As diferenças dependem da forma da distribuição das atividades do trítio na fonte, da velocidade da água subterrânea, da constante de decaimento do ^3H e da dispersividade do meio poroso. A exatidão do método de datação com a relação $^3\text{H}/^3\text{He}$ depende de uma velocidade vertical suficientemente elevada para impedir perdas do ^3He no nível freático e de uma dispersividade do meio ser de pequena magnitude. Nessas condições, o método pode representar grande auxílio para modelos conceituais e numéricos de fluxo e constitui um instrumento valioso no entendimento dos padrões complexos de fluxo de meios heterogêneos.

REILLY et al. (1994) apresentaram um estudo de caso próximo a Locust Grove, Maryland, Estados Unidos, que investigou a utilidade dos métodos de datação da água subterrânea, com base nos CFCs e trítio, em combinação com análises hidráulicas, para calcular as idades de recarga e estimar velocidades. Foram utilizadas técnicas de simulação numérica para estimativas de velocidade, direção de fluxo, tempos de trânsito e linhas de fluxo da água subterrânea. As análises hidráulicas são sujeitas a erros devido às incertezas na conceituação do sistema de fluxo, bem como devido aos erros nas

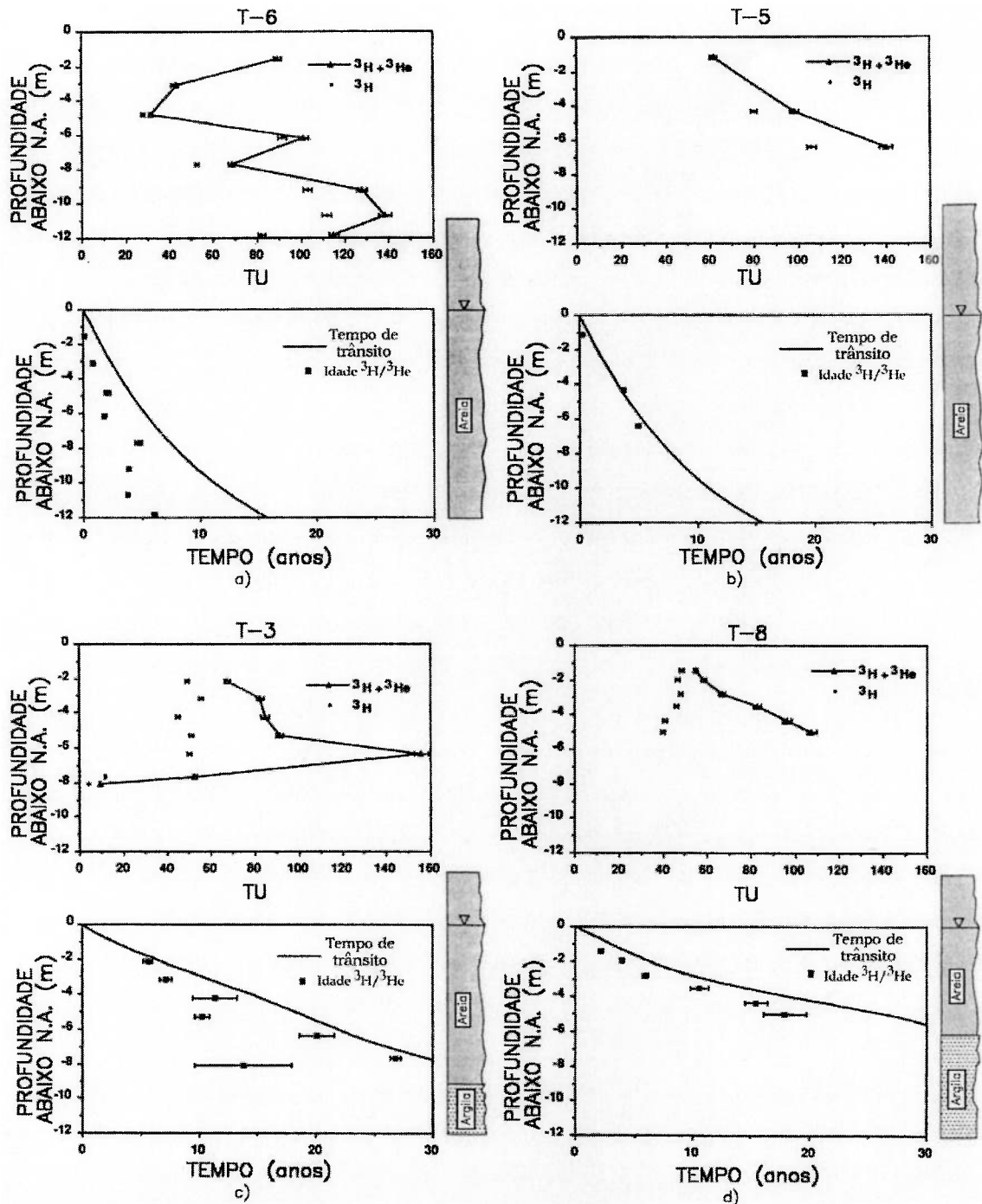


Figura 4.59 – Medidas de ^3H , $^3\text{H} + ^3\text{He}$, idade $^3\text{H}/^3\text{He}$ e tempo de trânsito simulado para a água subterrânea em função da profundidade em vários poços de monitoramento, a) T-6, b) T-5, c) T-3 e d) T-8 (SOLOMON et al., 1996). TU – concentração de trítio.

estimativas dos vários parâmetros, como porosidade, taxa de recarga, condutividade hidráulica e dispersividade. Cada um desses métodos de traçador ambiental e de análises hidráulicas contribuem para o entendimento e quantificação do fluxo de águas subterrâneas superficiais e quando combinados, fornecem melhor quantificação do sistema de fluxo e esclarecimentos sobre os processos mais incertos. Um sistema desenvolvido considerando essa aproximação foi testado com sucesso em uma simulação de transporte de massa para reproduzir a distribuição do trítio na água subterrânea.

SZABO et al. (1996), através de um estudo no aquífero não confinado de Kirkwood-Cohansey, New Jersey, Estados Unidos, demonstraram que a datação da água subterrânea através da combinação dos métodos com CFCs, $^3\text{H}/^3\text{He}$ e análises de fluxo são úteis para investigar o tempo de trânsito, padrões de fluxo e velocidades. As idades aparentes da água subterrânea não puderam ser diferenciadas de acordo com os métodos empregados, indicando a validade das técnicas e tornando a calibração de modelos de fluxo com o uso de idades determinadas pelos métodos $^3\text{H}/^3\text{He}$ e CFCs bastante efetiva.

SHEETS et al. (1998) apresentaram o uso conjunto da técnica de datação com a relação trítio/hélio ($^3\text{H}/^3\text{He}$) e de análises numéricas com partículas marcadas para melhorar a calibração de modelos de fluxo. Foi demonstrado, para os locais de Mound Plant e Wright-Patterson Air Force Base, no aquífero de Great Miami, Ohio, Estados Unidos, que o emprego conjunto das técnicas citadas resultaram em menor erro absoluto entre cargas medidas e simuladas do que no modelo calibrado original e/ou entre tempos de trânsito simulados e idades determinadas pela relação $^3\text{H}/^3\text{He}$. As diferenças entre os tempos de trânsito simulados e as idades $^3\text{H}/^3\text{He}$ foram atribuídas à conceituação imprópria ou à parametrização incorreta dos modelos de fluxo. Modificações selecionadas desses modelos resultaram em melhor concordância entre as idades medidas e os tempos de trânsito simulados e entre as cargas medidas e simuladas. A confiabilidade do modelo de um sistema aquífero complexo foi aumentada quando a calibração incluiu não apenas a comparação de cargas e de vazões simuladas e medidas, o que é usual, mas também a comparação entre idades simuladas e medidas.

4.9 Simulações Numéricas

Quando existem muitas incógnitas, recomenda-se determinar os parâmetros diretamente sem o envolvimento de modelos de computador, analíticos ou numéricos, sempre que possível, pois de outra forma, muitos erros podem estar envolvidos.

Uma dificuldade para obter parâmetros físicos e químicos relativos ao transporte de massa a partir de plumas de contaminação existentes é devido à grande quantidade de incógnitas. Para contaminantes inorgânicos, são necessários as dimensões da fonte e suas concentrações, a velocidade da água subterrânea, a porosidade, condutividade hidráulica e toda a sua variabilidade espacial e três dispersividades. No caso de solutos reativos, o problema é aumentado, já que a dispersão e as reações tendem a diminuir as concentrações, sendo difícil separar a influência de um e de outro processo. No caso de contaminantes orgânicos, as incertezas aumentam ainda mais, pois volatilização, hidrólise, biotransformação, retardamento e dispersão agem ao mesmo tempo. Nesses casos, a aplicação de métodos numéricos pode ser de pouca ajuda e até fornecer dados incorretos.

Métodos analíticos inversos, como aqueles empregados por ALA; DOMENICO (1992) para determinar os parâmetros de fluxo e transporte de plumas de seis contaminantes de Cape Cod, Estados Unidos, são uma alternativa aos métodos numéricos. O modelo matemático considerado foi aquele de um contaminante movendo-se a velocidade constante em uma direção, mas sujeito a espalhamento tridimensional e a transformações. Foram consideradas as plumas de cloreto, boro, tricloroeteno, tetracloroeteno e detergentes não biodegradável e biodegradável. As dispersividades longitudinal e transversais apresentaram respectivamente valores entre 6,1 - 7,0 m e 1,2 - 2,7 m. As velocidades do boro, cloreto e tricloroeteno foram de 73, 78 e 65 m/ano e a do tetracloroeteno igual a 48 m/ano, sujeito a retardamento. O tricloroeteno, tetracloroeteno e os detergentes biodegradáveis apresentaram meias-vidas de 11, 10 e 7,6 anos respectivamente.

As soluções analíticas da equação de advecção/dispersão ajustadas aos dados observados, procedimento normalmente utilizado, descrevem situações características de fluxo unidirecional ou radial, com velocidades uniformes e, portanto, fornecem apenas dados aproximados no caso de variabilidade, sendo, nesse caso, recomendável o emprego de modelos numéricos. Para tanto, é fundamental um

detalhado modelo hidrogeológico conceitual com as unidades e parâmetros característicos, especialmente sobre a distribuição das condutividades hidráulicas, dados de recarga e suas flutuações e de concentração. Para os casos envolvendo escalas de grande dimensão, os modelos numéricos são fundamentais. Modelos com larga aplicação são o modelo do USGS – MOC (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – Methods of Characteristics), MODFLOW, MODPATH, MT3D e RT3D com as interfaces gráficas disponíveis no mercado. Alguns exemplos de aplicação de modelos numéricos para avaliar parâmetros são apresentados.

SYKES et al. (1982) efetuaram simulações numéricas de fluxo e de migração de contaminantes na área do aterro da Canadian Forces Base, Borden, Ontário, Canadá. Foram determinados parâmetros como condutividade hidráulica e dispersividade através do melhor ajuste aos dados observados de carga hidráulica e concentração dos contaminantes. As dispersividades longitudinal e transversal seriam respectivamente da ordem de 5,0 m e menor ou igual a 0,1 m, muito menores que os valores reportados na literatura.

ZHANG et al. (1998) desenvolveram um modelo numérico para simular fluxo e transporte de massa com adsorção em sistemas de fluxo com densidade variável. O modelo é bidimensional e foi utilizado para simular o transporte do brometo, um traçador não reativo e lítio, um traçador reativo, em um ensaio de grande escala efetuado em um aquífero de areia e cascalhos em Cape Cod, Massachusetts, Estados Unidos. As estimativas iniciais para alguns dos parâmetros de transporte foram obtidas a partir de curvas de chegada de ensaios de laboratório em colunas, comparadas com modelos teóricos unidimensionais. Esses parâmetros foram ajustados à medida que o modelo era calibrado.

O modelo numérico simulou com sucesso as características básicas das duas plumas do ensaio de traçadores. Nos tempos iniciais, os centros de massa do brometo e do lítio mergulharam porque as plumas estavam influenciadas pela densidade. Nos tempos finais, a taxa do movimento descendente da pluma de brometo diminuiu significativamente devido diluição por dispersão. O movimento descendente da pluma de lítio foi negligenciável devido ao retardamento, e a extensão máxima do transporte descendente dessa pluma foi menor do que da pluma de brometo. Nos tempos iniciais, o movimento descendente de uma pluma gerada por uma fonte tridimensional poderia ser muito mais extensa do que o caso de uma fonte bidimensional de mesma área na

seção transversal. A forma observada da pluma de brometo foi simulada pela adição de duas camadas com diferentes condutividades hidráulicas na porção superficial. A grande dispersão e a forma assimétrica da pluma de lítio foram simuladas pela inclusão de reações cinéticas de adsorção/desorção, indicadas pelo aumento do fator de retardamento com o tempo, com a inclusão do coeficiente de distribuição, coeficiente de transferência de massa e fração de massa da sorção de equilíbrio.

Simulações em um modelo numérico tridimensional apresentados por JENSEN et al. (1993) para um ensaio de grande escala efetuado na Dinamarca mostraram melhor ajuste entre os dados observados e simulados para valores de dispersividade horizontal longitudinal, horizontal transversal e vertical transversal iguais respectivamente a 0,45 m, 0,001 m e 0,0005 m. Outros exemplos são os trabalhos de MOLTYANER et al. (1993) para os ensaios de grande escala de Twin Lake, Ontário, Canadá, de ENGESGAARD et al. (1996) para determinação de dispersividades de grande escala em um aquífero da Dinamarca, efetuando simulação do transporte do trítio ambiental.

A aplicação de métodos convencionais de coleta de dados, análises dos dados e modelagem numérica de meios geológicos complexos podem resultar em estimativas grosseiras do fluxo. A limitação de dados de entrada aos valores obtidos a partir de ensaios de campo e a adoção de uma aproximação interativa para a caracterização do local, formulação de modelo conceitual e modelagem numérica podem permitir a simulação com sucesso de resultados de ensaios com traçadores.

LEE et al. (1992) apresentaram os processos para calibrar um modelo numérico de fluxo e de transporte de massa de um aquífero constituído por calcário, siltitos e folhelhos e por seus materiais de alteração, em Oak Ridge, Tennessee, Estados Unidos. Foram considerados estudos para caracterização geológica e hidrogeológica, incluindo ensaios hidráulicos em trechos isolados por obturadores, "slug tests", ensaios de bombeamento e ensaio com traçador sob condições de gradiente natural. Para a modelagem numérica foi utilizado o modelo do USGS, Method of Characteristics – MOC (KONIKOW; BREDHOEFT, 1984 e GOODE; KONIKOW, 1989). Foram formulados três modelos conceituais submetidos a modificações ou abandonados, de acordo com análises de dados de campo adicionais ou resultados da modelagem numérica comparados com resultados de ensaios com traçador. Os critérios para comparação entre a pluma do ensaio com traçador e resultados das

simulações foram direção de migração, distância de migração, relação entre comprimento e largura e velocidade de migração.

MCKAY et al. (1997) demonstraram que a modelagem segundo uma aproximação de meio poroso relativamente simples foi aplicada com sucesso a um sistema complexo de folhelho muito alterado e fraturado. A aplicação foi para simular o transporte de trítio em um ensaio de injeção com observação em poços de monitoramento localizados 3,7 m a jusante, em Oak Ridge, Tennessee. O comportamento geral da pluma e as tendências futuras para concentração aos 16 anos puderam ser descritos com sucesso a partir das medidas efetuadas. A disponibilidade de dados de monitoramento para calibração do modelo durante um período de 5 anos foi importante para determinar o valor de dispersividade longitudinal apropriado para representar o declínio muito suave das concentrações nas curvas de chegada. Na calibração de modelos de materiais porosos fraturados ricos em argila, foi observado que o período total de monitoramento pode ser mais importante do que o número de poços de monitoramento ou a frequência de amostragem. Foi indicada a necessidade de cuidados na aplicação de modelos calibrados com ensaios de traçadores de pequena escala para simular o comportamento em escalas maiores ou de outros locais. As plumas podem persistir por longo período de tempo em rochas fraturadas devido à troca por difusão possibilitada pelo rápido movimento nas fraturas e presença de água imóvel na matriz rochosa.

4.10 Métodos para Maciços Rochosos

Vários autores abordaram a determinação de parâmetros controladores de fluxo e de transporte de contaminantes em maciços rochosos fraturados. NERETNIEKS et al. (1982), NERETNIEKS (1983), MORENO et al. (1985), SKAGIUS; NERETNIEKS (1988) e WELS et al. (1996) abordaram ensaios efetuados em laboratório. NOVAKOWSKI et al. (1985), MICHALSKI; KLEPP (1990), LEAP; BELMONTE (1992), NOVAKOWSKI (1992), CADY et al. (1993), NOVAKOWSKI; LAPCEVIC (1994) e NOVAKOWSKI et al. (1998) apresentaram estudos referentes à determinação de parâmetros com a utilização de traçadores em sondagens/poços, enquanto ensaios em galerias e trincheiras foram tratados por BIRGERSSON; NERETNIEKS (1990), BIRGERSSON et al. (1993), MCKAY et al. (1993a) e MCKAY et al. (1993b). Além desses estudos, são citados também os ensaios tridimensionais para caracterização de tensores de condutividades hidráulicas, relações de anisotropia, condutividades hidráulicas direcionais e armazenamentos específicos de maciços rochosos, abordados no item 4.1 por serem aplicáveis também a meios porosos.

A migração de contaminantes em maciços rochosos tem sido abordada principalmente devido ao interesse de utilização dos maciços rochosos como repositórios subterrâneos de rejeitos radioativos de usinas nucleares e também para disposições superficiais. É destacada a importância de comportamento de meio descontínuo, com transporte em fraturas e na matriz rochosa, dos mecanismos de acanalamento do fluxo, difusão e sorção na matriz rochosa e nas superfícies das fraturas.

4.10.1 Ensaios de Laboratório

NERETNIEKS et al. (1982) estudaram a migração de radionuclídeo em fratura paralela ao eixo de um testemunho com 30 cm de comprimento e 20 cm de diâmetro do granito de Stripa, Suécia, para fins de disposição de rejeitos de usinas nucleares. Foram obtidas curvas de chegada para traçadores conservativos ou não reativos e para os traçadores que sofrem sorção, céscio 134 (^{134}Cs) e estrôncio 85 (^{85}Sr). Foram efetuadas também medidas de coeficientes de distribuição (K_d) através do contato de granito moído com soluções de radionuclídeos por 48 horas e medidas de concentração desses radionuclídeos no material sólido e na solução, em ensaio do tipo bateria.

A partir dos traçadores não reativos, devido à existência de patamares nas curvas de chegada, concluiu-se que o fluxo ocorre através de canais, ao menos em pequenas distâncias. Os resultados a partir de traçadores reativos indicaram substancial difusão e sorção na matriz rochosa, além de sorção na superfície da fratura. As curvas de chegada apresentaram bom ajuste a um modelo que inclui os mecanismos de acanalamento, sorção superficial, sorção e difusão na matriz, com o uso de valores de difusividades e capacidades de sorção determinadas independentemente em outros ensaios.

Foram apresentadas as relações para os fatores de retardamento considerando que as reações ocorrem na superfície da fratura e na matriz rochosa:

$$R_a = 1 + aK_a$$

$$R = 1 + [(1 - \varepsilon_f)/\varepsilon_f]K_d\rho_p, \text{ onde:}$$

R_a – fator de retardamento devido à sorção em superfície (adimensional),

R – fator de retardamento devido à sorção em volume (adimensional),

K_a – constante de equilíbrio superficial (m),

$K_d\rho_p$ - constante de equilíbrio volumétrica (m^3/m^3),

a – superfície específica (m^2/m^3 de fluido),

ε_f – porosidade da matriz rochosa (adimensional),

ρ_p – densidade da matriz rochosa (Kg/m^3).

O coeficiente de distribuição obtido através de bateria de ensaios apresentou-se igual a $3 \pm 1 \text{ cm}^3/g$ e $50 \pm 3 \text{ cm}^3/g$, respectivamente para o ^{85}Sr e para o ^{134}Cs . A dispersividade foi de 25 mm para os traçadores conservativos. As difusividades efetivas (D_e) apresentaram-se iguais a $10^{-12} \text{ m}^2/s$ para o trítio, para o ^{85}Sr e para o ^{134}Cs e igual a $0,03 \times 10^{-12} \text{ m}^2/s$ para as moléculas de lignosulfatos. O valor da constante de equilíbrio superficial (K_a) igualou-se a 0,001 m, tanto para o ^{85}Sr como para o ^{134}Cs . Os valores $K_d\rho_p$ igualaram-se a $10 \text{ m}^3/m^3$ para o ^{85}Sr e a $135 \text{ m}^3/m^3$ para o ^{134}Cs .

NERETNIEKS (1983) concluiu sobre a incerteza da aplicação do modelo de difusão/dispersão para o movimento de um traçador em maciço rochoso fraturado. A tentativa de descrever o espalhamento de um pulso de um traçador em tal meio com uma dispersividade constante pode levar a grandes erros no caso de extrapolações para grandes distâncias. Para tais distâncias e para longos tempos de residência, o

espalhamento devido às estruturas e devido aos efeitos de difusão na matriz pode ser muito maior do que aquele devido à dispersão hidrodinâmica. Assim, além da dispersão hidrodinâmica, um modelo para descrever o espalhamento de um traçador em um meio rochoso deve considerar as estruturas e a difusão na matriz.

MORENO et al. (1985) apresentaram resultados de ensaios com traçadores reativos e não reativos em fraturas do granito de Stripa, Suécia, analisados através de dois diferentes modelos, um deles considerando dispersão hidrodinâmica e velocidade constante no plano de fratura e outro considerando ausência de dispersão e variações nas velocidades em diferentes canais do plano de fratura. Foram apresentadas as equações para os modelos considerados que, além da dispersão, incluem advecção, difusão na matriz rochosa e sorção, tanto na superfície da fratura como nas microfissuras da matriz rochosa. Foi observada concordância entre os dois modelos para distâncias curtas, mas para distâncias maiores, os resultados apresentaram-se dependentes do modelo, sendo que aquele com canais mostrou maior dispersão.

Foram reportados valores de difusividades efetivas [$(D_e - \text{difusividade nos poros } (D_p) \times \text{porosidade } (\epsilon_p))$] para o iodeto e água tritiada determinadas em fragmentos de granito, estando os valores na faixa entre 0,07 e $0,18 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$. Essas difusividades foram determinadas com uma amostra de granito com espessura de 5 -10 mm fixada entre duas câmaras, uma contendo uma solução com alta concentração do íon em estudo e outra com uma solução de baixa concentração, sendo a difusividade determinada a partir da velocidade de migração do íon através da amostra. Para o estrôncio, o coeficiente de distribuição superficial (K_a) determinado através das curvas de chegada apresentou-se com valores iguais a $28,3 \times 10^{-5}$ e $13,7 \times 10^{-5} \text{ m}$, enquanto valor determinado anteriormente igualou-se a $6,6 \times 10^{-5} \text{ m}$. O produto $D_e K_d \rho_p$ apresentou valores iguais a 1,6 e $6,4 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$, enquanto valores determinados com fragmentos de granito e com granito moído apresentaram-se iguais a 2,4 e $3,5 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$.

Quando contaminantes como os radionuclídeos são liberados de um repositório subterrâneo, são transportados pela água subterrânea que percola pelas fraturas da rocha. Além das fraturas, a rocha matriz contém microporos preenchidos com água estagnada, e a difusão nesses microporos age como um mecanismo de retardamento e

de diluição, removendo os radionuclídeos da água em movimento. Se os radionuclídeos são também sorvidos no material rochoso, esse mecanismo ocorre nas superfícies das fraturas e dos microporos da matriz rochosa. A difusividade efetiva em microporos para espécies conservativas tem se mostrado da ordem de 10^{-14} a 10^{-12} m²/s. Para as espécies não conservativas, céσιο e estrôncio, essa difusividade efetiva tem se mostrado da ordem de 10^{-12} a 10^{-11} m²/s em granito e da ordem de 10^{-11} a 10^{-10} m²/s em arenito, conforme relatado por SKAGIUS; NERETNIEKS (1988). A maior difusividade das espécies não conservativas pode ser devido à difusão dos componentes adsorvidos nas superfícies dos poros ou difusão superficial, agindo em paralelo com a difusão nos poros.

SKAGIUS; NERETNIEKS (1988) apresentaram medidas de difusão do céσιο e estrôncio em biotitas-gnaisses de uma região central da Suécia. Em um tipo de ensaio, testemunhos com diâmetro de 42 mm foram colocados em soluções de estrôncio e de céσιο, onde permaneceram respectivamente por 385 e 470 dias. De cada uma das amostras, foi retirado um testemunho de diâmetro igual a 22 mm e a partir de uma metade desse testemunho de menor diâmetro, foram obtidas seções com espessuras de 0,2 mm para determinações da quantidade de céσιο e de estrôncio em diversas distâncias a partir da superfície de contato com a solução. Em um outro tipo de ensaio, foram adaptadas duas câmaras, uma de cada lado do testemunho, sendo uma preenchida por água destilada e a outra com solução de céσιο ou estrôncio, isoladas por uma placa de PVC contendo o testemunho de rocha previamente saturado. Após 315 dias no caso do céσιο e após 412 dias no caso do estrôncio, os ensaios foram paralisados, sendo efetuadas medidas de concentração em seções com espessuras de 0,2 mm.

Foi necessário considerar difusão superficial (D_s) e difusão nos poros (D_p) para uma boa concordância com dados experimentais. Se a difusão superficial não é considerada, a difusividade efetiva que fornece o melhor ajuste dos dados experimentais é muito maior do que o previsto a partir de ensaios de difusão de iodeto no mesmo tipo de biotita-gnaisses. As difusividades superficiais que fornecem o melhor ajuste dos dados experimentais à equação de difusão estão indicadas na Tabela 4.28. As difusividades efetivas, com valores de 10^{-13} m²/s para o céσιο e de 6×10^{-14} m²/s para o estrôncio, foram obtidas a partir do fator de formação do material rochoso (relacionado à porosidade,

Tabela 4.28 – Valores de difusividades superficiais (D_s) que fornecem o melhor ajuste dos dados experimentais à equação de difusão para o céσιο e para o estrôncio (SKAGIUS; NERETNIEKS, 1988). Difusividade efetiva (D_e) para o céσιο = 10^{-13} m²/s e para o estrôncio = 6×10^{-14} m²/s.

Césio		Estrôncio	
Isoterma	D_s (m ² /s)	Isoterma	D_s (m ² /s)
Ensaio em câmaras de difusão			
Freundlich	8×10^{-13}	Freundlich 2	$5,3 \times 10^{-13}$
Ensaio com amostras mergulhadas na solução			
Langmuir	6×10^{-13}	Freundlich 1	8×10^{-14}
Freundlich	7×10^{-13}	Freundlich 1	8×10^{-14}

tortuosidade dos poros e constritividade) determinado a partir de ensaios de difusão com o iodeto.

WELS et al. (1996) apresentaram ensaios de migração de estrôncio ⁹⁰Sr e de trítio (³H) em fraturas artificiais de granito com aberturas constantes, similares aos ensaios convencionais de colunas de laboratório, com injeção contínua e na forma de um pulso. Foram também efetuados ensaios estáticos de sorção ou bateria de ensaios sobre granito moído em contato com soluções contendo diferentes concentrações de ⁹⁰Sr, permitindo-se o equilíbrio por até 8 horas para determinação dos coeficientes de distribuição total (K_D). O coeficiente de distribuição superficial (K_a) foi determinado através de ensaios estáticos em pequenas seções de granito, onde uma única face ficou exposta à solução com traçador durante um período de 1 a 24 horas para atingir condições de equilíbrio. A alteração na concentração do traçador da solução foi utilizada para cálculo do coeficiente de distribuição superficial. No estágio de desorção, a solução com traçador foi substituída por água sem o traçador.

Através de baterias de ensaios sobre granito moído, um coeficiente de distribuição total (K_D) igual a 29,5 mL/g foi obtido para o ⁹⁰Sr. Foram reportados outros valores para granitos, iguais a 5 - 20 mL/g e 1,3 mL/g, sendo o valor relativamente elevado do caso estudado atribuído à baixa resistência iônica da solução utilizada, com poucos cátions competindo com o estrôncio na ocupação de locais disponíveis para sorção. Foram apresentados os coeficientes de distribuição superficiais (K_a) nos ensaios de sorção, iguais a 0,09 a 0,13 cm e de desorção, iguais a 0,16 a 0,48 cm, observando-se sempre valores menores no caso de sorção, o que foi atribuído à histerese no processo. Nos

ensaios de migração, o estrôncio mostrou dispersão maior do que o traçador não reativo trítio, atribuída à heterogeneidade química dos minerais, histerese na sorção e mistura transversal limitada na abertura da fratura.

A influência da abertura da fratura no retardamento apresentou-se significativamente maior do que o previsto pela definição de fator de retardamento superficial. O retardamento do estrôncio mostrou-se aproximadamente uma ordem de magnitude maior em uma fratura de pequena abertura em comparação a uma fratura de maior abertura. Para fratura com 450 μm , o coeficiente de distribuição superficial apresentou-se igual a 45 cm e para outra de 780 μm , igual a 3,5 cm. A histerese na sorção e a mistura transversal limitada na abertura foram consideradas as causadoras do incremento da sorção com o decréscimo da abertura.

4.10.2 Ensaios “in Situ”

a) Traçadores de fluxo em poços de monitoramento

MICHALSKI; KLEPP (1990) utilizaram perfilagem de temperatura e de condutividade elétrica para localizar fraturas produtoras de água em poços de monitoramento instalados em arenito conglomerático de New Jersey, Estados Unidos. Após essas medidas sob condições naturais, foi injetado um pulso de uma solução de água e cloreto de sódio a montante da direção de fluxo, e o movimento e dispersão do traçador foram mapeados com o uso de um medidor de condutividade elétrica, através de duas técnicas: a técnica de medida dos tempos de chegada dos picos dos traçadores entre intervalos de profundidades sucessivas, com curvas de chegada da concentração versus o tempo, como ilustrado na Figura 4.60, preferível nos casos de velocidades elevadas. A outra técnica consta da medida de concentração versus profundidade para tempos sucessivos após a injeção, como ilustrado na Figura 4.61. As determinações das velocidades verticais e das vazões são efetuadas a partir desses perfis e da área do poço.

Além da distribuição das velocidades e das vazões ao longo da vertical, as perfilagens das condições naturais e de concentração do traçador são utilizadas também para interpretar a localização das maiores fraturas transmissivas e para determinar a qualidade

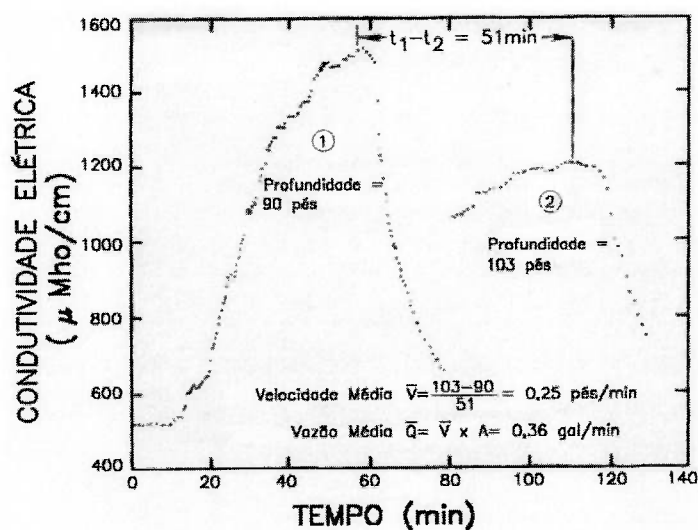


Figura 4.60 – Exemplos de curvas de chegada da concentração do traçador versus tempo e cálculo de velocidade e vazão (MICHALSKI; KLEPP, 1990).

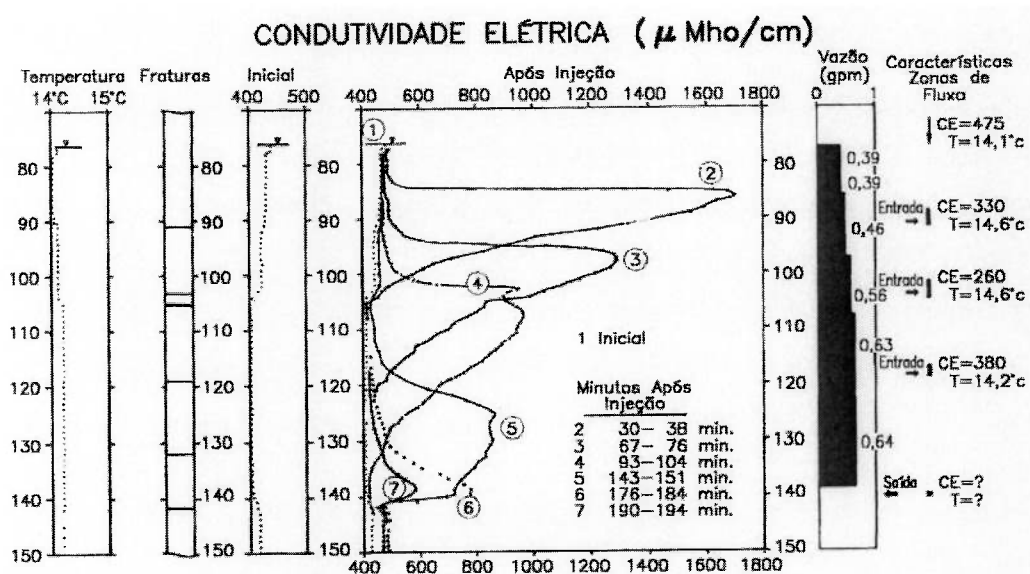


Figura 4.61 – Perfis de temperatura e de condutividade elétrica sob condições naturais, localização de fraturas, perfis de concentração do traçador versus profundidade, distribuição de fluxo e qualidade da água (MICHALSKI; KLEPP, 1990).

da água das fraturas anteriormente à mistura no poço. As distribuições das cargas hidráulicas relativas e das condutividades hidráulicas das fraturas podem ser avaliadas, mas a determinação de valores absolutos requer medidas de cargas hidráulicas em trechos isolados. Podem ser utilizadas em poços com fluxo vertical e também em poços submetidos a bombeamento quando esse fluxo natural não existe.

b) Ensaio em sondagem/poço único

NOVAKOWSKI (1992) apresentou modelos analíticos para interpretar ensaios de traçadores com a configuração das Figuras 4.62 e 4.63, em condições de fluxo divergente. Esses modelos consideram mistura do traçador nas sondagens/poços de injeção e de observação ou alternativamente o uso de um obturador amostrador de pequeno volume para eliminar os efeitos dispersivos do trecho de amostragem, bem como difusão nos aquíferos adjacentes. O uso das soluções apresentadas fornece estimativas mais acuradas dos parâmetros do transporte de massa em maciços rochosos.

NOVAKOWSKI; LAPCEVIC (1994) apresentaram os resultados de um ensaio efetuado em fratura de um dolomito intercalado a folhelho, sob condições de fluxo radial divergente, com injeção instantânea de um traçador conservativo em uma sondagem e monitoramento contínuo em outras 13 sondagens, aplicando a metodologia do esquema da Figura 4.62. A água foi injetada a vazão constante durante 14 dias, e o traçador foi introduzido instantaneamente e submetido à mistura contínua no trecho de injeção isolado por obturadores. As curvas de chegada do traçador nas sondagens de observação foram construídas utilizando amostras coletadas com um obturador amostrador de pequeno volume (Figura 4.63) para eliminar os efeitos dispersivos devido à mistura no caso de maior volume.

A chegada do traçador foi simulada com o modelo desenvolvido por NOVAKOWSKI (1992) que considera dispersão advectiva, difusão do soluto na matriz, mistura nas seções isoladas para ensaio e tortuosidade das linhas de fluxo. A Figura 4.64 ilustra os dados de campo de um trecho de monitoramento ajustados ao modelo, utilizando dispersão, porosidade e tortuosidade como parâmetros ajustáveis. A Tabela 4.29

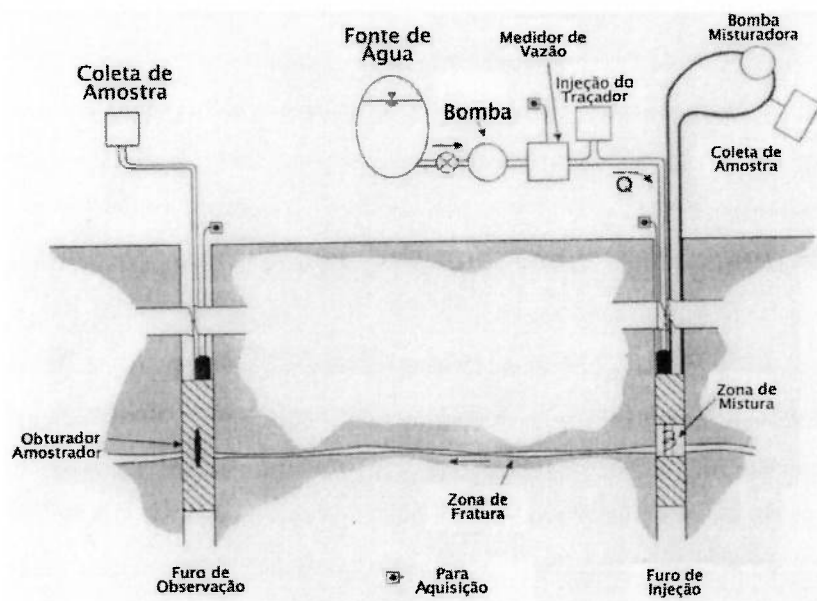


Figura 4.62 – Diagrama esquemático dos equipamentos utilizados no ensaio com traçador em maciços rochosos (NOVAKOWSKI; LAPCEVIC, 1994).

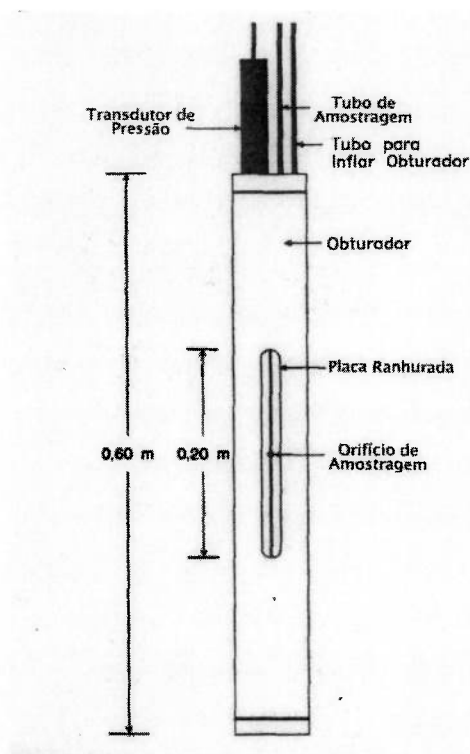


Figura 4.63 - Obturador utilizado para amostragem em maciço rochoso (NOVAKOWSKI, 1992).

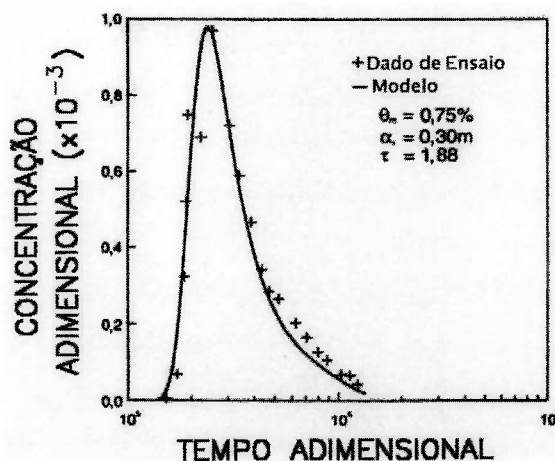


Figura 4.64 - Ajuste de modelo analítico às concentrações adimensionais utilizando dispersividade (α), porosidade (θ_m) e tortuosidade (τ) como parâmetros ajustáveis (NOVAKOWSKI; LAPCEVIC,1994).

Tabela 4.29 – Valores de parâmetros obtidos a partir do ajuste de modelo analítico às concentrações adimensionais (NOVAKOWSKI; LAPCEVIC,1994). $2b_Q$ – abertura a partir da vazão; $2b_{\Delta H}$ – abertura a partir da perda de carga; $2b_{HT}$ – abertura por ensaios hidráulicos.

Sondagem	Distância radial r (m)	Dispersividade radial α_r (m)	Porosidade matriz θ_m (%)	Tortuosidade τ	Abertura		
					Ensaio com traçador	Ensaio hidráulico	
					$2b_Q$ (μm)	$2b_{\Delta H}$ (μm)	$2b_{HT}$ (μm)
22	5,21	0,06	0,9	0,75	138	313	282
23	5,22	0,04	2,8	0,75	218	232	57
19	11,64	0,40	1,3	0,97	259	240	248
24	11,78	0,30	0,8	0,63	204	271	154
2	14,94	0,25	1,2	0,91	425	201	235
11	16,58	0,30	2,4	0,66	185	302	126
14	19,18	0,40	1,1	0,91	374	210	241
20	26,61	0,30	0,8	0,53	155	347	243

apresenta valores de parâmetros obtidos a partir do ajuste de curvas, observando-se que houve concordância geral entre as aberturas calculadas a partir de ensaios hidráulicos e aquelas calculadas a partir do ensaio com traçador. A tortuosidade definida como um parâmetro de macroescala variou entre 0,53 e 0,97, consistente com a faixa de tortuosidade observada em escala microscópica no meio poroso. A faixa de porosidade efetiva da matriz apresentou-se concordante com valores obtidos para rochas similares. A dispersividade sofreu acréscimos até o valor igual a 0,3 m a 10 m de distância do ponto de injeção e permaneceu constante para maiores distâncias de transporte. A difusão na matriz pode desempenhar um significativo papel na pluma de contaminação de rochas fraturadas, enquanto a influência relativa da dispersão advectiva é diminuída com o aumento da escala.

NOVAKOWSKI et al. (1998) apresentaram um método para determinar as propriedades de transporte de massa de meios porosos ou fraturados com ensaio de traçador em sondagem/poço único. Envolve a injeção de água e traçador, criando um campo de fluxo radial durante um curto período de tempo, seguindo-se a migração do traçador de volta à sondagem/poço sob condições de gradiente natural. A concentração do traçador é monitorada na sondagem/poço durante essa fase. Para interpretar os resultados, foi desenvolvido um modelo numérico que considera advecção/dispersão, adsorção, decaimento, difusão na matriz, várias geometrias de fraturas e mistura do soluto na injeção e na recuperação.

CADY et al. (1993) apresentaram dois ensaios em fratura isolada por obturadores, para determinar abertura da fratura considerando os métodos hidráulico e com traçador, com fluxo radial convergente para o poço de bombeamento e adição do traçador em outro, na forma de um pulso de pequena duração, sem influenciar o campo de fluxo criado pelo poço de bombeamento. A relação entre as aberturas estimadas a partir do ensaio com traçador e do ensaio hidráulico mostrou-se >1 em um dos ensaios e <1 no segundo ensaio. As aberturas hidráulicas foram obtidas a partir da comparação dos dados de rebaixamento com a curva-padrão de Theis para obter a transmissividade e a partir da comparação da lei de Darcy e lei cúbica para relacionar a transmissividade à abertura efetiva de um modelo de placa paralela equivalente. As aberturas das fraturas foram determinadas a partir de ensaios com traçadores através do uso da solução analítica apresentada por MOENCH (1989) apud CADY et al. (1993) para a equação de advecção/dispersão de fluxo radial a um poço de bombeamento, com a injeção do traçador em um segundo poço.

c) Ensaios em sondagens/poços duplos

NOVAKOWSKI et al. (1985) mediram a dispersão hidrodinâmica em uma fratura de um gnaisse monzonítico, nas proximidades de Chalk River, Ontário, Canadá, com a injeção de um pulso de um traçador conservativo brometo 82 (^{82}Br). O ensaio foi efetuado sob condições constantes de fluxo, estabelecidas por 24 horas anteriormente à injeção do traçador e mantidas por mais 30 horas de duração do ensaio. Trechos isolados por obturadores com espaçamento da ordem de 10 m foram submetidos a bombeamento em uma sondagem e a injeção em outra sondagem, efetuando-se monitoramento da curva de chegada do traçador por amostragem contínua da água bombeada.

As curvas de chegada foram analisadas com modelos unidimensionais que descrevem a geometria do fluxo e consideram a dispersão hidrodinâmica, conforme SAUTY (1980) apud NOVAKOWSKI et al. (1985), sendo determinada uma dispersividade longitudinal de 1,4 m. O valor obtido é elevado quando comparado a valores de ensaios efetuados em meios porosos e de natureza puramente hidrodinâmica, sem os efeitos da difusão na matriz. A partir das curvas de chegada, uma abertura efetiva de 510 μm foi obtida para a fratura, consideravelmente maior que o valor de 60 μm obtido a partir de ensaios de interferência hidráulica. A diferença foi explicada por rugosidades e heterogeneidades das fraturas. Enquanto os ensaios hidráulicos medem as aberturas menores no plano de fluxo, os ensaios com traçadores são analisados em termos de tempo médio de trânsito da água entre os pontos de injeção e bombeamento, tendendo a medir o volume efetivo ou porosidade dominada pelas aberturas maiores no plano de fluxo.

LEAP; BELMONTE (1992) noticiaram valores de dispersividades bastante distintos e relação inversa entre dispersividade e vazão de recirculação em ensaios de poços duplos efetuados com os traçadores trítio, brometo e enxofre 35 (^{35}S), em dolomito fraturado, no Deserto de Amargosa, Nevada, Estados Unidos, interpretados através de uma solução unidimensional da equação de advecção/dispersão, com a aplicação do método de GROVE (1971) apud LEAP; BELMONTE (1992). As diferenças foram atribuídas às alterações nas aberturas das fraturas e nas condutividades hidráulicas, com conseqüentes alterações nas vazões e nas direções de fluxo, causadas por alterações nas pressões. As dispersividades aparentes obtidas por ensaios de traçadores sob condições de gradiente forçado podem diferir consideravelmente

daquelas obtidas em condições de gradiente natural, e as estimativas de transporte de soluto podem apresentar grandes erros.

d) Ensaios em galerias e trincheiras

BIRGERSSON et al. (1993) apresentaram a migração de traçadores em uma zona fraturada e em granito fraturado do laboratório de pesquisa subterrâneo de Stripa, Suécia, localizado a 385 m da superfície. Foi escavada uma galeria com 50 m de comprimento e com diâmetro de 3 m que se apresentou interceptada por uma zona fraturada de 6 m. A parte superior da galeria foi revestida por folhas de plástico para coleta de água com traçadores, injetados em sondagens próximas e, na parte inferior, essa coleta foi efetuada em poços de drenagem. Dois conjuntos de traçadores foram injetados em 7 trechos de sondagens, a distâncias entre 9,5 e 25 m da galeria. Mais de 50% da água foi coletada em uma única área de amostragem e mais de 90% em apenas 8 áreas de amostragem entre um total de 51. Da mesma forma, a recuperação dos traçadores mostrou-se concentrada em poucas áreas de amostragem, indicando que a maioria do fluxo é concentrado em poucos caminhos preferenciais.

Na interpretação dos resultados, foram utilizados modelos de advecção/dispersão convencionais para meio poroso e de advecção/dispersão e com difusão na matriz rochosa. A partir dos tempos de residência dos traçadores obtidos para todos os pontos de injeção, através de ajustes das curvas de chegada a um modelo de advecção/dispersão/difusão, foi estimada a porosidade de fluxo, que se apresentou com valores entre 0,7 a $3,5 \times 10^{-3}$. Essas porosidades foram obtidas assumindo linhas de fluxo radiais e comportamento de meio poroso, representando, portanto, valores máximos. Considerando um modelo com rede de canais com 1 m de comprimento, largura de 0,1 m e abertura de 0,3 mm, a porosidade mostrou-se igual a $0,6 \times 10^{-4}$, e as condutividades hidráulicas, entre $5,2-10,4 \times 10^{-10}$ m/s, $0,0014-0,0028 \times 10^{-10}$ m/s e $0,625$ e $1,25 \times 10^{-10}$ m/s, respectivamente para a zona fraturada de 6 m, para os trechos de rocha fraturada fora da zona de 6 m e para toda a galeria.

MCKAY et al. (1993a) apresentaram ensaios de campo para medir condutividade hidráulica, abertura hidráulica das fraturas, porosidade e velocidade de percolação em um tilito argiloso fraturado e alterado na localidade de Laidlaw, Sarnia, Ontário, Canadá, esquematizados na Figura 4.65. Foi construído um sistema de três trincheiras paralelas com 7,0 m de comprimento e 5,5 m de profundidade. Os blocos entre a

trincheira central ou fonte e as trincheiras laterais constituíram as células de campo onde os ensaios de fluxo e de transporte de contaminantes foram efetuados. Nas paredes de cada uma das trincheiras receptoras mais próximas da trincheira fonte foram instaladas caixas coletoras de percolação com pasta de bentonita. As trincheiras foram preenchidas com cascalho para suporte das paredes e para aproximar as condições de tensão àsquelas originais e nas células de campo, foram instalados piezômetros.

Foram efetuados ensaios de carga constante para determinação das condutividades hidráulicas através de medidas de carga/gradiente hidráulico mostrados na Figura 4.66 e medidas de vazão nas trincheiras e coletores de percolação. Os valores de condutividade hidráulica de grande escala, a partir da injeção e descarga nas trincheiras, apresentaram-se entre 1,6 a $2,6 \times 10^{-7}$ m/s. Os valores de condutividade hidráulica obtidos a partir das medidas de vazão em cada coletor, área superficial de cada coletor e gradiente hidráulico horizontal entre as trincheiras apresentaram-se entre 10^{-6} a $< 5 \times 10^{-10}$ m/s, similares a valores obtidos a partir de ensaios em piezômetros, apresentados na Figura 4.67. Foram determinados os valores de abertura hidráulica das fraturas, de porosidade e de velocidade com o uso da lei cúbica, medidas de orientação e distribuição das fraturas e medidas de condutividade hidráulica de pequena escala, cujos resultados encontram-se na Figura 4.68.

MCKAY et al. (1993b) apresentaram ensaios de transporte de solutos e de colóides utilizando o sistema e as instalações descritas por MCKAY et al. (1993a) para os ensaios hidráulicos efetuados na localidade de Laidlaw, Sarnia, Ontário, Canadá. Na porção superior, onde o espaçamento entre as fraturas é $< 0,13$ m, o avanço do frente de concentração $C/C_0 = 0,01$ de traçadores não reativos, brometo e oxigênio-18 (^{18}O), ocorreu com velocidades de 0,01 a 0,07 m/dia, em distâncias de 4 a 6 m e com gradiente hidráulico horizontal de 0,24. Na mesma zona, traçadores bacteriófagos coloidais migraram com velocidades de 2 a >5 m/dia. Simulações em modelo de fluxo e de transporte com fraturas discretas, matriz porosa e que utiliza a lei cúbica para o fluxo em fraturas, apresentado por SUDICKY; FRIND (1982) apud MCKAY et al. (1993b), mostraram que a difusão dos solutos muito maior na água dos poros da matriz do que nas fraturas e a não difusão dos colóides são suficientes para causar a diferença observada nas velocidades de transporte.

Os valores de aberturas das fraturas obtidos a partir dos ensaios com traçadores e de ensaios hidráulicos mostraram-se similares. As condutividades hidráulicas obtidas a partir de simulações de transporte do soluto apresentaram-se próximas dos valores medidos entre as trincheiras. As Tabelas 4.30 e 4.31 apresentam os parâmetros de transporte e das fraturas obtidos a partir de dados dos coletores de percolação e dos piezômetros. Para fins de transporte, a aproximação a um meio poroso equivalente mostrou-se possível nos 3 m superiores, mas em profundidades maiores, em decorrência de fraturas mais espaçadas, com espaçamentos entre 0,13 a >1 m, os picos de concentração ocorreram junto às fraturas, e o transporte do soluto não foi adequadamente descrito com uma aproximação de meio poroso.

BIRGERSSON; NERETNIEKS (1990) apresentaram três ensaios de difusão na matriz do granito de Stripa, Suécia, a 360 m de profundidade, em rocha não perturbada pelo alívio de tensão, o que ocorre quando uma amostra é retirada e levada ao laboratório para ensaios. Para obter condições de tensões naturais, foi efetuada uma sondagem de 146 mm até mais de 10 m de profundidade da galeria, reduzida para 20 mm nos dois a três metros finais. O trecho final do furo de grande diâmetro foi isolado por obturador, e todo o furo de pequeno diâmetro foi utilizado para injeção sob pressão de traçadores não reativos, uranina, Cr-EDTA (Cr – ácido etileno diamino tetracético) e iodeto.

A etapa I do ensaio durou 3 meses, a etapa II, 6 meses e a etapa III, 3,5 anos, períodos durante os quais foi efetuada injeção do traçador. Ao final da injeção da etapa I, o furo de pequeno diâmetro foi submetido a sobreperfuração no diâmetro de 132 mm e comprimento de 3,5 m. O testemunho foi cortado em cilindros de 50 mm de comprimento, de onde foram retiradas amostras com diâmetro de 10 mm, a diferentes distâncias do furo de injeção. As amostras foram lavadas em água destilada, a concentração foi determinada e recalculada com base na porosidade. Nas etapas II e III, foram perfurados outros furos adjacentes e paralelos àquele da etapa I para estudo da concentração além do diâmetro da sobreperfuração, respectivamente até 250 mm e 400 mm. Os dados foram analisados considerando uma equação de advecção/difusão para simetria radial e comparando os perfis de concentração experimentais com os teóricos.

Foi demonstrado que os traçadores migraram através da zona perturbada próxima à sondagem de injeção e no maciço rochoso intacto, mostrando a possibilidade de

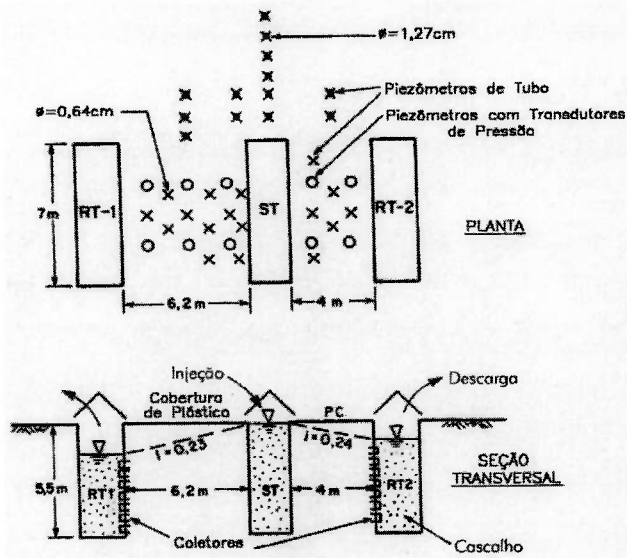


Figura 4.65 – Sistema de trincheiras, células de campo e coletores (MCKAY et al., 1993a).

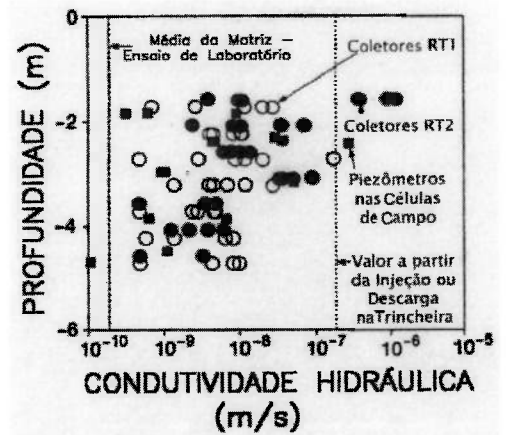


Figura 4.67 - Medidas de condutividade hidráulica nas células de campo (MCKAY et al., 1993a).

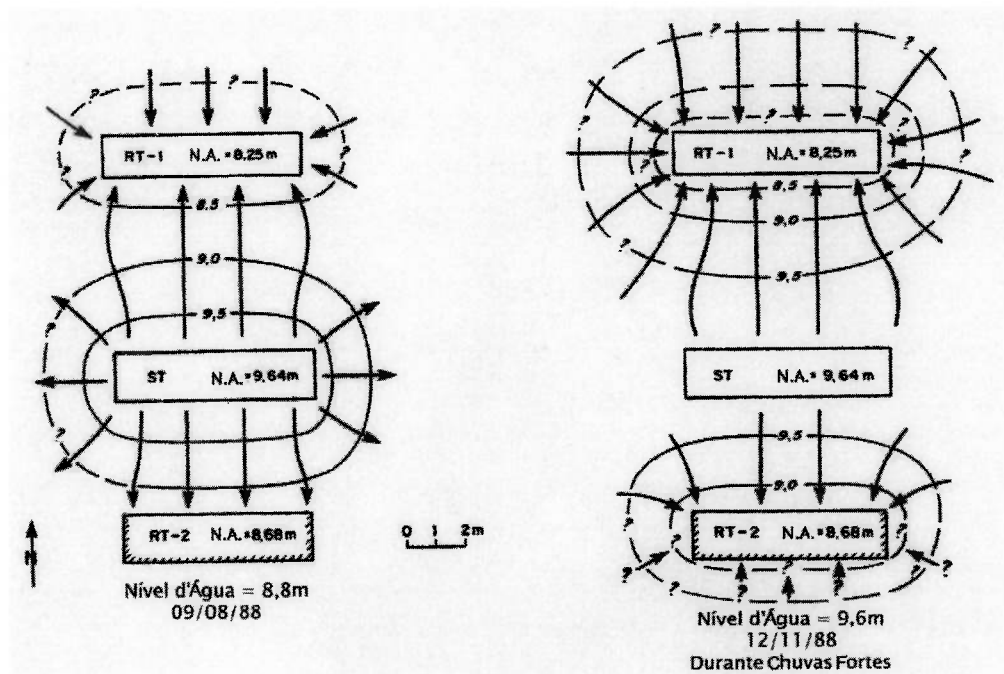


Figura 4.66 – Redes de fluxo durante ensaios de carga constante (MCKAY et al., 1993a).

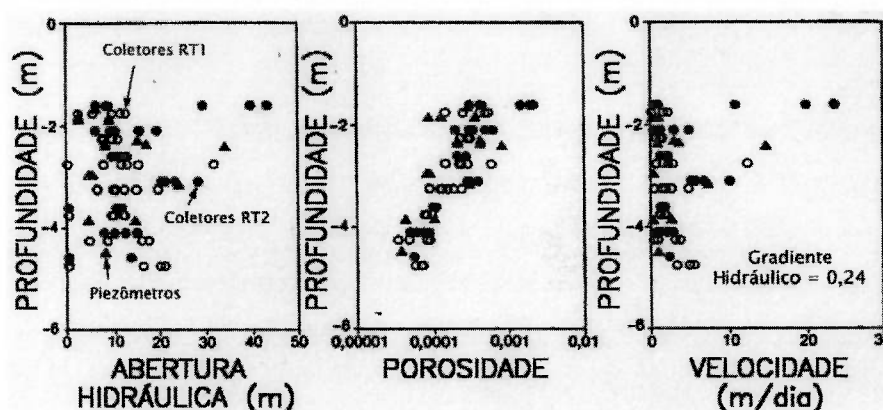


Figura 4.68 – Abertura hidráulica, porosidade e velocidade (MCKAY et al., 1993a).

Tabela 4.30 – Parâmetros de transporte e das fraturas obtidos em coletores de percolação (MCKAY et al., 1993b). Entre parêntesis, valores obtidos com traçadores bacteriófagos coloidais.

	Ensaio hidráulicos			Ensaio com traçadores			
	Condutividade hidráulica (m/s)	Abertura (μm)	Velocidade (m/dia)	Condutividade hidráulica (m/s)	Abertura (μm)	Velocidade (m/dia)	Dispersividade longitudinal (m)
Mínimo	$1,0 \times 10^{-8}$	9	0,9	$3,4 \times 10^{-7}$ (5×10^{-8})	28 (19-30)	10 (2-5)	0
Máximo	$1,3 \times 10^{-6}$	43	24	$4,2 \times 10^{-7}$ ($>2 \times 10^{-7}$)	37 (>30)	17 (>5)	0,1
Média	$3,4 \times 10^{-7}$	21	7,8	$3,9 \times 10^{-7}$	32	13	0
Média geométrica	$6,7 \times 10^{-8}$	18	3,9	$3,8 \times 10^{-7}$	31	12	-

Tabela 4.31 – Parâmetros de transporte e das fraturas obtidos em piezômetros (MCKAY et al., 1993b).

	Ensaio hidráulicos			Ensaio com traçadores			
	Condutividade hidráulica (m/s)	Abertura (μm)	Velocidade (m/dia)	Condutividade hidráulica (m/s)	Abertura (μm)	Velocidade (m/dia)	Dispersividade longitudinal (m)
Mínimo	$3,3 \times 10^{-10}$	2	0,1	$1,2 \times 10^{-8}$	14	2,3	0
Máximo	$3,0 \times 10^{-7}$	4	14,7	$2,7 \times 10^{-7}$	33	13,7	0,2
Média	$3,5 \times 10^{-8}$	11	2,6	$1,5 \times 10^{-7}$	25	8,0	0,1
Média geométrica	$6,1 \times 10^{-9}$	9	0,9	$1,1 \times 10^{-7}$	24	7,2	-

migração de compostos dissolvidos para a matriz rochosa sob condições naturais de tensão. As difusividades e condutividades hidráulicas obtidas “in situ” apresentaram-se concordantes com valores obtidos em laboratório. Como ilustrado na Tabela 4.32, os valores de difusividades e de condutividades hidráulicas podem variar até mais que uma ordem de magnitude para amostras separadas por poucas dezenas de centímetros. Os valores de difusividade apresentaram-se entre 2×10^{-12} e 5×10^{-10} m²/s, maiores para o iodeto em comparação com os valores da uranina, como ilustrado na Figura 4.69. Os valores de condutividade hidráulica apresentaram-se entre 10^{-14} e 2×10^{-13} m/s, como ilustrado na Figura 4.70.

Tabela 4.32 – Valores de difusividades (D_p) e de condutividades hidráulicas (K_p) a diferentes profundidades (BIRGERSSON; NERETNIEKS, 1990).

Amostra	Profundidade (m)	D_p (m^2/s) $\times 10^{-10}$	K_p (m/s) $\times 10^{-13}$
1 - 2	0,36 - 0,48	>1	>2-5
3 - 9	0,78 - 1,41	0,5	0,1
10 - 13	1,46 - 1,59	0,05	<0,1
14 - 20	1,74 - 2,24	1	1
21 - 22	2,62 - 2,67	>1	>2-5

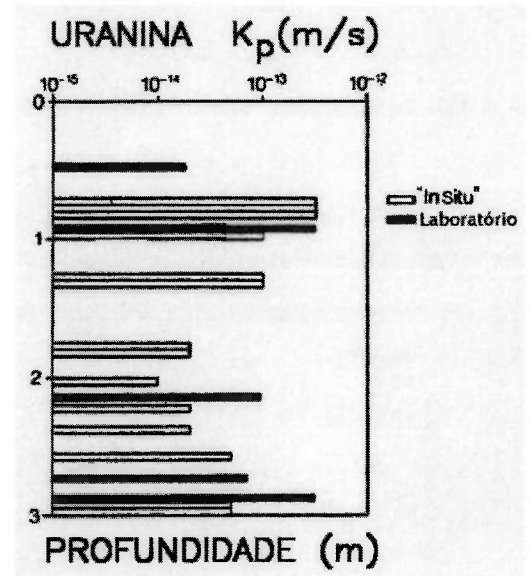


Figura 4.70 – Condutividades hidráulicas de laboratório e “in situ” (BIRGERSSON; NERETNIEKS, 1990).

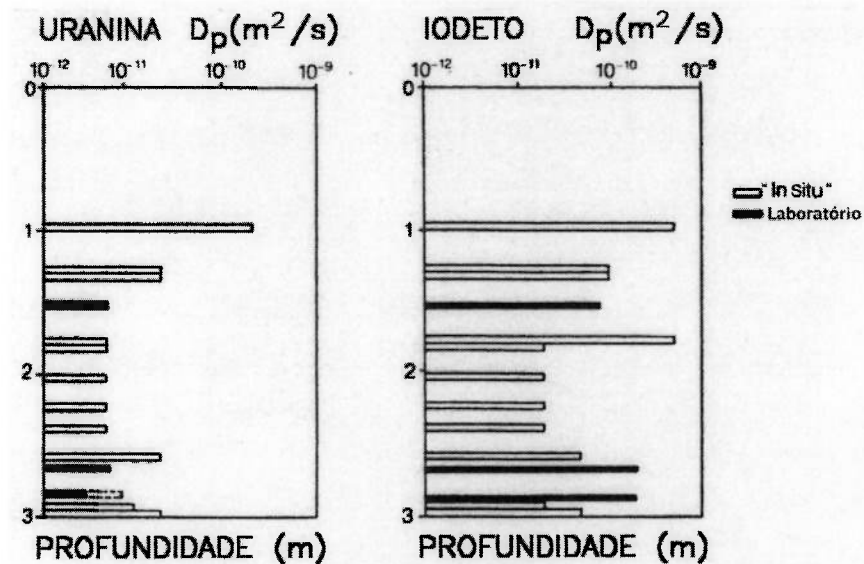


Figura 4.69 – Difusividades de laboratório e “in situ” (BIRGERSSON; NERETNIEKS, 1990).

5 PROPOSIÇÕES PARA INVESTIGAÇÃO DE PARÂMETROS CONTROLADORES

5.1 Escopo Geral

As proposições para determinar os parâmetros controladores referem-se à uma etapa de investigação de detalhe, de investigação para remediação e de monitoramento nos casos de áreas já contaminadas, a uma etapa do programa de monitoramento ambiental de novos empreendimentos e devem estar incluídas nos procedimentos de desativação de empreendimentos industriais. Considera-se que a determinação de parâmetros controladores da contaminação do subsolo e da água subterrânea é uma atividade que deve fazer parte dos processos de gerenciamento para a recuperação de áreas contaminadas como aqueles abordados por GLOEDEN (1999) e também dos procedimentos para o planejamento da desativação de um empreendimento industrial como apresentado por SÁNCHEZ (2001).

São apresentadas com o objetivo de elaborar modelos hidrogeológicos conceituais próximos da realidade do meio, de forma que os resultados de modelagens matemáticas efetuadas com base nesses modelos possam ter validade e não representar, quando muito, apenas resultados calibrados. Investigações e monitoramento "in situ", contínuos ao longo do tempo, desde o início da implantação e até a desativação, são essenciais para fornecer os elementos para a validação de modelos e de estimativas de migração e de atenuação dos contaminantes. As investigações e o monitoramento propostos para a determinação de parâmetros controladores deverão ser incorporados ao programa geral de monitoramento ambiental e deverão constituir elementos essenciais desse programa. Devem considerar as características do meio físico e da fonte de contaminação, bem como os contaminantes presentes, suas características e concentrações liberadas para o meio. No caso de áreas já contaminadas, é necessário considerar também as características da pluma de contaminação no solo e nas águas subterrâneas, quanto aos contaminantes presentes, suas características e concentrações.

As simulações numéricas são muito aceitas para a previsão da distribuição dos contaminantes em diversos cenários e em cenários futuros e para avaliação da

evolução das plumas de contaminação ao longo do tempo. Outra aplicação é para avaliar eficiência de medidas de remediação. Entretanto, essas avaliações são freqüentemente conduzidas sem a caracterização adequada do meio físico e da fonte de contaminação. Também, quando são adotados estudos com a aplicação de modelagem matemática, o procedimento usual é a coleta de dados, nem sempre com o detalhamento necessário, muitas vezes sem qualquer investigação de campo e adoção de parâmetros a partir de referências bibliográficas, execução de análises em um único evento, sem a necessária interação e realimentação dos modelos com resultados de investigações de campo. É considerada a fundamental importância da existência de parâmetros obtidos a partir de ensaios de campo e uma abordagem interativa entre investigações "in situ", elaboração de modelo conceitual e modelagem matemática em várias etapas e eventos, ao longo de todo um programa de monitoramento contínuo.

A determinação dos parâmetros controladores está sendo considerada com a instalação de piezômetros multiníveis, execução de ensaios hidráulicos tridimensionais e ensaios com traçador e amostragem multinível em vários eventos. Nas sondagens, nos piezômetros e nos trechos de amostragem multiníveis, deverão ser efetuados ensaios hidráulicos pontuais para fins de análises geoestatísticas e deverão ser coletadas amostras para caracterização das unidades e das estruturas geológicas. É considerada também a execução de levantamentos geofísicos para caracterização do meio e monitoramento da pluma do ensaio com traçador. As configurações ilustradas nas Figuras 5.1 a 5.4 foram esquematizadas para as investigações, sendo que a Figura 5.1 refere-se a sondagens e a piezômetros multiníveis, as Figura 5.2 e 5.3, a sondagens e monitoramento em vários níveis e escalas para execução de ensaios hidráulicos tridimensionais e a Figura 5.4, a sondagens, ensaios com traçador e amostragem multinível em vários eventos para monitoramento da pluma ao longo do tempo.

As amostras de solo e/ou testemunhos obtidos nas sondagens deverão ser analisados e interpretados com o objetivo de definir as unidades e os principais condicionantes para a percolação e para a migração do soluto no ensaio com traçadores. Essas amostras deverão fornecer os elementos para o arcabouço geológico e estrutural do modelo hidrogeológico conceitual e também para orientar o andamento das investigações. Os fundamentos e bases para a individualização das unidades

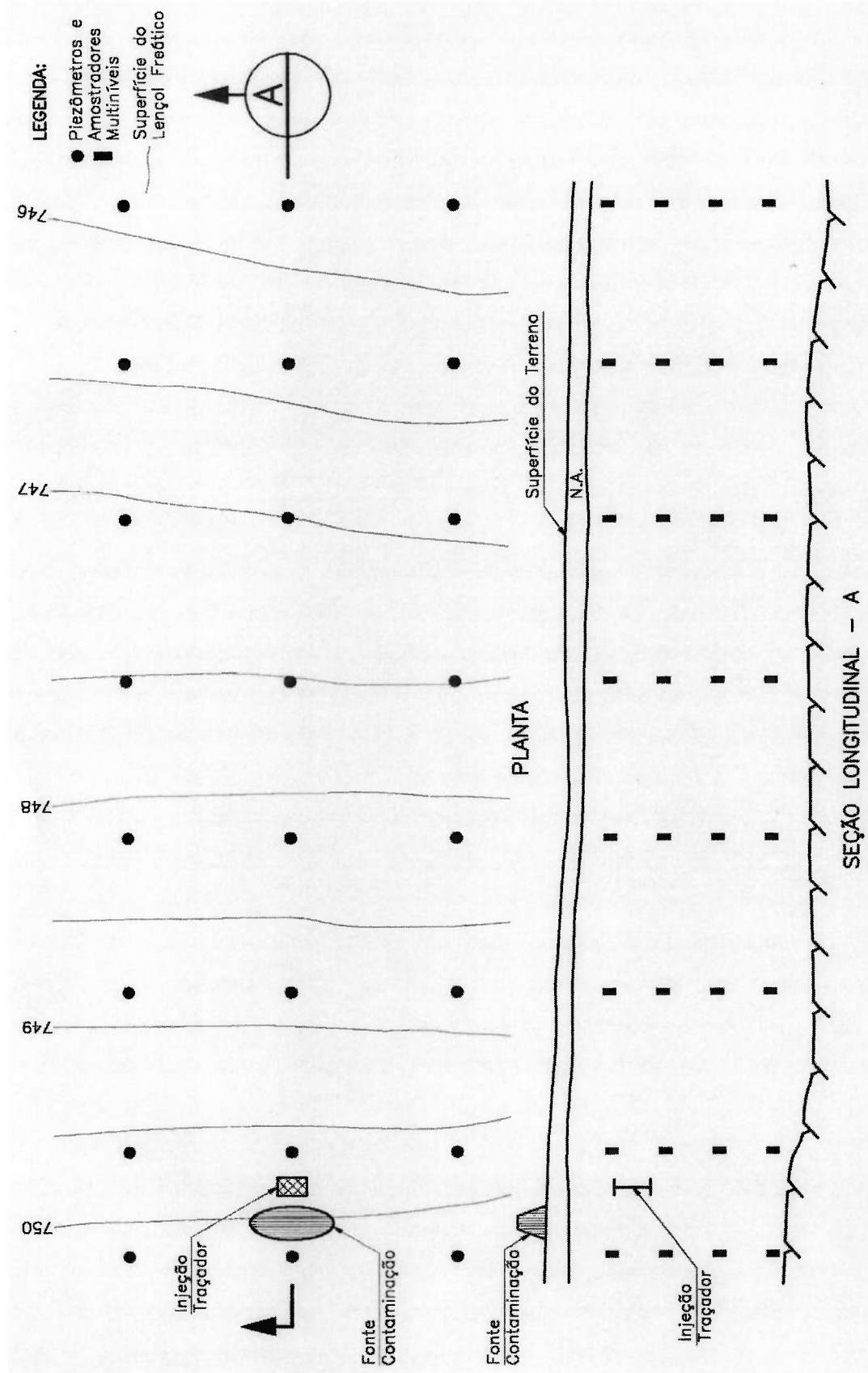


Figura 5.1 - Configuração esquemática para instalação de piezômetros multiníveis.

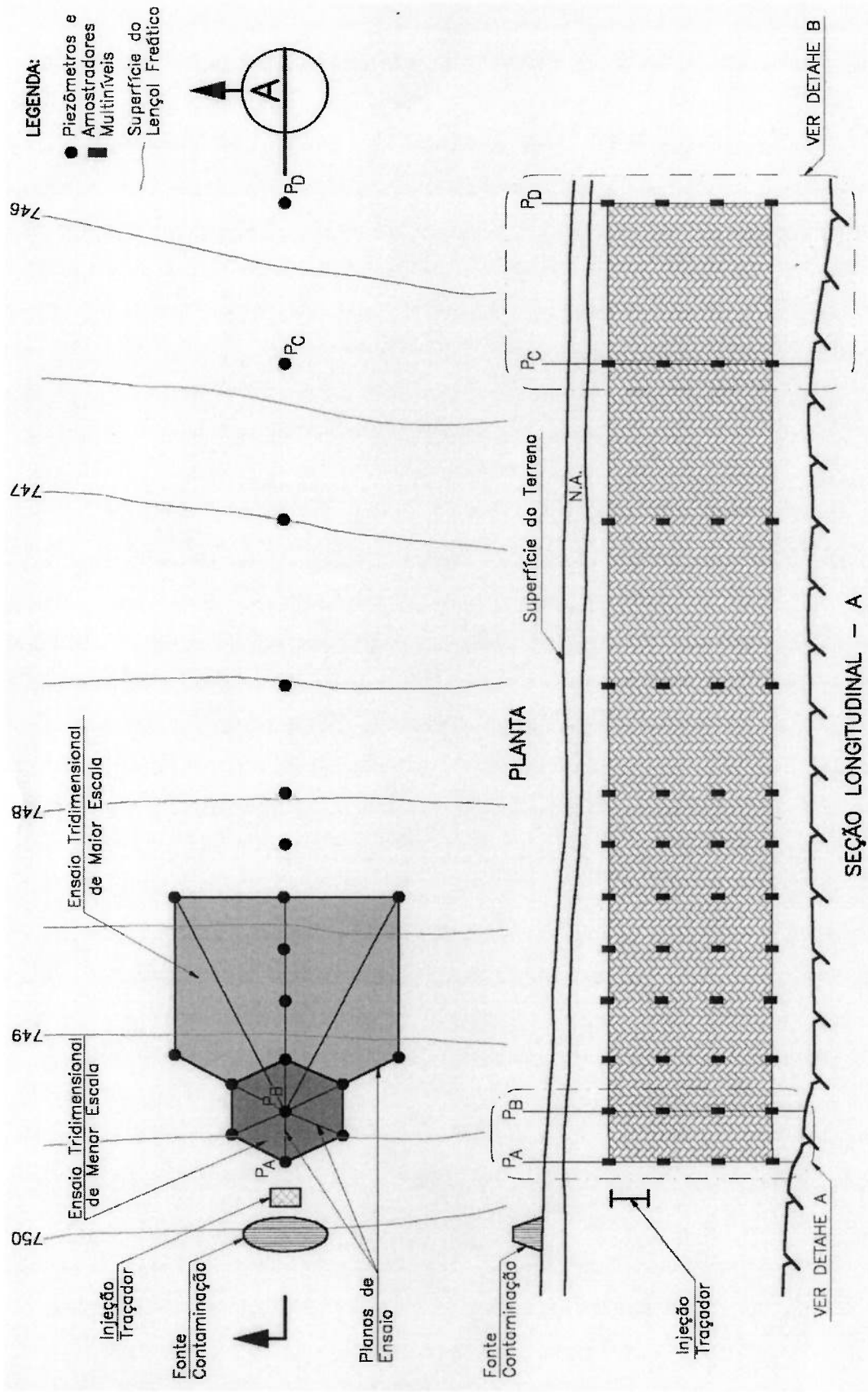
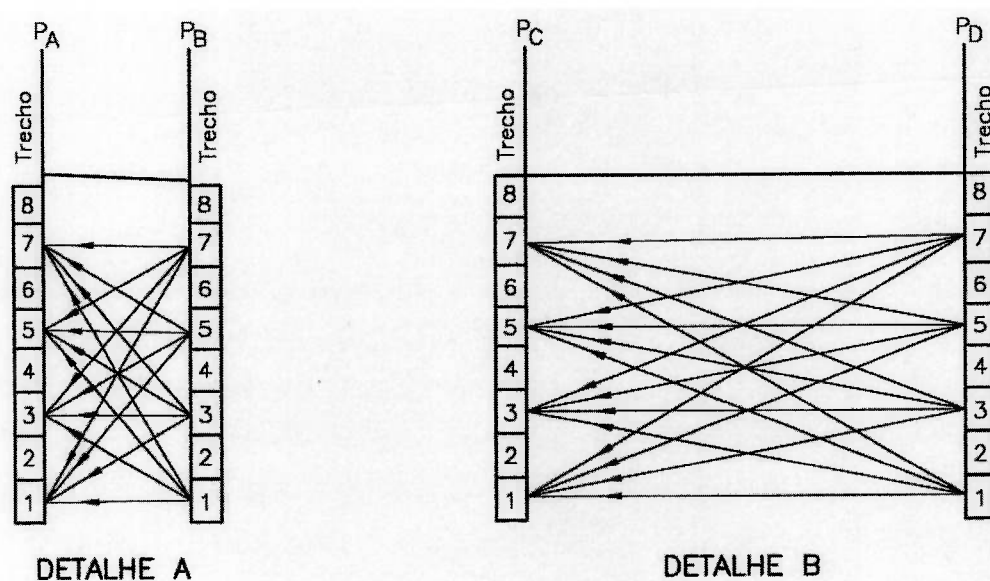


Figura 5.2 - Configuração esquemática para execução de ensaios hidráulicos tridimensionais.



5.3 – Detalhes A e B da Figura 5.2. Configuração esquemática dos ensaios hidráulicos tridimensionais em planos verticais para duas escalas distintas. P_A , P_B , P_C e P_D – sondagens para piezômetros e amostradores multiníveis.

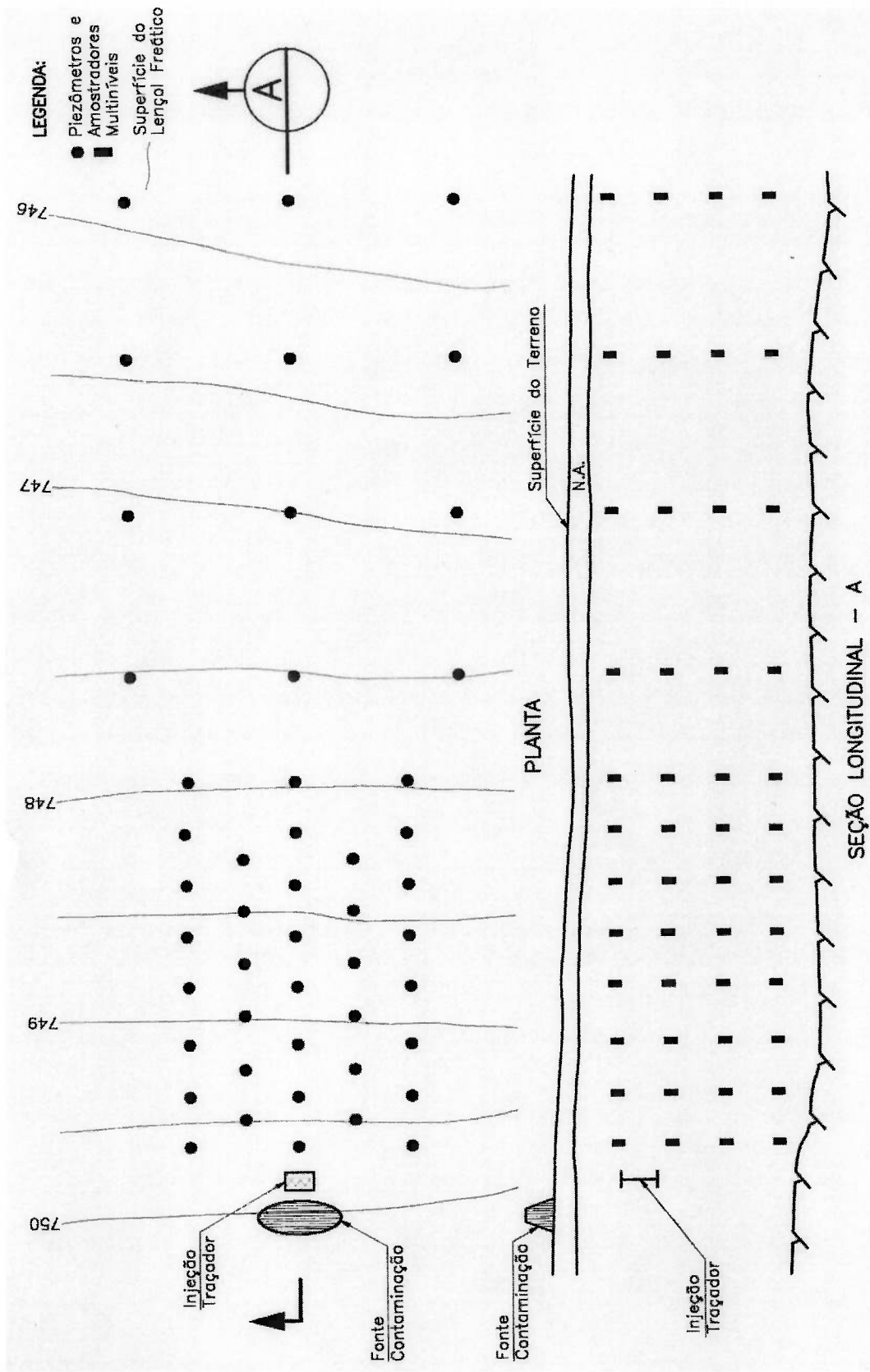


Figura 5.4 – Configuração esquemática para ensaios com traçador e monitoramento da pluma.

geológico-geotécnicas, estruturas geológicas e as grandes heterogeneidades são de uso rotineiro nos trabalhos desenvolvidos na área de Geologia de Engenharia nacional, não sendo objeto do presente trabalho, mas fundamentais na individualização das unidades que deverão ter os seus parâmetros determinados. Exemplificando classificações e critérios para definição das unidades geológico-geotécnicas, é citada a classificação de solos de regiões tropicais apresentada por VAZ (1996).

Vários outros aspectos estão envolvidos com a determinação dos parâmetros controladores mas não são objeto do presente trabalho, amplamente abordados em referências específicas. Assim, são de interesse a caracterização hidrogeológica geral da área, instalação de poços de monitoramento, a caracterização hidrogeoquímica, amostragem e análises da água subterrânea e procedimentos envolvidos. Como referências são citados U.S. EPA (1992), UNIVERSITY OF WATERLOO - WATERLOO CENTRE FOR GROUNDWATER RESEARCH (1994), U.S. EPA (1994a), U.S. EPA (1994b), U.S. EPA (1994c).

Deverá ser considerada a aplicação de métodos geofísicos de superfície para a caracterização da geologia do local e para mapeamento da pluma de contaminação, no caso de áreas já contaminadas, em vários eventos, tal como proposto para o caso de ensaio com traçador. Deverá ser avaliada também a possibilidade de execução de diagrfias em algumas das sondagens/poços de monitoramento, considerando as limitações impostas pela existência de revestimento nas sondagens. A aplicabilidade de diferentes métodos geofísicos para os diferentes tipos de contaminantes é apresentada por UNIVERSITY OF WATERLOO - WATERLOO CENTRE FOR GROUNDWATER RESEARCH (1994). A associação entre técnicas de perfilagem geofísica e medidas de concentração em amostras coletadas em poços de monitoramento multinível é também uma proposta a ser explorada e desenvolvida. O objetivo é efetuar as perfilagens em um maior número de poços de monitoramento e a coleta de amostras para análises em apenas poucos pontos de amostragem para correlação com os dados geofísicos, o que permitiria eliminar grande quantidade de amostras para análises.

A aplicação dos métodos geofísicos é proposta também para o mapeamento da pluma gerada a partir do ensaio com traçador ao longo do tempo, em vários eventos, tal como

estabelecido para a coleta de amostras visando a determinação das concentrações do traçador. A área de interesse é a mesma de amostragem nos amostradores multiníveis indicados na Figura 5.4. Esses mapeamentos poderiam ser empregados para a definição dos parâmetros controladores da mesma forma que as concentrações do traçador, a partir do emprego da técnica de momentos espaciais. Apesar da falta de exemplos e de aplicação, a proposição para desenvolvimento da metodologia está sendo apresentada, pois os métodos geofísicos são mais facilmente empregados, exigem menor tempo e menor custo do que todos os procedimentos envolvidos no ensaio convencional com traçadores, coleta e análises e amostras. Assim, a aplicabilidade dos métodos geofísicos para o mapeamento de plumas de contaminação demonstrada por vários autores, como GREENHOUSE et al. (1987), AQUINO (2000) e DEHAINI (2001), seria ampliada.

Os ensaios com traçadores esquematizados na Figura 5.4 deverão ser efetuados, no mínimo, com a utilização de traçadores conservativos, para a determinação dos parâmetros que são influenciados pelo efeito de escala e que apresentam variações tanto na magnitude como na direção de transporte ou seja, condutividade hidráulica, velocidade e dispersividade. O conhecimento desses parâmetros é considerado essencial para minimizar as incertezas associadas com o transporte de contaminantes. Outras alternativas, considerando ensaios de menor escala, são apresentadas em itens específicos, para a determinação dos parâmetros que caracterizam o comportamento de contaminantes reativos, pois esses parâmetros influem apenas na magnitude da velocidade e apresentam papel secundário para minimizar as incertezas de transporte. Poderão também ser determinados a partir da configuração de ensaios esquematizados na Figura 5.4, desde que respeitadas restrições ambientais e adotados cuidados na aplicação de traçadores reativos. Aspectos da aplicação de traçadores, como os tipos, fatores hidrogeológicos e características dos traçadores a serem considerados quando da seleção para a investigação de diferentes meios, são abordados pela U.S. EPA (1992) U.S. EPA (1994a).

Em áreas contaminadas, os contaminantes presentes apresentam comportamento de traçadores, mas uma dificuldade na determinação de parâmetros com o uso dessas contaminações é o desconhecimento das concentrações liberadas para o meio ao longo do tempo, a partir da fonte. Nesses locais, os ensaios com traçadores deverão considerar

as características da contaminação e o mapeamento completo das plumas de contaminação existentes, de forma que a pluma do ensaio não seja confundida com a pluma de contaminação.

Estão sendo considerados preferencialmente ensaios sob condições de gradiente natural com vários eventos de amostragem e de mapeamento das plumas geradas por longos períodos de tempo. Nos casos de urgência na definição de parâmetros poderão ser programados ensaios em escalas menores e com gradientes forçados com a utilização de ensaios em poço único e em poços duplos. Os ensaios sob condições de gradiente natural requerem muito mais tempo, maior número de poços de monitoramento, de pontos de amostragem multinível e de amostras a serem analisadas do que em ensaios sob condições de fluxo radial. Entretanto, são priorizados por permitirem a determinação da maioria dos parâmetros de fluxo e de transporte dos contaminantes, bem como o monitoramento contínuo e de longo prazo, desde a instalação de um programa de monitoramento ambiental e até a desativação do empreendimento, sendo possível a investigação da influência dos efeitos de escala espacial e temporal.

Os ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural, além de fornecerem as distribuições das concentrações, fornecem medidas independentes e diretas de velocidades da água subterrânea, sem a necessidade de conhecimento da condutividade hidráulica, o que é de extremo interesse como recurso de calibração, quando os modelos são insensíveis às variações de condutividades hidráulicas, com dois conjuntos distintos de condutividades hidráulicas fornecendo a mesma distribuição de cargas. Fornecem dados para calibração de modelos com medidas de concentração e de velocidade, adicionalmente aos dados de cargas hidráulicas medidas nos piezômetros multiníveis. Quando se efetua alguma calibração de modelos, freqüentemente essa calibração é restrita às medidas de cargas hidráulicas.

Cada sondagem/instrumento deve atender aos múltiplos objetivos do programa. Assim, uma sondagem e a instalação de um piezômetro multinível deverão ser empregados para ensaios pontuais de condutividade hidráulica, para o monitoramento das cargas hidráulicas nos ensaios tridimensionais e para as finalidades de amostragem nos ensaios com traçadores. As características das investigações devem ser ajustadas aos objetivos

específicos de uma programação para locais de novas instalações ou de uma programação para áreas já contaminadas, caracterizando investigações de remediação. De maneira geral, é concebida investigação multinível para caracterizar os padrões de migração dos contaminantes ao nível de cada uma das unidades de diferentes velocidades, evitando médias de grandes volumes e conseqüentemente diminuindo as incertezas associadas às médias. São consideradas também investigações para avaliar os efeitos de escala, previstos de maior importância para os maciços rochosos fraturados em relação aos meios porosos não consolidados. Portanto, nos casos de maciços rochosos, a investigação desses efeitos de escala deverá ser enfatizada.

A densidade das investigações e do monitoramento é esquemática e deverá ser ajustada aos objetivos específicos a serem alcançados e à complexidade geológica e hidrogeológica de cada local, desde que preservados os princípios básicos nos vários aspectos de abordagem, como aquele da investigação multinível. A malha de investigações na horizontal e na vertical apresenta-se com menor densidade para os piezômetros multiníveis e com maior densidade para os ensaios com traçadores. Nas Figuras 5.2 e 5.4, nas proximidades da fonte de contaminação, o espaçamento das investigações foi reduzido à metade quando considerados os ensaios com traçadores em relação aos piezômetros multiníveis.

Os trabalhos deverão ser desenvolvidos na seguinte seqüência:

- aplicação de métodos geofísicos,
- piezômetros multiníveis,
- ensaios hidráulicos tridimensionais e análises geostatísticas,
- ensaios com traçadores.

Especialmente no caso de áreas já contaminadas, o mapeamento da pluma por métodos geofísicos é de fundamental importância para indicar a direção do fluxo e para programar a instalação dos piezômetros e dos amostradores multiníveis conforme essa direção. Os ensaios tridimensionais e os estudos geostatísticos devem ser efetuados anteriormente aos ensaios com traçadores, pois seus resultados juntamente com os dados de geofísica devem caracterizar a anisotropia do meio, indicando assim a direção de fluxo e da pluma do traçador, o que não é possível a partir unicamente da distribuição das cargas

hidráulicas no caso de anisotropia. Métodos para determinar a direção de fluxo com base no conhecimento do grau de anisotropia e em elipses do tensor de condutividade hidráulica são apresentados pela U.S. EPA (1994a).

A caracterização prévia da anisotropia permite uma antecipação da direção de fluxo com maior segurança do que quando estão disponíveis apenas medidas de cargas hidráulicas e de gradientes hidráulicos. Maior segurança ainda é obtida com a associação do conhecimento geológico e da distribuição das heterogeneidades, execução de ensaios hidráulicos tridimensionais de pequena escala distribuídos em vários locais de cada uma das unidades presentes na área e execução de ensaios hidráulicos tridimensionais em diversas escalas.

As variáveis e os parâmetros controladores de fluxo e de transporte de soluto nos meios geológicos que estão sendo considerados são aqueles referentes à advecção, condutividade hidráulica e velocidade, os parâmetros de dispersão hidrodinâmica, dispersividade e coeficiente de difusão, o coeficiente de distribuição para solutos que sofrem sorção e as taxas de reações de solutos que sofrem transformação. Nas Tabelas 5.1 a 5.5, são sintetizados os principais métodos para a determinação desses parâmetros, bem como as técnicas de campo e a metodologia de interpretação dos resultados. Os parâmetros são aqueles de maior importância no controle e migração dos contaminantes e também de interesse para aplicação dos modelos numéricos mais comumente empregados para o estudo da migração de contaminantes.

Tabela 5.1 – Métodos para determinar condutividade hidráulica.

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
Análises geoestatísticas – Mapas de condutividade hidráulica	<ul style="list-style-type: none"> Ensaio hidráulicos pontuais: “slug tests” multiníveis, ensaios de perda d’água, ensaios com medidores de vazão ou Ensaio tridimensionais de pequena escala: hidráulicos, com traçadores 	<ul style="list-style-type: none"> Cálculo da condutividade hidráulica (K) Semivariograma e parâmetros estatísticos: média, variância e escalas de correlação Associação semivariograma e ensaios hidráulicos tridimensionais Métodos de interpolação 	<p>GELHAR; AXNESS (1983)</p> <p>NEUMAN (1987)</p> <p>BOMAN et al. (1995)</p> <p>EGGLESTON et al. (1996)</p>
	<ul style="list-style-type: none"> Ensaio pontuais: “slug tests” multiníveis, ensaios perda d’água, ensaios com medidores de vazão ou Ensaio tridimensionais de pequena escala: hidráulicos, com traçadores 	<ul style="list-style-type: none"> Cálculo da condutividade hidráulica (K) Semivariograma e parâmetros estatísticos: média, variância e escalas de correlação Associação semivariograma e ensaios hidráulicos tridimensionais Cálculo do tensor de condutividade hidráulica geoestatístico 	<p>GELHAR; AXNESS (1983)</p> <p>SUDICKY (1986)</p> <p>NEUMAN (1987)</p> <p>HESS et al. (1992)</p>
Ensaio hidráulicos bidimensionais e tridimensionais	<ul style="list-style-type: none"> Vários ensaios de bombeamento a vazão constante em trechos de pequeno comprimento Monitoramento simultâneo das variações das cargas hidráulicas ao longo do tempo e até estabilização em vários trechos de pequeno comprimento 	<ul style="list-style-type: none"> Determinação dos parâmetros de condutividade hidráulica direcional: Comparação das variações de cargas hidráulicas versus tempo com curvas padrão Determinação dos valores e direções principais das condutividades hidráulicas 	<p>HSIEH et al. (1985)</p> <p>HSIEH; NEUMAN (1985)</p> <p>TRESSOLDI et al. (1990ab)</p> <p>TAIOLI; VILMONDES (1990)</p> <p>TRESSOLDI (1991)</p> <p>TRESSOLDI (1993)</p>

Continuação....

Tabela 5.1 – Métodos para determinar condutividade hidráulica.

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
Ensaio com traçadores – gradientes forçados	<ul style="list-style-type: none"> Ensaio em poço único ou duplo: Injeção de traçador conservativo Amostragem para determinar a concentração do traçador ao longo do tempo em poços multiníveis nas adjacências 	<ul style="list-style-type: none"> Tempos de chegada do traçador obtidos a partir de curvas de chegada Determinação das condutividades hidráulicas relativas $K/K_{max} = t_{min}/t_{0,5}$ ou Determinação das condutividades hidráulicas absolutas 	PICKENS; GRISAK (1981a) MOLZ et al. (1985) MELVILLE et al. (1991)
	Ensaio com traçadores – gradientes naturais	<ul style="list-style-type: none"> Injeção de traçador conservativo na forma de pulso Vários eventos de amostragem para determinar a concentração do traçador em poços de monitoramento multiníveis instalados a jusante e/ou Perfilagem geofísica 	<ul style="list-style-type: none"> Curvas de concentração versus profundidade e tempo Determinação das velocidades a partir dos tempos de chegada dos picos de concentração Determinação das condutividades hidráulicas com a lei de Darcy e relações com velocidades, cargas hidráulicas e porosidade efetiva Elaboração de mapas de condutividades hidráulicas

Continuação....

Tabela 5.1 – Métodos para determinar condutividade hidráulica.

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
	<ul style="list-style-type: none">• Coleta de amostras de água para determinar concentrações do traçador natural de idade• Medidas de cargas hidráulicas	<ul style="list-style-type: none">• Determinação de concentração nas amostras• Obtenção de concentração inicial do traçador e efetuar correções necessárias• Obtenção da idade da água• Elaboração de mapas com equipotencias, linhas de fluxo e linhas isócronas e aplicar a lei de Darcy ou• Comparação das concentrações nas amostras com aquelas das soluções das equações de advecção/dispersão/difusão	PHILLIPS et al. (1989) REMENDA et al. (1996)
Traçadores ambientais			

Tabela 5.2 – Métodos para determinar velocidade.

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
Emprego da lei de Darcy	<ul style="list-style-type: none"> Medidas de condutividades hidráulicas, cargas hidráulicas e porosidade efetiva 	$V = Ki/n_{ef}$ V – velocidade da água subterrânea (m/s) K – condutividade hidráulica (m/s) i – gradiente hidráulico (adimensional) n_{ef} – porosidade efetiva (adimensional)	FREEZY; CHERRY (1979)
Ensaio de diluição pontual	<ul style="list-style-type: none"> Introdução de traçador conservativo em sondagem/poço ou em trechos isolados Registro das concentrações com o tempo no poço/trecho isolado 	<ul style="list-style-type: none"> Determinação da velocidade de Darcy Determinação da velocidade da água subterrânea: porosidade efetiva e dados geométricos e de condutividade hidráulica do filtro do poço 	FREEZE; (1979) AOKI (1983) RONEN et al. (1991)
Ensaio de percolação natural e bombeamento	<ul style="list-style-type: none"> Injeção de um traçador conservativo em uma sondagem/poço Percolação do traçador sob condições de gradiente natural durante tempo suficientemente longo Bombeamento a vazão constante para recuperação do traçador Monitoramento das concentrações do traçador no poço durante bombeamento 	$V = (Q/n_{ef}b)^{1/2}d$ V – velocidade da água subterrânea (m/s) Q - vazão de bombeamento para recuperar traçador (m^3/s) t – tempo entre início do bombeamento e recuperação do centro de massa do traçador (s) d – tempo entre injeção e recuperação do centro de massa traçador (s) b – espessura do aquífero (m) n_{ef} - porosidade efetiva (adimensional)	LEAP; KAPLAN (1988) HALL et al. (1991)

Continuação...

Tabela 5.2 – Métodos para determinar velocidade.

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
Ensaio com traçadores - gradientes naturais	<ul style="list-style-type: none"> Injeção traçador conservativo na forma de pulso Vários eventos de amostragem para determinar a concentração do traçador em poços de monitoramento multivariáveis instalados a jusante e/ou Perfilagem geofísica 	<ul style="list-style-type: none"> Curvas de concentração versus profundidade e tempo Determinação das velocidades a partir dos tempos de chegada dos picos de concentração Determinação dos momentos espaciais de primeira ordem por integração das concentrações da pluma: componentes do centro de massa, relação entre deslocamentos e tempo (velocidade) e direções de deslocamento 	FREYBERG (1986) KILLEY; MOLTYANER (1988) GARABEDIAN et al. (1991) RAJARAM; GELHAR (1991) ADAMS; GELHAR (1992)
		<ul style="list-style-type: none"> Coleta de amostras de água para determinar concentrações do traçador natural de idade 	SOLOMON et al. (1992) REILLY et al. (1994) COOK et al. (1996)
Traçadores ambientais		<ul style="list-style-type: none"> Obtenção de concentração inicial do traçador e efetuar correções necessárias Determinação da idade da água, tempo de trânsito e velocidade 	

Tabela 5.3 – Métodos para determinar dispersividade.

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
Análises geoestatísticas	<ul style="list-style-type: none"> • Ensaios hidráulicos pontuais: "slug tests" multiniveis, ensaios de perda d'água, ensaios com medidores de vazão ou • Ensaios tridimensionais de pequena escala: hidráulicos, com traçadores • Ensaios hidráulicos tridimensionais de pequena escala associados a ensaios pontuais 	<ul style="list-style-type: none"> • Cálculo de da condutividade hidráulica (K) • Semivariograma e parâmetros estatísticos: média, variância e escalas de correlação • Cálculo do tensor de condutividade hidráulica geoestatístico • Determinação das dispersividades 	<p>GELHAR; AXNESS (1983)</p> <p>SUDICKY (1986)</p> <p>HESS et al. (1992)</p> <p>REHFELDT et al. (1992)</p> <p>JENSEN et al. (1993)</p>
	<ul style="list-style-type: none"> • Ensaios de poço único ou duplo: Injeção de traçador conservativo • Amostragem para determinar concentração do traçador ao longo do tempo em poços multiniveis nas adjacências e no poço de rebaixamento 	<ul style="list-style-type: none"> • Elaboração de curvas de chegada de concentração versus tempo ou volume de água que circula no sistema • Comparação das curvas de chegada com solução da equação de advecção/dispersão para determinar dispersividade 	<p>PICKENS; GRISAK (1981a)</p> <p>PICKENS et al. (1981)</p> <p>HUYAKORN et al. (1986b)</p> <p>MOLZ et al. (1986)</p> <p>THORBJARNARSON; MACKAY (1994a)</p>
Ensaios com traçadores - gradientes naturais	<ul style="list-style-type: none"> • Injeção de traçador conservativo na forma de pulso • Vários eventos de amostragem para determinar a concentração do traçador em poços de monitoramento multiniveis instalados a jusante 	<ul style="list-style-type: none"> • Curvas de concentração versus profundidade e tempo • Comparação das curvas de chegada com solução da equação de advecção/dispersão para determinar dispersividade • Determinação dos momentos espaciais de segunda ordem por integração das concentrações da pluma: componentes de covariância, relação entre dispersão e covariância, dispersividade 	<p>FREYBERG (1986)</p> <p>SUDICKY (1986)</p> <p>MOLTYANER; KILLEY (1988a), MOLTYANER; KILLEY (1988b)</p> <p>RAJARAM; GELHAR (1991)</p> <p>GARABEDIAN et al. (1991)</p> <p>ADAMS; GELHAR (1992)</p>

Continuação...

Tabela 5.3 – Métodos para determinar dispersividade.

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
Ensaio com traçadores - gradientes naturais e mapeamento da pluma com medidas de concentração ou por métodos geofísicos	<ul style="list-style-type: none"> Injeção do traçador conservativo na forma de pulso Mapeamento da pluma 	<ul style="list-style-type: none"> Determinação de parâmetros da forma da pluma a diversas posições em relação ao centro: eixos maior e menor, área e logaritmo natural de concentração (lnC) e inclinação da reta em gráfico de área versus lnC Comparação dos parâmetros de forma da pluma com solução da equação de advecção/dispersão 	JIAO (1993)
Simulações numéricas		<ul style="list-style-type: none"> Comparação de dados de concentração da pluma e de pontos de monitoramento obtidos no campo com resultados de várias simulações Obtenção dos valores que fornecem o melhor ajuste 	SYKES et al. (1982) GUIGUER JR. (1987) JENSEN et al. (1993)
Traçadores ambientais	<ul style="list-style-type: none"> Coleta de amostras de água para determinar concentrações do traçador natural de idade. 	<ul style="list-style-type: none"> Determinação de concentração nas amostras Obtenção de concentração inicial do traçador e efetuar correções necessárias Comparação de dados de concentração obtidos no campo com aqueles de simulações numéricas Definição dos valores que fornecem melhor ajuste 	ENGESGAARD et al. (1996)

Tabela 5.4 – Métodos para determinar coeficiente de distribuição (K_d).

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO/LABORATÓRIO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
Amostras contaminadas	<ul style="list-style-type: none"> • Coleta de amostra • Extração da água intersticial por centrifugação e medida de concentração nas duas fases sólida e líquida 	<ul style="list-style-type: none"> • $K_d = \frac{\text{concentração da fase sólida}}{\text{concentração da fase líquida}}$ (mL/g) 	PICKENS et al. (1981)
Bateria de ensaios de laboratório	<ul style="list-style-type: none"> • Soluções de mesmo volume e com concentrações variáveis em contato com amostras de solo de mesma massa até o equilíbrio ou massa de solo variável e volume e concentrações das soluções constantes • Separação da solução da porção sólida e determinação de concentração nas duas fases • Caracterização físico - química dos solos • Caracterização físico-química e de concentração das soluções 	<ul style="list-style-type: none"> • Construção das isotermas • Determinação de parâmetros das isotermas 	PATTERSON; SPOEL (1981) U.S.EPA (1991) SALLES (1999)
Equação de retardamento	<ul style="list-style-type: none"> • Ensaios de coluna "in situ" e ensaios sob condições de gradientes naturais de solutos não reativos e reativos • Determinação da densidade seca e porosidade 	<ul style="list-style-type: none"> • Determinação do coeficiente de retardamento: relação entre velocidades e/ou tempos de chegada • Aplicação da equação de retardamento para determinação do coeficiente de distribuição (K_d) 	PICKENS et al. (1981) ROBERTS et al. (1986) GILLHAM et al. (1990a) MACKAY et al. (1994) THORBJARNARSON; MACKAY (1994b) KENT et al. (1994) KENT et al. (1995)

Tabela 5.5 – Métodos para determinar taxas de reações de transformação.

MÉTODO	TÉCNICAS DE CAMPO	INTERPRETAÇÃO RESULTADOS	PRINCIPAIS REFERÊNCIAS
Microcosmo	<ul style="list-style-type: none"> • Isolamento de uma porção do aquífero ou do meio por uma câmara de teste • Bombeamento de água do aquífero, adição de traçador conservativo e dos contaminantes de interesse, injeção da solução e coleta de amostras com determinada frequência • Análises das amostras para os produtos injetados e previstos 	<ul style="list-style-type: none"> • Curvas de concentração dos produtos injetados e previstos versus tempo • Determinação das taxas de reações 	GILLHAM et al. (1990b)
Ensaio em poço único	<ul style="list-style-type: none"> • Injeção sob a forma de pulso do traçador conservativo e dos reagentes ou contaminantes • Permitir um período de tempo entre injeção e extração por bombeamento • Extração da solução por bombeamento com medidas de concentração ao longo do tempo • Análises das amostras para os produtos injetados e previstos 	<ul style="list-style-type: none"> • Curvas de concentração dos produtos injetados e previstos versus tempo • Determinação das taxas de reações 	ISTOK et al. (1997) SNODGRASS; KITANIDIS (1998)
Ensaio com traçadores - gradientes naturais	<ul style="list-style-type: none"> • Injeção de traçador conservativo e reagentes sob a forma de um pulso • Vários eventos de amostragem para determinar a concentração do traçador e dos contaminantes (reagentes) em poços de monitoramento multiniveis 	<ul style="list-style-type: none"> • Curvas de concentração versus tempo para traçador conservativo e reagentes • Tempos de chegada, retardamento, áreas sob as curvas de chegada e comparação de valores entre reagentes e traçador • Determinação dos momentos espaciais de ordem zero, massas dissolvidas, fatores de retardamento e balanço de massa total para traçador e reagentes 	MACKAY et al. (1986) ROBERTS et al. (1986) KENT et al. (1994)

5.2 Carga Hidráulica

O sucesso das campanhas de investigação para obter parâmetros controladores de fluxo e de transporte de massa depende primeiramente do entendimento da direção de fluxo e dos gradientes hidráulicos. Para tanto, deve ser implementado um programa de monitoramento dos níveis d'água com um número suficiente de piezômetros/poços de monitoramento (a serem utilizados também para amostragens nos ensaios hidráulicos tridimensionais e com traçadores) e com frequência suficiente para detectar flutuações sazonais e temporais das cargas hidráulicas e das direções de fluxo, de caráter natural ou induzidas artificialmente. A importância das flutuações das cargas hidráulicas é também enfatizada pela U.S. EPA (1994c). A Figura 5.1 apresenta uma proposta para a instalação de piezômetros multiníveis em planta e em seção vertical, de forma esquemática.

Devem ser obtidas as componentes de fluxo na horizontal e na vertical, a distribuição das cargas hidráulicas em planta e também em seções verticais, através de monitoramento em cada uma das unidades e subunidades hidrogeológicas com características de condutividades hidráulicas distintas. As cargas hidráulicas e as direções de fluxo devem ser obtidas em vários trechos isolados de pequeno comprimento, em poços de monitoramento multinível ou em piezômetros/poços múltiplos instalados a pequenas distâncias um do outro e em diferentes profundidades, com distribuição na área de interesse e até fora dos limites de influência dos ensaios, incluindo a região a montante da fonte de contaminação. Os eventos de leituras devem ocorrer antes dos ensaios hidráulicos e com traçadores e continuar com frequência pré-estabelecida e ajustada durante o andamento das investigações. A frequência é maior no início das leituras, podendo ser diminuída à medida que são caracterizados os comportamentos e os fatores que influenciam as flutuações dos níveis d'água.

O monitoramento da distribuição das cargas hidráulicas com pontos multiníveis é essencial, pois as áreas em estudo são principalmente de aquíferos livres, onde as curvas equipotenciais podem se afastar da vertical, e os gradientes podem ser até quase verticais, na porção superior do aquífero e nas proximidades das áreas de recargas e descargas. Devem ser construídos mapas com as superfícies potenciométricas ou do lençol freático com base na distribuição das cargas hidráulicas, para determinar as componentes de gradiente hidráulico horizontal e para uma

primeira idéia das direções de fluxo. Da mesma forma, devem ser elaboradas seções alinhadas aproximadamente paralelas à direção horizontal de fluxo, mostrando a distribuição das cargas hidráulicas na vertical.

As cargas hidráulicas devem ser obtidas com os seguintes objetivos:

- efetuar uma primeira avaliação das direções de fluxo da água subterrânea para permitir o sucesso da programação, execução e interpretação dos ensaios. Deve-se considerar também a influência da anisotropia na direção de fluxo;
- efetuar as transformações de velocidades em condutividades hidráulicas nos ensaios com traçadores a partir da aplicação da lei de Darcy;
- servir para comparações com os resultados de cargas hidráulicas obtidas em análises numéricas de fluxo, constituindo assim um elemento de calibração dos modelos;
- balizar a programação dos ensaios e da complementação do monitoramento.

5.3 Condutividade Hidráulica

A condutividade hidráulica (K) é um parâmetro fundamental controlador do transporte advectivo e dispersivo da água subterrânea, apresenta variabilidade de muitas ordens de magnitude em um mesmo local, devendo necessariamente ser obtida através de ensaios “in situ”, hidráulicos ou com o emprego de traçadores. Já que os processos que controlam o transporte de massa são tridimensionais, esses ensaios são efetuados preferencialmente em trechos isolados de pequenas dimensões, em ensaios pontuais envolvendo o monitoramento em um único poço/sondagem ou em ensaios de maior escala, envolvendo o monitoramento em um vários poços/sondagens e permitindo o ensaio de um maior volume do meio.

Em aquíferos heterogêneos, o conhecimento das variações das condutividades hidráulicas ao longo da vertical é essencial para o entendimento da migração dos contaminantes. Essas variações têm sido consideradas por muitos autores através de ensaios em poço único com medidores de vazão, ensaios do tipo “slug test”, “slug tests” multiníveis e com traçadores (PICKENS; GRISAK, 1981a, HUYACORN et al., 1986b, MOLZ et al., 1986, MOLZ et al., 1989, MELVILLE et al., 1991). Os ensaios de perda d'água, de uso corrente nos trabalhos nacionais da área de Geologia de Engenharia, são ensaios desse tipo.

Para avaliar o fluxo da água subterrânea e a migração dos contaminantes em meios anisotrópicos, é de fundamental importância a determinação dos valores de condutividades hidráulicas em função da direção de medida. Nos depósitos sedimentares, a anisotropia é o resultado da estratificação de pequena escala, com valores máximos paralelos ao acamamento e portanto, as maiores preocupações são com a determinação das condutividades hidráulicas horizontais (K_H) máximas e verticais (K_V) mínimas e suas relações de anisotropia. Em maciços rochosos fraturados, as componentes principais de condutividades hidráulicas apresentam direções quaisquer que podem ser determinadas pela definição do tensor de condutividade hidráulica com orientação genérica relacionada com as estruturas geológicas.

A importância de incorporar informações acerca da heterogeneidade do aquífero e da estrutura espacial dos depósitos geológicos nos estudos de fluxo e transporte de

contaminantes tem sido objeto de abordagens por muitos autores. Mesmo em depósitos de geologia relativamente uniforme, atenção especial é dispensada à variabilidade da condutividade hidráulica, sendo as incertezas dos resultados de simulações numéricas atribuídas à variabilidade espacial da condutividade hidráulica.

Uma descrição acurada da localização e geometria das unidades de condutividades hidráulicas contrastantes é importante para definir os limites dos campos de fluxo e dos caminhos preferenciais de percolação e de movimento dos solutos. Esses limites são na prática inferidos a partir de sondagens e com julgamento geológico, mas a determinação de todas as feições de pequena escala torna-se inviável. A aproximação correntemente utilizada é assumir que a estratificação é consistente dentro das grandes unidades, definir as condutividades hidráulicas em volumes representativos dessas unidades e generalizar a informação para a unidade com o emprego de técnicas geoestatísticas. As condutividades hidráulicas são definidas pela média e variância, e as dimensões das estruturas dessas unidades são grosseiramente definidas pelas escalas de correlação. Essa aproximação é também utilizada na execução de ensaios hidráulicos envolvendo maiores volumes que aqueles referentes a uma única sondagem.

Como sintetizado na Tabela 5.1, para determinar as condutividades hidráulicas, estão sendo consideradas as análises geoestatísticas, os ensaios hidráulicos bi e tridimensionais e os ensaios com traçadores. As análises geoestatísticas permitem a geração de mapas de condutividades hidráulicas com o emprego de métodos de interpolação e também a determinação das condutividades hidráulicas direcionais ou de um tensor de condutividade hidráulica. Os ensaios hidráulicos bi e tridimensionais permitem a determinação de condutividades hidráulicas direcionais. Os ensaios com traçadores são efetuados sob condições de gradientes forçados e sob condições de gradiente natural e com utilização e traçadores ambientais.

5.3.1 Análises Geoestatísticas

Os ensaios hidráulicos pontuais efetuados com medidores de vazão, aqueles do tipo “slug tests” multiníveis e aqueles com traçadores fornecem as condutividades hidráulicas distribuídas em área $K(X,Y)$ e em perfis verticais $K(Z)$ quando efetuados em sondagens ou piezômetros com distribuição similar àquela das Figuras 5.1 a 5.4, bem como a caracterização do meio geológico com a determinação de três

parâmetros estatísticos: média, variância (medida da dispersão dos dados ao redor de um valor médio) e os comprimentos das escalas de correlação (medidas da persistência das zonas de propriedades similares, usualmente anisotrópicas devido à natureza também anisotrópica dos meios geológicos). Como a condutividade hidráulica apresenta variações de diversas ordens de magnitude, os valores obtidos devem ser transformados no logaritmo da condutividade hidráulica ($\ln K$).

A variabilidade da condutividade hidráulica exibe uma estrutura de correlação espacial, caracterizada pela geoestatística. A ferramenta básica da análise geoestatística é o semivariograma ou variograma experimental (JOURNEL; HUIJBREGTS, 1978), calculado como as diferenças quadráticas médias entre valores obtidos com determinados espaçamentos:

$$\gamma(h) = 1/2n(h) \sum [z(x_i + h) - z(x_i)]^2, \text{ onde:}$$

$\gamma(h)$ – variograma estatístico,

$z(x_i)$ – variável regionalizável, no caso, o logaritmo natural da condutividade hidráulica ($\ln K$), avaliado no ponto x_i ,

h – distância de separação entre os pontos de ensaio (m),

$n(h)$ – número de pares de dados separados pela distância h .

Quando a estrutura da variável regionalizável é anisotrópica, como é previsto para o caso do logaritmo natural da condutividade hidráulica ($\ln K$), os variogramas devem ser construídos ao longo de várias direções, de forma que a estrutura de correlação possa ser fornecida segundo as componentes principais de anisotropia. Assim, normalmente consideram-se os variogramas dependentes da direção e da distância de separação (h) e independentes da localização (x_i).

São selecionados modelos matemáticos para representar a tendência geral dos variogramas experimentais descontínuos, os denominados modelos esféricos ou modelos exponenciais negativos. Esses modelos são ajustados aos dados experimentais minimizando a soma dos quadrados das diferenças entre o variograma experimental e o variograma do modelo. Modelos exponenciais negativos, comumente empregados, sem ou com efeito pepita (“nugget”) são expressos por:

$$\gamma(h) = \sigma_s^2 [1 - \exp(-h/\lambda)]$$

$$\gamma(h) = \gamma_0 + \sigma_s^2 [1 - \exp(-h/\lambda)], \text{ onde:}$$

γ_0 – efeito pepita ou “nugget”,

$\gamma(h)$ – variograma estatístico,

σ_s^2 – variância ou “sill” do variograma, ao qual o modelo se aproxima assintoticamente para grandes valores de h ,

$$\sigma_s^2 = \sigma_s^2 - \gamma_0,$$

λ - escala de correlação ou comprimento característico que descreve a persistência espacial média da variável regionalizável na direção do variograma (m). É apenas 1/3 do “range” ou da distância limite a partir da qual é prevista pequena ou nenhuma correlação para a variável.

a) Mapas de condutividade hidráulica

Os ensaios hidráulicos pontuais ou com traçadores de pequena escala permitem obter a distribuição das condutividades hidráulicas, essencial para produzir mapas de condutividades hidráulicas tridimensionais para fins de utilização em modelos numéricos de análises de fluxo e de transporte de massa. Esses mapas de condutividade hidráulica do meio geológico são gerados a partir das propriedades geoestatísticas, média, variância e escalas de correlação, normalmente em seções longitudinais e transversais, com o emprego de métodos como “krigagem” e simulação estocástica. A partir de um conjunto de medidas de condutividades hidráulicas em alguns locais, esses métodos de interpolação efetuam estimativas em locais não amostrados.

Exemplos de mapas de condutividade hidráulica foram apresentados por SUDICKY (1986) para o local do ensaio de Borden, Ontário, Canadá, construídos através de interpolação linear dos dados. Mapas de condutividades hidráulicas gerados a partir de técnicas geoestatísticas foram apresentados por BOMAN et al. (1995) para um local próximo a Mobile, Alabama, Estados Unidos e por EGGLESTON et al. (1996) para as areias e cascalhos glaciais do local de ensaios de Cape Cod, Massachusetts, Estados Unidos.

A aplicação do método requer:

- Emprego dentro de unidades geológicas características e homogêneas.
- A distribuição de sondagens na área de interesse como esquematizado na Figura 5.1, preferencialmente e no mínimo, com alinhamentos aproximadamente paralelo e perpendicular às direções de fluxo, conforme avaliações efetuadas por

outros métodos, como pela distribuição das cargas hidráulicas e através de métodos geofísicos. Ao longo dessas sondagens, devem ser efetuados ensaios em trechos isolados para a determinação das condutividades hidráulicas, como ensaios do tipo “slug test”, com medidores de vazão, de perda d’água ou ainda com traçadores.

- O espaçamento das sondagens e o comprimento e espaçamento dos trechos de ensaio idealmente devem ser menores do que as extensões em área e espessura das diversas lentes e camadas presentes no local e menores do que as escalas de correlação. Alta densidade e continuidade da amostragem são aspectos bastante desejáveis, viáveis no caso da construção de variogramas verticais, mas que apresentam algumas dificuldades no caso dos variogramas horizontais, limitados pelo espaçamento das sondagens. Nesse caso, a amostragem não é contínua e as possíveis distâncias de separação entre pontos de ensaio são de pequeno número.
- A elaboração de semivariogramas com os logaritmos naturais das condutividades hidráulicas ($\ln K$) e a determinação dos parâmetros geoestatísticos, média, variância e comprimento das escalas de correlação. Os variogramas devem ser determinados em várias direções para se obter a anisotropia estatística, com magnitudes e orientações das escalas de correlação. São elaborados, no mínimo, variogramas verticais e horizontais para as seções de investigação. Deve ser pesquisada a existência de anisotropia na horizontal através da construção de variogramas em várias direções, anteriormente à elaboração de um único variograma. No caso de falta de dados para a construção de variogramas em várias direções, as escalas de correlação ao longo das direções principais de anisotropia podem ser obtidas através da associação entre variograma em uma direção e resultados de ensaios hidráulicos tridimensionais de pequena escala conforme proposta apresentada por NEUMAN (1987).
- A geração dos mapas de condutividade hidráulica do meio, empregando métodos de interpolação geoestatísticos. Esses métodos podem gerar mapas de condutividade hidráulica tridimensionais e utilizam o variograma como base de controle da correlação espacial.

Além de ensaios hidráulicos “in situ”, outros métodos para a obtenção das condutividades hidráulicas e dos parâmetros geoestatísticos têm sido utilizados, como curvas granulométricas, permeâmetros, mapeamento de fácies e os métodos

geofísicos de resistividade e potencial espontâneo. Apesar de problemas com os valores e médias das condutividades hidráulicas, as estimativas dos parâmetros de covariância (escalas de correlação e variância) quase sempre apresentaram-se com a mesma ordem de magnitude (REHFELDT et al.,1992). É um aspecto importante, uma vez que dados obtidos através de vários métodos, inclusive aqueles geofísicos, aplicáveis mais facilmente, com menor demanda de tempo e com menores custos poderão ser elencados para estimativas dos parâmetros de covariância.

b) Tensor de condutividade hidráulica

A partir das propriedades geoestatísticas, média, variância e escalas de correlação dos logaritmos das condutividades hidráulicas, obtidos a partir das análises geoestatísticas com a construção de variogramas, é possível definir o tensor de condutividade hidráulica com a aplicação da metodologia de GELHAR; AXNESS (1983). Esses autores apresentaram formulações para o caso geral do tensor tridimensional de condutividade hidráulica e para os casos especiais de meios estatisticamente isotrópicos, de fluxo paralelo ao acamamento e de fluxo inclinado ao acamamento. A formulação apresentada no caso de fluxo paralelo ao acamamento e no caso de fluxo não paralelo (neste caso utilizando regras de transformação de sistemas de coordenadas) para a determinação das componentes principais do tensor de condutividade hidráulica é mostrada a seguir:

$$K_{11} = K_g \exp [\sigma_f^2 (1/2 - g_{11})],$$

$$K_{22} = K_g \exp [\sigma_f^2 (1/2 - g_{22})],$$

$$K_{33} = K_g \exp [\sigma_f^2 (1/2 - g_{33})], \text{ onde:}$$

K_{11} , K_{22} , K_{33} – componentes principais horizontais e vertical do tensor de condutividade hidráulica (m/s),

K_g – média geométrica da condutividade hidráulica K (m/s),

σ_f^2 – variância do logaritmo natural da condutividade hidráulica,

g_{11} , g_{22} , g_{33} – parâmetros dependentes das escalas de correlação nas direções principais (λ_1 , λ_2 , λ_3). Os autores apresentam essas relações sob a forma de equações e sob a forma gráfica.

A aplicação do método necessita de todos os requisitos indicados no item 5.3.1a para a construção dos mapas de condutividade hidráulica, seguindo-se a determinação do tensor de condutividade hidráulica com a aplicação da metodologia de GELHAR; AXNESS (1983) e a transformação dos valores obtidos para o planos de análise de

fluxo e de transporte de massa, no caso de estudos bidimensionais. Conhecido o tensor de condutividade hidráulica tridimensional, é possível obter a condutividade hidráulica em qualquer plano de interesse às análises de fluxo e de transporte de massa que intercepta o elipsóide correspondente. Intersecções entre elipsóides e planos foram discutidos por FERGUSON (1979) e por GENDZWILL; STAUFFER (1981). Exemplos de determinações dos tensores de condutividades hidráulicas com a aplicação de métodos geoestatísticos são encontrados nos trabalhos de SUDICKY (1986) HESS et al. (1992).

5.3.2 Ensaio Hidráulicos Tridimensionais

Através dos ensaios hidráulicos tridimensionais, determinam-se os tensores de condutividades hidráulicas tridimensionais ou bidimensionais, as relações de anisotropia entre as condutividades hidráulicas para as direções principais e o coeficiente de armazenamento específico (S_s - para ensaios sob condições não constantes de fluxo), quando o meio geológico se apresenta como um maciço homogêneo e anisotrópico. Em caso de não homogeneidade, determinam-se parâmetros relacionados às condutividades hidráulicas direcionais. A determinação de tensores bidimensionais ou tridimensionais depende da configuração do ensaio, se efetuado em um único plano ou em vários planos. A condução dos ensaios com a obtenção de dados em todo o período de bombeamento sob condições não constantes de fluxo permite a obtenção de outro parâmetro de importância para as análises de fluxo, a porosidade efetiva, a partir do armazenamento específico.

É possível a investigação do efeito de escala, dispondo-se as sondagens onde são isolados os trechos para bombeamento e leitura com diversos espaçamentos. É aplicável a maciços rochosos e a meios porosos anisotrópicos e de grande valia para identificar e caracterizar eventuais heterogeneidades presentes. No caso do aluvião da barragem de Porto Primavera, a investigação dos ensaios em vários planos horizontais eliminou a possibilidade de condutividades hidráulicas muito mais elevadas e contrastantes com camadas de areias subjacentes para uma camada de cascalho basal (TRESSOLDI, 1993).

Na Figura 5.2, são apresentadas configurações para ensaios tridimensionais completos, envolvendo vários planos de análise e considerando possibilidades para analisar os efeitos de escala, com proposição de ensaios para diferentes volumes. Na

Figura 5.3, estão ilustradas as diversas direções de ensaio em um plano vertical, considerando duas escalas distintas. A localização indicada para os ensaios é próxima da fonte de contaminação, mas nos casos de heterogeneidades, os ensaios devem ser efetuados também em outros locais mais afastados da fonte, considerando indicações obtidas a partir da caracterização das diferentes unidades e a partir das análises geoestatísticas.

A programação dos ensaios deve considerar o tipo de análise a ser efetuada, se bidimensional ou tridimensional, a escala de interesse, as capacidades dos equipamentos, sendo que ensaios apresentando espaçamentos entre pontos de bombeamentos e leituras maiores que algumas poucas dezenas de metros são inviáveis. O conhecimento prévio das características geológicas e hidrogeológicas são também fundamentais para a escolha da configuração mais adequada ao ensaio. O conhecimento da existência de eventuais barreiras, sejam impermeáveis, sejam de maior condutividade hidráulica ou de carga constante é também de grande interesse. Em maciços rochosos com grandes falhamentos, é de interesse a investigação das condutividades hidráulicas ao longo desses planos e quando suas espessuras são reduzidas, até mesmo limitadas a ordem de poucos centímetros, a análise somente poderá ser bidimensional ao longo do plano de falha e efetuada a partir de ensaios com configuração adequada para interceptar a estrutura.

Os resultados obtidos sob a forma de tensores de condutividades hidráulicas ou de condutividades hidráulicas direcionais são utilizados em modelos para análises de fluxo e de transporte de massa nos meios geológicos investigados. Caso sejam determinados os tensores tridimensionais e a análise de fluxo e transporte de massa seja bidimensional, determinam-se as condutividades hidráulicas no plano de interesse. Para tanto, podem ser empregadas as metodologias apresentadas por FERGUSON (1979) e por GENDZWILL; STAUFFER (1981).

Para a determinação dos tensores de condutividade hidráulica, das condutividades hidráulicas direcionais e das suas relações de anisotropia são necessários:

- Vários ensaios de bombeamento ou de injeção a vazão constante em trechos isolados por obturadores ou em piezômetros instalados em diversos níveis (piezômetros multiníveis) de algumas sondagens e leitura das pressões em trechos isolados ou em piezômetros multiníveis de outras sondagens localizadas nas

adjacências. Os ensaios de bombeamento são efetuados em regime de fluxo não permanente e até atingir a estabilização, com registro contínuo das vazões e das pressões no trecho que está sendo bombeado e das pressões nos trechos de monitoramento das cargas hidráulicas. Para cada trecho bombeado, são obtidos registros das variações da carga hidráulica com o tempo, simultaneamente, em vários trechos monitorados, através de transdutores de pressão e de sistema de aquisição automática de dados ou diretamente através de medidas de níveis d'água em piezômetros multiníveis.

- A análise dos dados conforme metodologia de HSIEH et al. (1985), HSIEH; NEUMAN (1985) e HSIEH (1987) apresentada detalhadamente e aplicada por TRESSOLDI (1991), tanto para o caso de condições não constantes, como para o caso de condições constantes de fluxo. São identificadas duas etapas na interpretação dos dados: uma de ajuste das curvas de variação das cargas hidráulicas versus tempo com a curva padrão do modelo, quando são definidos os parâmetros das condutividades hidráulicas direcionais e uma segunda, referente às operações com matrizes para a definição do tensor de condutividade hidráulica com os seis componentes e com os valores e direções principais.

Nos estudos de fluxo e de transporte de contaminantes, muitas vezes são necessárias avaliações e considerações mais simples do que aquelas convencionais que consideram a investigação das condutividades hidráulicas em todo o volume do meio. Pode ser de grande interesse as condutividades hidráulicas obtidas em um plano vertical, bem como as relações de anisotropia entre condutividades horizontais e verticais. No caso, um número pequeno de ensaios de bombeamento em alguns trechos isolados acompanhados de leituras das cargas hidráulicas em outros trechos isolados, dispostos em duas sondagens com pequenos espaçamentos, poderão ser muito úteis para a obtenção dessas relações e até das condutividades hidráulicas direcionais nesse plano. Quando o bombeamento é efetuado em um trecho inferior ou superior de uma sondagem vertical, e as leituras são conduzidas em trecho isolado no outro extremo, são possíveis leituras de variações das cargas hidráulicas na vertical e a determinação das condutividades hidráulicas ou dos parâmetros relacionados nessa direção. Os valores em outras direções, inclusive horizontais, são obtidos com dados de monitoramento na segunda sondagem.

Os ensaios podem ser efetuados em pares de sondagens sucessivas, alinhadas ao longo de um extenso plano vertical, o que permite a obtenção das condutividades hidráulicas direcionais ao longo de até todo o plano de análise. Esse plano de ensaio deve ser preferencialmente alinhado com a direção principal maior de fluxo, obtida pela distribuição das cargas hidráulicas em associação com as estimativas de anisotropia, efetuadas pelos métodos geoestatísticos ou através dos primeiros ensaios tridimensionais. Esta proposição está ilustrada ao longo da seção longitudinal A da Figura 5.2. No caso da presença de diferentes unidades geológicas, a inclusão de mais um plano de ensaio possibilita a obtenção de valores em cada uma das unidades, tal como foi efetuado no caso do aluvião das fundações da barragem de Porto Primavera.

A existência de dados de condutividades hidráulicas direcionais ao longo de um plano, como na seção longitudinal A da Figura 5.2, obtidos em pequena escala, como ilustrado para as proximidades da injeção do traçador, possibilita vários espaçamentos entre pares de sondagens. Essa situação enseja a proposição da utilização dessas condutividades hidráulicas direcionais ou dos parâmetros relacionados obtidos ao final da etapa de ajuste dos dados às curvas padrão para análises geoestatísticas, tal como efetuado com dados pontuais. O ponto médio entre pares de sondagens poderia corresponder ao local de obtenção dos dados. As vantagens visualizadas são a utilização de dados provenientes de ensaios que determinam valores com monitoramento fora do ponto de injeção ou bombeamento e que fornecem valores em várias direções. Nesse caso, estariam ultrapassadas as dificuldades para determinação das escalas de correlação em várias direções, observadas quando do emprego de dados de ensaios pontuais obtidos a partir de sondagens verticais.

As relações entre as escalas de correlação (λ_1/λ_3 , λ_1/λ_2), necessárias para a determinação do tensor das condutividades hidráulicas e também das dispersividades com métodos geoestatísticos, podem ser obtidas a partir das relações entre as condutividades hidráulicas principais (K_{11}/K_{33} , K_{11}/K_{22}) determinadas nos ensaios tridimensionais e a partir da variância do logaritmo natural da condutividade hidráulica (σ_f^2), utilizando as relações entre esses parâmetros apresentadas por GELHAR; AXNESS (1983) e também por NEUMAN (1987).

5.3.3 Ensaio com Traçadores

As condutividades hidráulicas podem ser determinadas a partir de ensaios com traçadores efetuados sob condições de gradientes forçados, através dos ensaios de poço único ou de poço duplo, com a injeção e bombeamento de uma solução contendo traçador conservativo. Em poços multiníveis instalados nas adjacências e nos poços de injeção/bombeamento, é efetuado o monitoramento das concentrações versus tempo.

Para os pontos de monitoramento, são elaboradas curvas de chegada das concentrações versus tempo, determinados os tempos de chegada ($t_{0,5}$ - iguais ao tempo em que a concentração é reduzida à metade) e obtidas as condutividades relativas para os diferentes níveis monitorados através das relações de condutividades hidráulicas e tempo de chegada ($K/K_{\max} = t_{\min}/t_{0,5}$, sendo $t_{0,5}$ o tempo de chegada em um nível de condutividade hidráulica K e t_{\min} , o menor tempo de chegada para o nível de maior condutividade hidráulica, K_{\max}) ou as condutividades hidráulicas absolutas com o emprego da equação de fluxo radial. Exemplos são encontrados em vários trabalhos como aqueles de PICKENS; GRISAK (1981), MOLZ et al. (1985) e MELVILLE et al. (1991). Um problema desses ensaios é a consideração das camadas como contínuas lateralmente.

Para determinar a distribuição de velocidades e de condutividades hidráulicas, os ensaios com traçadores sob condições de gradientes naturais, monitoramento em vários poços multiníveis e suas interpretações considerando as camadas com extensão limitada são preferíveis em relação àqueles que consideram as heterogeneidades observadas nos perfis verticais com extensão lateral infinita. Na escala de interesse dos problemas de contaminação e para muitos ambientes geológicos, as camadas são de extensão lateral limitada.

A Figura 5.4 ilustra uma configuração para ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural a partir da injeção de traçadores em um poço ou em conjunto de poços de injeção, com rede de monitoramento multinível tridimensional localizada a jusante e considerando a direção maior de fluxo. Nos ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural, são injetados traçadores conservativos sob a forma de um pulso e são obtidas curvas de chegada desses em vários poços de

monitoramento localizados a jusante, em várias profundidades e em vários tempos. Os poços de monitoramento são do tipo multinível, instalados em várias profundidades para coleta de amostras de água e determinação das concentrações ou ainda podem ser revestidos para permitir a perfilagem utilizando as propriedades dos traçadores como a radioatividade, quando os ensaios são efetuados com traçadores radioativos. Outras propriedades dos traçadores também poderão ser consideradas para perfilagem, desde que passíveis de caracterização a partir de métodos geofísicos.

Picos de concentração dos traçadores observados nos monitores em diferentes profundidades e em diferentes tempos são interpretados como indicadores da seqüência de estratos com diferentes velocidades. Os limites de cada estrato são definidos à meia altura das curvas de chegada (concentração versus profundidade), acima e abaixo dos picos de concentração registrados. Ao longo do eixo de fluxo (considerado como o ponto médio de passagem da pluma do traçador por uma linha transversal de monitores e também o ponto onde foi observada a primeira chegada do traçador), no ponto médio de cada zona de velocidade, são construídas curvas de chegada com o tempo, utilizando dados de perfilagem ou de monitoramento das concentrações nos poços. Assim, é possível o mapeamento das zonas de diferentes velocidades e a determinação dos tempos de chegada dos picos de concentração do traçador no ponto médio de cada zona. As velocidades obtidas a partir desses tempos de chegada são convertidas em condutividades hidráulicas com o uso de dados de cargas hidráulicas e de porosidade efetiva, obtendo-se também o mapeamento da condutividade hidráulica.

Para transporte de contaminantes em extensões maiores que algumas poucas centenas de metros e para períodos longos de tempo, os ensaios de campo controlados com o uso de traçadores convencionais tornam-se impraticáveis, sendo necessária a aplicação de técnicas com traçadores ambientais. As condutividades hidráulicas determinadas com o emprego desses traçadores não apresentam os problemas de variabilidade com a escala e representam valores obtidos sob condições de gradiente natural, diferentemente dos ensaios hidráulicos. O emprego de traçadores ambientais são de grande valia na caracterização de unidades que apresentam condutividades hidráulicas muito baixas, cujos valores são superestimados em ensaios hidráulicos.

A aplicação das técnicas de traçadores ambientais requer coleta de amostras para determinar concentrações ou atividades do traçador natural na água subterrânea, a avaliação da concentração do traçador na recarga e a implementação de correções pertinentes e específicas de cada traçador. As condutividades hidráulicas são calculadas a partir da idade ou tempo de trânsito, com a aplicação da lei de Darcy ou através de comparações das concentrações das amostras com uma solução da equação de advecção/dispersão/difusão.

5.4 Velocidade

Para determinar as velocidades, como sintetizado na Tabela 5.2, estão sendo considerados o emprego da lei de Darcy, através da relação entre velocidade, condutividade hidráulica, gradiente hidráulico e porosidade efetiva, ensaios de diluição pontual, ensaio com traçador envolvendo percolação sob gradiente natural e bombeamento, ensaios com traçador sob condições de gradiente natural e monitoramento multinível e ainda técnicas com traçadores ambientais.

Uma técnica com a utilização de traçadores é aquela da diluição pontual ou “borehole dilution” em poço único (FREEZE; CHERRY, 1979, RONEN et al.,1991), empregada para medir a magnitude e direção da velocidade, através da introdução instantânea de um traçador normalmente em trechos isolados por obturadores e medida do decréscimo da concentração com o tempo. A amostragem em várias direções permite determinar a direção de fluxo.

Uma outra técnica empregada é a de poço único com a injeção de traçador e água na forma de um pulso, em pequenas quantidades para não perturbar o fluxo natural e depois de um certo tempo suficientemente longo, é efetuado bombeamento a vazão constante até recuperar o centro de massa do traçador, com medidas das concentrações para a espessura total do poço ou em várias profundidades (LEAP; KAPLAN, 1988 e HALL et al.,1991).

Considerando a influência da escala nos resultados das condutividades hidráulicas e conseqüentemente também nas velocidades, os ensaios sob condições de gradientes naturais e com monitoramento multinível tridimensional, efetuados de acordo com uma configuração similar àquela da Figura 5.4, são preferíveis aos ensaios de poço único com monitoramento restrito ao poço de injeção. Essa preferência é ainda acentuada quando se considera que as velocidades medidas no campo são instrumentos para calibração e validação de modelos numéricos. As velocidades e o seu mapeamento são obtidos a partir das curvas de concentração versus profundidade construídas em diversos tempos ou das curvas de concentração versus tempo construídas para diversas profundidades, conforme abordagem para o caso das condutividades hidráulicas. São considerados os tempos de chegada dos picos de concentração para o cálculo das velocidades.

As velocidades são também determinadas a partir da aplicação da técnica de momento espacial, com exemplos nos trabalhos de FREYBERG (1986), RAJARAM; GELHAR (1991), GARABEDIAN et al.(1991), ADAMS; GELHAR (1992). Os momentos espaciais representam uma integração das concentrações ao longo de toda a pluma, considerando os três eixos de coordenadas e a porosidade, normalmente efetuada por métodos numéricos. Para aplicação dessa técnica, é necessária uma rede de amostragem bastante densa, de forma a caracterizar completamente a distribuição espacial da concentração. É necessária uma análise da quantidade de massa que foi amostrada e efetuar comparações com o total injetado antes da aplicação do método.

Os denominados momentos espaciais de primeira ordem ao redor da origem, normalizados pela massa em solução (correspondente ao denominado momento de ordem zero) definem as coordenadas tridimensionais do centro de massa da pluma, e as velocidades médias tridimensionais são definidas pelas relações entre os deslocamentos dos centros de massa e o tempo. Os centros de massa e as velocidades são obtidos para cada um dos eventos de amostragem, permitindo a análise do deslocamento da pluma com o tempo e a detecção de eventuais heterogeneidades, indicadas pelas variações nos deslocamentos e nas velocidades. Obtem-se também a direção de deslocamento da pluma, tanto na horizontal como na vertical, que comparada com a direção do gradiente hidráulico fornece informações sobre a anisotropia do meio. As velocidades obtidas pelo método dos momentos espaciais podem ser comparadas com aquelas obtidas por outros métodos, como aquele empregando a lei de Darcy.

Tal com no caso da condutividade hidráulica, para o transporte de contaminantes em extensões maiores que algumas poucas centenas de metros e para períodos longos de tempo, os ensaios controlados de campo com o uso de traçadores convencionais tornam-se impraticáveis, sendo necessária a aplicação de técnicas com traçadores ambientais ou o uso de plumas de contaminação eventualmente existentes, desde que se conheça o histórico da liberação dos contaminantes e das suas concentrações. Com a idade de recarga ou o tempo de trânsito ou ainda do tempo decorrido desde que a água penetrou na zona saturada, obtidos através da datação de amostras de água, são determinadas as velocidades horizontais e verticais e as taxas de recargas. Para o cálculo das taxas de recarga, é necessária a disponibilidade de amostras coletadas junto ao lençol freático. Aplicações do método estão exemplificadas nos trabalhos de SOLOMON et al. (1992), REILLY et al. (1994) e COOK et al. (1996).

A técnica dos traçadores ambientais fundamenta-se nas variações temporais da composição química da água de recarga após sua entrada na zona saturada e assim, o desconhecimento das concentrações e das variações dessas concentrações ao longo do tempo conduz a estimativas menos confiáveis em relação à aplicação de ensaios controlados com traçadores. Outro possível inconveniente é que os pontos de amostragem não são suficientes para todas as definições necessárias. São normalmente empregados o carbono 14 que permite uma datação direta, os clorofluorcarbonos (CFCs), o oxigênio 18 e o deutério para datações indiretas. São necessárias correções para se obter a atividade ou a concentração na recarga, pois no caso do carbono 14, a dissolução de minerais e outros processos e no caso dos clorofluorcarbonos, reações de sorção, transformação e dispersão podem responder por alterações significativas.

5.5 Dispersividade

Estão sendo consideradas as análises geoestatísticas, os ensaios com traçadores efetuados sob condições de gradientes forçados e sob condições de gradientes naturais e a utilização das técnicas de traçadores ambientais para determinar as dispersividades, como sintetizado na Tabela 5.3.

5.5.1 Análises Geoestatísticas

Através da aplicação da metodologia de GELHAR; AXNESS (1983) que considera a média, a variância e as escalas de correlação dos logaritmos das condutividades hidráulicas, determinadas a partir das análises geoestatísticas com a construção de variogramas, é possível obter o tensor dos coeficientes de dispersão macroscópica. DAGAN (1982,1984, 1986) apud SUDICKY (1986) e DAGAN (1982,1984, 1988) apud HESS et al. (1992) também apresentou expressões de macrodispersividades fundamentadas em parâmetros geoestatísticos do logaritmo natural da condutividade hidráulica ($\ln K$) para o caso de fluxo bidimensional representando condições verticais médias.

A aplicação do método requerer primeiramente a definição do tensor de condutividade hidráulica. As macrodispersividades (A_{11} , A_{22} , A_{33}) são determinadas através de expressões considerando vários modelos para a estrutura de correlação espacial tridimensional da condutividade hidráulica do meio, isotrópico, anisotrópico com fluxo paralelo ao acamamento, anisotrópico com orientação arbitrária da estratificação, onde o fluxo não é necessariamente alinhado com a direção da estratificação e com os eixos das condutividades hidráulicas principais e um modelo para um caso bidimensional isotrópico.

A aplicação do método não requer qualquer injeção de traçador, mas o transporte do contaminante deve ocorrer em distâncias que ultrapassem várias escalas de correlação. O inconveniente é a necessidade de um grande número de dados sobre a condutividade hidráulica do meio, mas possíveis de serem obtidos através de ensaios em trechos isolados ou do tipo multiníveis. Apresenta-se de interesse especialmente para casos de plumas de grandes dimensões, com grandes deslocamentos e para a caracterização de comportamentos de longo prazo.

Exemplos de determinação das macrodispersividades com a aplicação de métodos geoestatísticos são encontrados nos trabalhos de SUDICKY (1986), de HESS et al. (1992), de REHFELDT et al. (1992) e de JENSEN et al. (1993). Os valores obtidos por esses autores comparados com valores estimados a partir de ensaios com traçadores, indicados na Tabela 5.6, mostram a viabilidade das avaliações das dispersividades a partir da caracterização geoestatística das variações da condutividade hidráulica do meio. É notória a maior concordância entre os resultados para os casos dos aquíferos de maior homogeneidade, denotada pelo menor valor de variância (σ_f^2) nos casos de Borden e Cape Cod em relação ao de Columbus.

Tabela 5.6. Parâmetros geoestatísticos e valores de dispersividades longitudinais obtidos a partir da teoria estocástica e a partir de ensaios com traçadores. λ_1 , λ_3 – escalas de correlação nas direções principais horizontais e verticais; σ_f^2 – variância do logaritmo natural da condutividade hidráulica.

Local	Parâmetros geoestatísticos			Dispersividade longitudinal (m)	
	λ_1 (m)	λ_3 (m)	σ_f^2	teoria	ensaio
Borden	2,8	0,12	0,29	0,45 – 0,61	0,36
Cape Cod	2,9 – 8,0	0,18 – 0,38	0,14 – 0,24	0,35 – 0,78	0,96
Columbus	4,8	0,8	2,7	1,5 – 1,8	5 – 10
Dinamarca	1,5	---	0,37	0,55	0,42

As macrodispersividades transversais calculadas através da teoria estocástica, que é fundamentada em condições constantes de fluxo, sempre se mostraram menores do que em ensaios de campo. REHFELDT; GELHAR (1992) apud REHFELDT et al. (1992) atribuíram os maiores valores das dispersividades transversais às condições não constantes de fluxo caracterizadas no campo e não consideradas na teoria estocástica.

DOMENICO; SCHWARTZ (1998), considerando as teorias estocásticas anteriores, apresentaram uma forma bastante simplificada para a estimativa da dispersividade longitudinal a partir da descrição geoestatística da condutividade hidráulica do meio, para fluxo unidirecional. JENSEN et al. (1993) já havia utilizado essa aproximação para um caso bidimensional de fluxo, em um aquífero na Dinamarca.

$A_L = \sigma_f^2 \lambda / \gamma^2$, onde:

A_L – dispersividade longitudinal assintótica (m),

σ_f^2 - variância do logaritmo natural da condutividade hidráulica,

λ - comprimento da escala de correlação na direção de fluxo (m),

γ - um fator de fluxo, considerado por DAGAN (1982) apud DOMENICO; SCHWARTZ (1998) igual a um.

5.5.2 Ensaio com Traçadores

A Figura 5.4 ilustra a configuração proposta para os ensaios de campo para obter valores de dispersividades, a mesma para o caso das condutividades hidráulicas e velocidades, sendo válidas também as mesmas observações e considerações.

As dispersividades são determinadas a partir da execução de ensaios com traçadores sob condições de gradientes forçados, nos ensaios de poço único ou duplo e sob condições de gradientes naturais, através das curvas de chegada, definidas pelas concentrações medidas no ponto de amostragem, freqüentemente normalizadas pela concentração inicial injetada, versus tempo ou volume de água que circula no sistema, ajustadas às soluções da equação de advecção/dispersão. Essas curvas de chegada são obtidas em pontos de amostragem multinível e no poço de rebaixamento. Exemplos de determinações de dispersividades empregando campos de fluxos radiais são apresentados por PICKENS; GRISAK (1981a), PICKENS et al. (1981), HUYACORN et al. (1986b), MOLZ et al. (1986), MOLTYANER; KILLEY (1988a), MOLTYANER; KILLEY (1988b) e THORBJARNARSON; MACKAY (1994a).

Desde que a pluma tenha sido convenientemente amostrada nos ensaios com traçadores, as dispersividades são determinadas com a aplicação da técnica de momento espacial, que fornece características médias da pluma, já que em pequenas escalas as concentrações são muito variáveis e de difícil previsão. Para aplicação dessa técnica, os requisitos são os mesmos que aqueles apresentados para o caso das velocidades, sendo necessária uma rede de amostragem bastante densa, de forma a caracterizar completamente a distribuição espacial da concentração. É necessária uma análise da quantidade de massa que foi amostrada em comparação com o total injetado antes da aplicação da técnica. Os momentos espaciais representam uma integração das concentrações ao longo de toda a pluma, considerando os três eixos de coordenadas e a porosidade, normalmente efetuada por métodos numéricos. Exemplos de aplicação dessa técnica são encontrados nos trabalhos de FREYBERG (1986), SUDICKY (1986), RAJARAM; GELHAR (1991), GARABEDIAN et al. (1991), ADAMS; GELHAR (1992).

Os denominados momentos espaciais de segunda ordem ao redor do centro de massa da pluma definem um tensor de covariância espacial tridimensional após normalização com a massa em solução, correspondente ao momento de ordem zero. A partir da relação entre o tensor de dispersão (D) e o tensor de covariância (σ^2), é prevista uma relação linear entre magnitudes dos componentes do tensor de covariância e tempo. A partir das inclinações dessas retas e com o uso da equação que relaciona o tensor de dispersividade (A) com a magnitude do vetor velocidade (V) e com o tensor de covariância (σ^2), são determinados os valores médios para as dispersividades (A).

É determinado um tensor de covariância tridimensional para cada um dos eventos de amostragem, o que permite, a partir de gráficos das componentes da dispersividade ao longo do tempo/deslocamento da pluma ou dos componentes da covariância ao longo do tempo/deslocamento da pluma, conclusões acerca do efeito de escala na dispersividade, se um valor assintótico foi atingido, bem como sobre a forma de aumento da covariância com o tempo, se linear ou não linear.

As dispersividades podem ser obtidas a partir da forma da pluma e não necessariamente a partir das concentrações reais, sem necessidade de dados históricos da concentração ou do conhecimento da concentração inicial. Os parâmetros de forma da pluma, eixos maior e menor, área e concentração, obtidos a várias distâncias do centro da pluma são comparados com a solução da equação de advecção/dispersão. Assim, estão abertas possibilidades para determinação das dispersividades a partir de plumas de contaminação mapeadas por métodos geofísicos, como aquele de resistividade. JIAO (1993) exemplificou a aplicação da metodologia para calcular os parâmetros de dispersão hidrodinâmica analisando plumas de contaminação e perfis de concentração versus tempo, gerados pela injeção de traçador na forma de um pulso sob condições de fluxo unidimensional.

Estão disponíveis métodos analíticos segundo os quais as dispersividades longitudinais e transversais podem ser determinadas a partir de uma pluma bidimensional gerada pela injeção de um traçador na forma de um pulso, em uma região de fluxo uniforme e de perfis de concentração versus tempo obtidos em poços de monitoramento, sem a necessidade de conhecimento da localização do centro da pluma, o que pode ser uma dificuldade no caso de incertezas ou desconhecimento da direção de fluxo (ZOU; PARR, 1993).

As dispersividades podem ser ajustadas com o uso de simulações numéricas, através de análises de sensibilidade, verificando-se a concordância entre as simulações e o comportamento geral da pluma e também para os pontos de monitoramento individuais. A adoção desse procedimento deve ser cuidadosa para que os valores tenham significado físico. É necessário um bom conhecimento sobre os demais parâmetros e que o modelo conceitual seja bastante representativo, com capacidade de efetuar previsões acuradas com dados independentes daqueles utilizados para calibração.

Tal como já observado no caso da condutividade hidráulica e velocidade, para transporte de contaminantes em extensões maiores que algumas poucas centenas de metros e para períodos longos de tempo, os ensaios controlados de campo com o uso de traçadores convencionais tornam-se impraticáveis, e uma alternativa aos métodos geoestatísticos e às simulações numéricas aplicáveis às grandes escalas pode ser a utilização dos traçadores ambientais. Exemplo de avaliação de dispersividades com o uso de trítio ambiental foi apresentado por ENGESGAARD et al. (1996) através de simulações numéricas em uma seção de aproximadamente 1000 m.

5.6 Coeficiente de Distribuição

O coeficiente de distribuição de contaminantes reativos sujeitos à sorção é determinado através de bateria de ensaios de laboratório, do uso da equação de retardamento, com o conhecimento das velocidades de traçadores reativos e conservativos e também a partir de amostras contaminadas. A Tabela 5.4 apresenta uma síntese dos principais métodos e das técnicas envolvidas.

5.6.1 Amostras Contaminadas

Exemplos de determinação de valores dos coeficientes de distribuição (K_d) a partir de amostras contaminadas são encontrados no trabalho de PICKENS et al. (1981). Para os ensaios, é necessário a coleta das amostras contaminadas, extração da água intersticial por centrifugação e medida da concentração do contaminante em cada uma das fases, sendo o coeficiente de distribuição (K_d) a relação da concentração na fase sólida/concentração na fase líquida, expressa em (mL/g). A determinação de valores dos coeficientes de distribuição a partir de amostras contaminadas apresenta uma grande vantagem em relação aos outros métodos, pois essas amostras encontram-se sob condições de equilíbrio.

Para o caso de locais não contaminados, as amostras devem ser coletadas da pluma do ensaio com traçadores sob condições de gradientes naturais ou dos locais de ensaios de menor escala, em vários eventos ao longo do tempo, até que os valores de equilíbrio sejam atingidos ou até que sejam definidos os mecanismos condicionantes das alterações que se processam. É necessário considerar e respeitar as restrições ambientais para a aplicação de traçadores reativos.

5.6.2 Bateria de Ensaios de Laboratório

A bateria de ensaios é também conhecida como ensaio de equilíbrio estático, utilizado para avaliar a capacidade do material do aquífero e de seus constituintes para remover solutos ou contaminantes da solução. Uma solução apresentando composição e concentração conhecida de um soluto é misturada com uma porção de solo ou de material do aquífero por um certo período, seguindo-se a separação da solução da porção sólida e a determinação das mudanças na concentração do soluto.

A quantidade de soluto adsorvido pela fase sólida é obtida através da diferença entre a concentração inicial e a concentração do soluto na solução após o período de mistura.

Exemplos de determinações de valores dos coeficientes de distribuição (K_d) a partir de bateria de ensaios são encontrados nos trabalhos de PATTERSON; SPOEL (1981) e da U.S. EPA (1991). Nesse último, são apresentados detalhadamente todos os procedimentos para a construção das isotermas de adsorção, tanto para solutos iônicos como para solutos não iônicos, considerando dois métodos. O primeiro método é representado por uma bateria de várias soluções apresentando massa de solo e volume de solução constantes, mas concentrações variáveis do soluto e o segundo método, por uma bateria de soluções com volume e concentração constantes, mas com diferentes massas de solo. São abordados os procedimentos e apresentadas as recomendações para determinar as relações solo:solução a serem ensaiadas, para determinar o tempo de equilíbrio e para a construção das isotermas linear, de Freundlich ou de Langmuir e ainda para determinar os parâmetros que caracterizam as isotermas.

Devem ser efetuados ensaios para a caracterização físico-química sobre amostras coletadas em cada uma das unidades hidrogeológicas, incluindo granulometria, pH, porcentagem de carbono orgânico, capacidade de troca de cátions, superfície específica, análise de minerais argilosos (ilita, caulinita, argilas expansivas e outros tipos de minerais argilosos) e composição de elementos maiores e de elementos traços. As concentrações dos constituintes químicos e as demais características físico-químicas da solução empregada nos ensaios devem ser determinadas. Essa solução deve ser obtida seguindo-se procedimentos padronizados para extração a partir de amostras dos resíduos que constituem os contaminantes, a partir de amostras coletadas no campo e características dos efluentes das fontes de contaminação ou deve ser produzida em laboratório com propriedades similares àquelas geradas pela fonte de contaminação.

5.6.3 Equação de Retardamento

As velocidades relativas ou tempos de chegada relativos de traçadores conservativo e reativo/contaminante juntamente com a aplicação da equação de retardamento fornecem o coeficiente de distribuição (K_d). Primeiramente é determinado o coeficiente de retardamento a partir das relações entre as velocidades dos dois traçadores ou

entre os tempos de chegada e a seguir, é aplicada a equação de retardamento para determinação do coeficiente de distribuição. Para aplicar a equação de retardamento, é necessário o conhecimento da porosidade e da densidade seca, determinadas em laboratório.

Os ensaios com a aplicação da equação de retardamento podem ser efetuados em laboratório e “in situ” através dos ensaios em coluna. Ensaios de grande escala podem também ser efetuados “in situ”, entretanto, é necessário efetuar as determinações do coeficiente de distribuição (K_d) ao longo do tempo, até que os valores de equilíbrio sejam atingidos ou até que sejam definidos os mecanismos condicionantes das alterações que se processam. Devem ser considerados preferencialmente os ensaios “in situ” devido às dificuldades em reproduzir as condições ambientais em laboratório, tanto para a porção sólida do aquífero como para a água subterrânea.

Para a determinação do coeficiente de distribuição em ensaio de gradiente natural, deve ser empregada a configuração já proposta para os parâmetros de advecção/dispersão, ilustrada na Figura 5.4, sendo necessário apenas efetuar a injeção do soluto a ser estudado juntamente com o traçador conservativo e determinar as concentrações nos diversos eventos de amostragem, da mesma forma prevista para o traçador conservativo. Na condução desse ensaio, devem ser considerados os cuidados e as restrições quanto à injeção de produtos com características contaminantes.

Ensaios de menor escala são considerados apropriados para a determinação do coeficiente de distribuição e de parâmetros relacionados com o retardamento, pois ocorrem em escala mais local, sem influência do efeito de escala ou, no mínimo, com menor influência desse efeito em comparação àquele que caracteriza os parâmetros de advecção/dispersão. Assim, podem ser considerados ensaios de coluna “in situ”, em poço único ou poços duplos e com monitoramento restrito aos poços ou a pequenas distâncias dos poços. As correlações sugeridas entre coeficientes de distribuição e condutividades hidráulicas (ALLEN-KING et al., 1998) indicam a conveniência de efetuar ensaios em diversos locais selecionados a partir do conhecimento da distribuição das unidades hidrogeológicas e de acordo com a variabilidade das condutividades hidráulicas.

GILLHAM et al. (1990a) apresentaram os procedimentos e exemplos de ensaios de coluna "in situ", PICKENS et al. (1981) e BROERMANN et al. (1997) apresentaram determinações de coeficientes de distribuição respectivamente para o estrôncio 85 (^{85}Sr) e para o boro com a utilização de poço único associado a poços de monitoramento, enquanto MACKAY et al. (1994) e THORBJARNARSON; MACKAY (1994b) apresentaram determinações de coeficientes de retardamento e de coeficientes de distribuição para contaminantes orgânicos a partir de ensaios com poços duplos associados a poços de monitoramento.

Coeficientes de retardamento a partir de ensaios de gradiente natural foram determinados por ROBERTS et al.(1986), no caso de compostos orgânicos e por KENT et al. (1994) e KENT et al. (1995), no caso de cromo e selênio. A partir da determinação das velocidades pelo método dos momentos espaciais para traçadores reativos e não reativos, são obtidos os coeficientes de retardamento em vários tempos, como exemplificado por ROBERTS et al.(1986). SALLES (1999) utilizou a equação de retardamento para estimativas de fatores de retardamento, de velocidades da pluma de contaminação e de tempo de chegada para vários contaminantes orgânicos às margens da represa de Guarapiranga, São Paulo, SP. Foram determinados coeficientes de retardamento para o clorofórmio e para o xileno maiores que aqueles reportados na bibliografia do hemisfério norte.

5.7 Reações de Transformação e Taxas de Reações

As taxas das reações de transformação químicas e bioquímicas são essenciais para prever a persistência de uma larga faixa de contaminantes orgânicos. Essas reações são dependentes das condições ambientais, tais como de pH, Eh, oxigênio dissolvido, temperatura e composição da solução e da fase sólida. Devem necessariamente ser avaliadas “in situ” devido às grandes dificuldades para reproduzir em laboratório as condições de campo. Na Tabela 5.5, são apresentados os principais métodos empregados e as respectivas técnicas de campo e para a interpretação dos resultados. São contemplados o emprego do equipamento denominado microcosmo, ensaio em poço único e ensaio com traçadores sob condições de gradientes naturais e monitoramento multinível.

O equipamento denominado microcosmo, descrito por GILLHAM et al. (1991b), é constituído por uma câmara de teste, instalada por equipamentos de perfuração, como os trados ocos, para isolar uma porção do meio a ser ensaiado. O ensaio é efetuado com o bombeamento de água do aquífero, adição à água bombeada do traçador conservativo e dos contaminantes de interesse a analisar. Após a injeção, é efetuada coleta de amostras durante um período de tempo e com determinada frequência para fins de análises dos produtos injetados e previstos. O emprego do microcosmo parece apresentar algumas vantagens em relação às outras alternativas de ensaios, pois evita que a solução contendo os traçadores seja diluída ou removida das proximidades do poço por advecção e dispersão antes que as modificações nas concentrações sejam detectadas, no caso de reações lentas e evita a necessidade de mapeamento da pluma do traçador com pontos de amostragem a jusante, envolvendo um longo período e grande quantidade de amostras para análises. Além disso, as restrições de ordem ambiental são praticamente inexistentes.

Outras alternativas para definir o comportamento de contaminantes sujeitos às reações de transformação são os ensaios com traçadores em poço único (“push-pull”) exemplificados por ISTOK et al. (1997) e os ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural ilustrados com os trabalhos de MACKAY et al. (1986), de ROBERTS et al. (1986), KENT et al. (1994).

Métodos para avaliar as taxas de reações de ordem zero e de primeira ordem com o emprego da técnica de poço único são encontrados no trabalho de SNODGRASS;

KITANIDIS (1998) e as taxas de primeira ordem naquele de HAGGERTY et al. (1998). São necessárias medidas de concentração versus tempo a serem utilizadas diretamente para o cálculo das taxas de reação obtidas durante período de bombeamento após a injeção. As injeções do traçador conservativo e do reagente são simultâneas e de curta duração em relação ao tempo de ensaio, os processos dominantes são a advecção, dispersão e reações de ordem zero e primeira ordem, sendo a sorção e a concentração dos solutos no meio negligenciáveis. É necessário que as velocidades sejam suficientemente baixas para que o traçador e o reagente injetados permaneçam nas imediações do poço durante o período de amostragem ou que a frequência da amostragem seja aumentada no período inicial.

No caso de reação de ordem zero, as concentrações medidas referentes ao produto da transformação versus tempo definem um decaimento segundo uma linha reta, cuja inclinação é igual à taxa de reação, expressa em mg/L/hora. No caso de reação de primeira ordem, os logaritmos naturais das relações entre concentrações do reagente e do traçador conservativo ($\ln C_r/C_t$) versus tempo define uma linha reta, cuja inclinação define a taxa de reação, expressa em hora⁻¹.

Para o emprego do ensaio de gradiente natural no estudo das reações de transformação e das taxas de reações, deve ser considerada a configuração já proposta para os parâmetros de advecção/dispersão, ilustrada na Figura 5.4, sendo necessário apenas efetuar a injeção do soluto a ser estudado juntamente com o traçador conservativo e determinar as concentrações nos diversos eventos de amostragem, da mesma forma prevista para o traçador conservativo.

A interpretação é efetuada com a construção de curvas de concentração versus tempo para o traçador conservativo e para o soluto sujeito à reação, determinação dos tempos de chegada e dos fatores de retardamento, cálculo das áreas sob as curvas de chegada e comparação de valores das áreas referentes ao soluto reativo (A_r) e ao traçador conservativo (A_t). Valores de A_r/A_t menores que a unidade podem indicar reações de transformação, enquanto valores iguais à unidade podem indicar retardamento.

Devem ser determinados os momentos espaciais de ordem zero por integração das concentrações da pluma, para definir a massa dos compostos em solução nos diversos eventos de amostragem. São também calculados os coeficientes de

retardamento e a massa total para vários tempos, sendo a massa total igual ao produto do fator de retardamento e da massa dissolvida. Conclui-se sobre a existência de reações de transformação quando ocorre o declínio da massa total ao longo do tempo.

5.8 Maciços Rochosos

Nos maciços rochosos fraturados, quando são caracterizadas zonas fraturadas de grandes espessuras, muito provavelmente, é possível a aproximação do comportamento a um meio contínuo, homogêneo e anisotrópico. Nesses casos, a execução de ensaios hidráulicos tridimensionais, com bombeamento em vários trechos e monitoramento das cargas hidráulicas em vários outros trechos nas adjacências, permite determinar as condutividades hidráulicas direcionais principais tridimensionais e o coeficiente de armazenamento específico, suficientes para caracterizar o fluxo. É possível também caracterizar o comportamento anisotrópico do fluxo em maciços rochosos a partir da definição do tensor de condutividade hidráulica geoestatístico. Nesse caso, é caracterizada a distribuição e a variabilidade da condutividade hidráulica com a execução de ensaios hidráulicos pontuais e construção de semivariogramas em várias direções ou ainda, através de semivariograma em uma direção associado a ensaios hidráulicos tridimensionais de pequena escala. É possível também apresentar as condutividades hidráulicas em mapas gerados a partir da aplicação dos fundamentos geoestatísticos. Enfim, a abordagem é similar àquela dos meios porosos.

As grandes estruturas planares dos maciços rochosos, como os contatos e os grandes falhamentos, com extenso desenvolvimento lateral em relação à espessura, devem ser caracterizadas através das condutividades hidráulicas direcionais principais bidimensionais, seja através de ensaios hidráulicos de intercomunicação com bombeamento em vários trechos e monitoramento das cargas hidráulicas em vários outros trechos nas adjacências, seja através da caracterização da variabilidade espacial da condutividade hidráulica com ensaios pontuais e análises geoestatísticas com o uso de semivariogramas. O aspecto fundamental nesse caso é respeitar o plano de desenvolvimento das estruturas em análise.

Quando o maciço rochoso não se comporta como meio homogêneo anisotrópico, é necessário adotar a aproximação de redes de descontinuidades, sendo necessárias informações sobre a geometria dessas descontinuidades. A partir de mapeamentos, de sondagens e de ensaios "in situ", para cada um dos domínios geológicos e estruturais, devem ser obtidas as distribuições das orientações, das densidades, dos comprimentos, das aberturas e das condutividades hidráulicas para determinação dos parâmetros estatísticos a serem utilizados na construção das redes. Nesta

aproximação, as condutividades hidráulicas e aberturas hidráulicas das fraturas e a porosidade são obtidas através de ensaios hidráulicos e com traçadores.

Nos ensaios hidráulicos, as velocidades, aberturas e porosidades são calculadas com base nas condutividades hidráulicas e na densidade de fraturas. É considerado que o fluxo nas fraturas é laminar e ocorre entre placas paralelas, planas e de aberturas constantes, sem canais ao longo da fratura, o que freqüentemente não corresponde à realidade, sendo as velocidades e as aberturas determinadas pela lei de Darcy e a partir da lei cúbica. Para o cálculo da porosidade, consideram-se famílias de fraturas com geometria conhecida ou, mais freqüentemente, assumida e suas relações com as condutividades hidráulicas medidas, o que conduz a valores irreais.

Nos ensaios com traçadores, as velocidades, aberturas e porosidades resultam do ajuste das curvas de chegada, caracterizadas pelas concentrações versus tempo, à solução da equação de advecção/dispersão ao longo das fraturas combinada com transporte difusivo na matriz rochosa. Nesse caso, também é necessário o conhecimento da geometria das fraturas e na ausência de dados, é considerado igual espaçamento, paralelismo e continuidade para as fraturas, o que não corresponde à realidade.

Em ensaios com traçadores, considerando o maciço rochoso aproximado a um meio poroso homogêneo, a lei de Darcy e a geometria que caracteriza o fluxo, quando são conhecidas a velocidade, o tempo de trânsito e distância percorrida, a porosidade é determinada, e quando são conhecidas a vazão e as cargas hidráulicas, a condutividade hidráulica é determinada. Esses valores são máximos, pois as propriedades médias do meio não descrevem o transporte em um maciço rochoso fraturado heterogêneo, sendo necessário considerar que o fluxo ocorre ao longo de canais, o que freqüentemente é mais realista e conduz a menores valores de porosidades e de superfícies específicas das fraturas. Quando as porosidades e as superfícies específicas são sobreestimadas, o retardamento devido à sorção e à difusão na matriz também será sobreestimado. Os parâmetros de transporte relativos à advecção e dispersão em maciços rochosos devem ser determinados necessariamente "in situ", pois ensaios de laboratório não levam em consideração os efeitos de acanalamento de fluxo.

Exemplos de avaliações de condutividades hidráulicas, aberturas de fraturas e porosidades para maciços rochosos foram apresentados por BIRGERSSON et al. (1993), em trechos fraturados, a partir de medidas de vazão em galeria e de cargas hidráulicas em piezômetros, por MCKAY et al. (1993a) e MCKAY et al. (1993b), com ensaios em trincheira a partir de métodos hidráulicos e ajuste de curvas de concentração versus tempo à solução analítica para a equação de transporte advectivo/dispersivo ao longo das fraturas e de transporte por difusão na matriz rochosa e por BIRGERSSON; NERETNIEKS (1990), com o ajuste de dados de concentração à solução da equação de advecção/difusão, para um maciço rochoso de baixa condutividade hidráulica, a partir de ensaios em sondagens efetuadas em galerias. Outros exemplos de determinação de aberturas de fraturas em maciços rochosos, em trechos de sondagens isolados por obturadores, com o emprego de traçadores, foram apresentados por NOVAKOWSKI et al. (1985), CADY et al. (1993), por NOVAKOWSKI; LAPCEVIC (1994).

Para a determinação de velocidades em maciços rochosos fraturados, com fluxo distribuído pelas diversas fraturas, pode ser utilizado o método de perfilagem de poço associada à aplicação de traçador. São efetuadas medidas dos tempos de chegada dos picos de concentração dos traçadores entre intervalos de profundidades ou de tempos sucessivos, a partir de curvas de concentração versus tempo ou versus profundidade, como exemplificado por MICHALSKI; KLEPP (1990). A determinação de velocidades em maciços rochosos fraturados no ensaio de poço único, com monitoramento das concentrações apenas no próprio poço, foi objeto de trabalho de NOVAKOWSKI et al. (1998). A determinação de velocidades a partir de condutividades hidráulicas, espaçamento das fraturas e utilização da lei cúbica e também através de comparação de curvas de chegada medidas e aquelas representando a solução da equação de advecção/dispersão para fraturas e com difusão na matriz rochosa é ilustrada por MCKAY et al. (1993a) e MCKAY et al. (1993b).

A dispersão em uma fratura única é causada pela variabilidade na abertura, decorrente da rugosidade das paredes e da irregularidade dos preenchimentos. As características de aberturas de uma fratura permitem o fluxo e o movimento dos solutos em canais localizados na superfície dessa fratura e que muitas vezes não se interconectam. Assim, o modelo de placas paralelas planas para representar as fraturas é uma representação muito simplista. Dispersão ocorre também em maior

escala que aquela de uma fratura individual devido à intersecção de descontinuidades apresentando diferentes concentrações de soluto na solução e devido à variabilidade na velocidade causada por diferentes escalas de fraturamento e por variabilidade espacial na densidade das fraturas. Devido a todos esses fatores, muitos aspectos sobre a dispersividade em maciços rochosos não estão esclarecidos, como a possibilidade de definir uma dispersividade assintótica, a dependência da dispersividade com as distâncias percorridas e a definição de volumes elementares representativos.

Exemplos de dispersividades determinadas para maciços rochosos são encontrados nos trabalhos de NOVAKOWSKI et al. (1998), referente à técnica de ensaio em poço único com monitoramento das concentrações no próprio poço durante o retorno após um período de injeção, de NOVAKOWSKI; LAPCEVIC (1994), empregando a técnica de poço único com monitoramento das concentrações nas adjacências e de MCKAY et al. (1993b) em ensaios em trincheiras.

No caso de ensaios com traçadores em maciços rochosos, devem ser considerados os efeitos dispersivos em trechos de amostragem de grandes volumes, que podem assumir importância muito maior em comparação aos meios porosos e influenciar os resultados negativamente. A adoção de trechos de amostragem com volumes reduzidos e até de equipamentos especiais, como os obturadores amostradores, são necessários.

Diferentemente dos meios porosos de alta condutividade hidráulica, onde a difusão é negligenciável, nos maciços rochosos, a difusão é um importante processo na atenuação dos contaminantes. Os contaminantes sofrem difusão na matriz rochosa de baixa permeabilidade devido aos elevados gradientes de concentração entre a fratura onde está confinada a solução e a matriz rochosa, com difusão tanto nos poros como nas superfícies das fraturas, enquanto nas fraturas de maior condutividade hidráulica, os processos dominantes são a advecção e a dispersão. As difusividades devem ser determinadas tanto nos poros como nas superfícies das fraturas. Quando as concentrações apresentam-se em equilíbrio na matriz rochosa e nas fraturas, o maciço rochoso pode ser aproximado a um meio poroso equivalente, o que possibilita a determinação de parâmetros de fluxo e de transporte de acordo com abordagens similares àquelas de meios porosos. Para a caracterização desse comportamento, a densidade do fraturamento deve ser elevada.

O coeficiente de difusão é determinado através do emprego de células de difusão e de ajuste da solução da equação de difusão unidimensional ao perfil de concentração obtido, tal como ilustrado através dos experimentos de MORENO et al. (1985), SKAGIUS; NERETNIEKS (1988). Ensaio de difusão podem também ser efetuados “in situ”, como demonstrado por BIRGERSSON; NERETNIEKS (1990), que apresentaram ensaio efetuado em galeria a partir de injeção de traçadores em furo de sondagem, amostragem do maciço após a injeção, medidas de concentração e comparação dos resultados com a solução da equação de advecção/difusão.

No caso dos maciços rochosos, é assinalada a ocorrência de retardamento tanto devido à sorção na matriz rochosa como na superfície das fraturas e também a dependência entre a sorção superficial e abertura das fraturas. Valores de coeficientes de distribuição para a matriz rochosa e coeficientes de distribuição superficial são determinados em bateria de ensaios de laboratório, tal como exemplificado pelo trabalho de WELS et al. (1996).

5.9 Modelo Conceitual

Juntamente com a determinação dos parâmetros controladores efetuada em uma etapa de investigação detalhada, conforme proposições apresentadas, devem estar disponíveis a caracterização completa da fonte de contaminação, a caracterização hidrogeológica completa do meio físico e o mapeamento da pluma de contaminação no caso de áreas já contaminadas. Esses elementos fornecerão uma visualização integrada do meio físico e da fonte de contaminação, sintetizados em modelos conceituais, apresentados graficamente em desenhos, figuras e em textos descritivos. Esses modelos são empregados em modelagens matemáticas para análises de previsão da migração e da atenuação dos contaminantes no meio geológico, considerando diferentes cenários, como na ausência de tratamentos ou remediação comparados com aqueles com tratamentos e também para proposição, revisão e complementação do programa de monitoramento.

O grau de detalhe de um modelo conceitual e das investigações varia de acordo com a complexidade geológica e hidrogeológica e com as características da fonte de contaminação e contaminantes. Os modelos conceituais são propostos a partir das primeiras investigações e são refinados à medida que as investigações avançam, em um processo contínuo e mesmo após a instalação do monitoramento, com a utilização de informações adicionais não evidenciadas durante as investigações de etapas anteriores.

Nas Figuras 5.5 e 5.6, são apresentados modelos conceituais para meios contínuos e para maciços rochosos, de forma esquemática, considerando contaminantes não reativos e reativos, enfatizando os parâmetros que deverão estar disponíveis, obtidos conforme proposições apresentadas. Além dos parâmetros indicados, devem estar disponíveis o mapeamento das cargas hidráulicas e das plumas de contaminação para fins dos procedimentos de calibração e de validação das análises com modelos numéricos, adotando-se um procedimento iterativo entre análises e investigações “in situ”. A densidade seca e a porosidade são necessárias para a determinação dos coeficientes de distribuição e também devem estar disponíveis.

Na Figura 5.5, são consideradas três camadas saturadas, representando respectivamente duas camadas aluviais, uma de um aluvião arenoso espesso (unidade 1) e outra de um cascalho arenoso basal de pequena espessura (unidade 2),

assentadas sobre um solo de alteração de rocha também espesso (unidade 3). Para cada camada, são necessários o mapa com a distribuição das condutividades hidráulicas ou as condutividades hidráulicas direcionais tridimensionais, no caso das camadas de maior espessura e para aquelas de menor espessura, são necessárias as condutividades hidráulicas bidimensionais determinadas ao longo do plano de desenvolvimento da camada. Para contaminantes não reativos, são necessários os parâmetros de dispersividade definidos para cada uma das camadas. No caso de contaminantes reativos, é necessário ainda a definição dos coeficientes de distribuição ou as isothermas para os contaminantes sujeitos à sorção e retardamento, bem como as taxas de reações ou os coeficientes de decaimento, no caso de contaminantes sujeitos às reações de transformação. As concentrações iniciais junto à superfície do lençol freático e a taxa de recarga devem estar disponíveis.

A complexidade dos maciços rochosos torna a concepção de modelos uma tarefa bastante difícil e nem sempre com a certeza de que todos os condicionantes importantes estão sendo considerados. Com base no conhecimento atual, é esquematizado o modelo da Figura 5.6, onde são consideradas fraturas que constituem os únicos caminhos de percolação e a matriz rochosa com transporte advectivo negligenciável, mas com o processo de difusão importante devido à existência de gradientes de concentração.

São consideradas duas unidades, uma mais superficial (unidade 1) com predomínio de fraturas na matriz rochosa e outra praticamente sem fraturas (unidade 2). Primeiramente é necessário definir os parâmetros de fluxo para a unidade 1, e a forma mais simples é a definição das condutividades hidráulicas direcionais principais, no caso de aproximação do maciço rochoso a um meio contínuo. No caso de descontinuidades importantes, essas descontinuidades devem ter suas geometrias descritas e suas condutividades hidráulicas definidas. Devem ser definidas as difusividades efetivas que caracterizam o processo de difusão na matriz rochosa e devem ser atribuídas as dispersividades que caracterizam os processos dispersivos nas fraturas. A unidade 2, desprovida de fraturas e constituída essencialmente por matriz rochosa, deve ser caracterizada através da difusividade efetiva. No caso de contaminantes reativos, de forma similar aos meios contínuos, é necessário a definição dos coeficientes de distribuição ou as isothermas para os contaminantes sujeitos à sorção e retardamento e ainda o coeficiente de distribuição superficial para as fraturas, bem como as taxas de reações ou os coeficientes de decaimento, no caso

de contaminantes sujeitos às reações de transformação. As concentrações iniciais junto à superfície do lençol freático e a taxa de recarga também devem estar disponíveis.

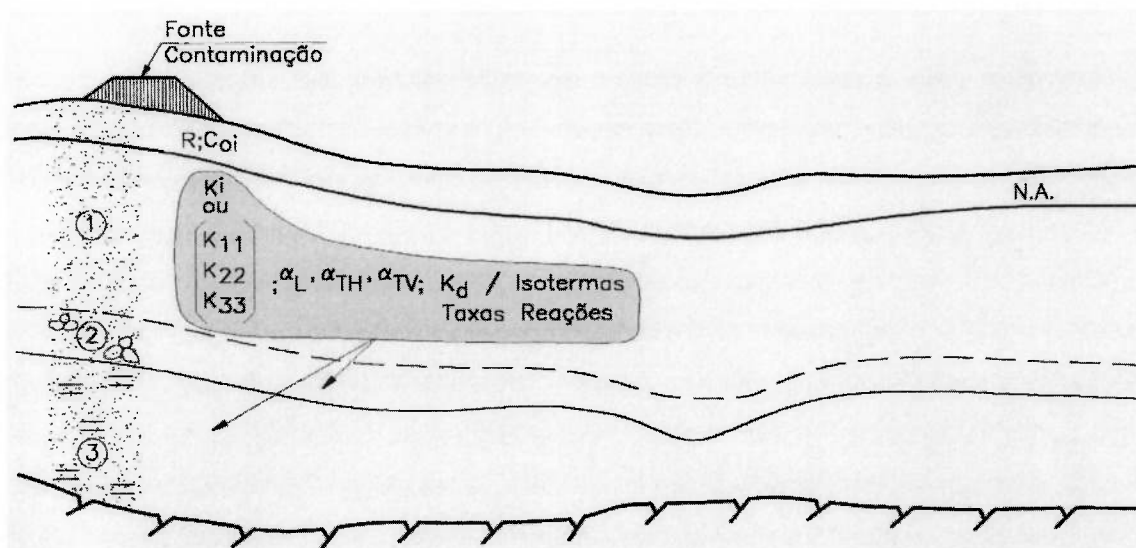


Figura 5.5 – Modelo conceitual para camadas aluviais de areia (unidade 1) e de cascalho arenoso basal (unidade 2) assentadas sobre solos de alteração de rocha (unidade 3). R – taxa de recarga; C_{0i} – concentração do contaminante i na superfície do lençol freático; K_i – distribuição das condutividades hidráulicas pontuais; K_{11} , K_{22} , K_{33} – condutividades hidráulicas direcionais principais; α_L , α_{TH} , α_{TV} – dispersividades longitudinal e transversais horizontal e vertical; K_d – coeficiente de distribuição.

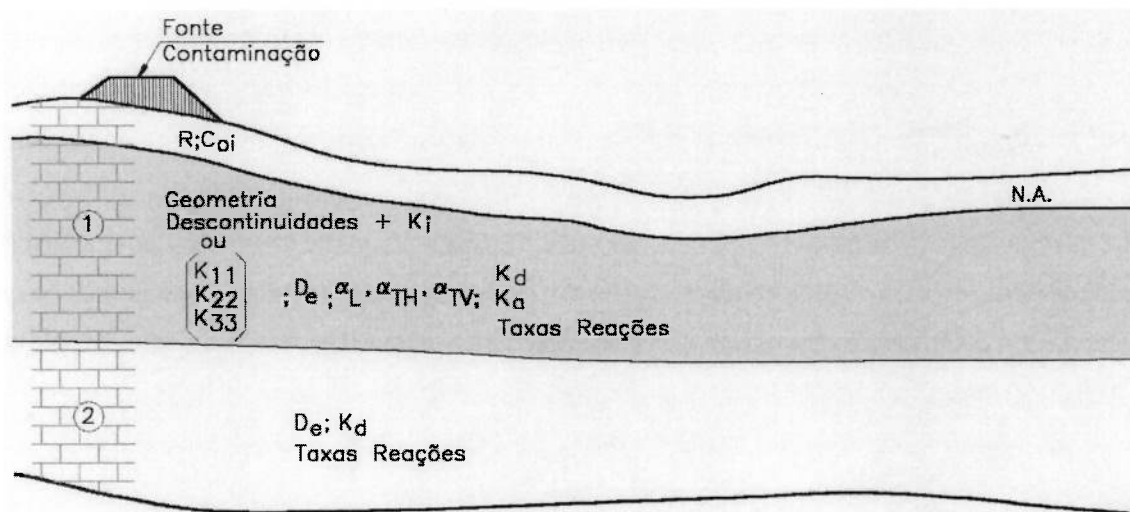


Figura 5.6 – Modelo conceitual para maciço rochoso com unidade apresentando matriz rochosa interceptada por fraturas (unidade 1) e com unidade praticamente desprovida de fraturas (unidade 2). R – taxa de recarga; C_{0i} – concentração do contaminante i na superfície do lençol freático; K_i – distribuição das condutividades hidráulicas pontuais; K_{11} , K_{22} , K_{33} – condutividades hidráulicas direcionais principais; D_e – difusividade efetiva; α_L , α_{TH} , α_{TV} – dispersividades longitudinal e transversais horizontal e vertical; K_d – coeficiente de distribuição, K_a – coeficiente de distribuição superficial nas fraturas.

6 CONCLUSÕES

O desenvolvimento do presente trabalho mostrou a importância fundamental desempenhada pelas heterogeneidades, anisotropias e estruturas do meio geológico para a migração de solutos tanto em meios porosos como em maciços rochosos fraturados. A presença de unidades e estruturas com condutividades hidráulicas contrastantes e a ocorrência de anisotropias são de importância primária para as velocidades e direções de migração das plumas de contaminação e condicionam a atuação de vários processos simultaneamente, sendo que solutos conservativos podem migrar juntamente com a água subterrânea, mas sujeitos à dispersão e à difusão. A dispersão é fortemente controlada pela heterogeneidade do meio que é reproduzida na variabilidade da condutividade hidráulica. A presença de lentes impermeáveis intercaladas a feições de elevada condutividade hidráulica ou de descontinuidades que interceptam a matriz rochosa favorecem o fenômeno de difusão e a diminuição da velocidade dos contaminantes.

As principais incertezas no transporte de massa dos contaminantes são devidas aos parâmetros que influenciam tanto a magnitude como a direção das velocidades, destacando-se as condutividades hidráulicas e os parâmetros associados, como anisotropias e escalas de correlação. A distribuição e a continuidade espacial das diferentes unidades e estruturas geológicas são condicionantes primários para os valores desses parâmetros. Foi caracterizada a importância da variabilidade espacial da condutividade hidráulica para a dispersão, devido às variações que essa variabilidade induz às velocidades. De acordo com as teorias mais atualizadas, a dispersão é crescente com o aumento da variabilidade da condutividade hidráulica.

Foram reconhecidos os efeitos de escala tanto para as condutividades hidráulicas, como para as dispersividades, devidos a um fator comum representado pela variabilidade da condutividade hidráulica, especialmente nas unidades mais permeáveis. Esses parâmetros apresentam valores crescentes para pequenas distâncias e volumes de ensaio, bem como para períodos de tempo curtos, mas em escalas de meios estatisticamente homogêneos, caracterizados por variância e escalas de correlação, tendem a um valor constante. Para as unidades com valores de condutividades

hidráulicas de pequena magnitude, com características de aquíferos, os efeitos de escala não são tão evidentes, mas a influência e o controle das estruturas, quando presentes, são sempre reconhecidos.

No caso de possibilidade de representar detalhadamente todas as camadas e lentes de diferentes condutividades hidráulicas, a influência do efeito de escala na dispersividade é diminuída e os valores são de pequena magnitude. Entretanto, a impossibilidade da representação das variações das condutividades hidráulicas, observadas em escalas até microscópicas, implica na existência de dispersividades e do efeito de escala, medidas que refletem as incertezas nos padrões de fluxo. Esses efeitos de escala indicam a necessidade de ensaios "in situ" e com monitoramento de características multiníveis, quando da determinação das condutividades hidráulicas e das dispersividades.

As dispersividades longitudinais determinadas em ensaios "in situ" encontram-se na faixa entre 0,1 a 2 m. Considerando resultados de ensaios recentes de ensaios com traçadores sob condições de gradientes naturais e com monitoramento multinível tridimensional, incluindo aquíferos de elevada heterogeneidade e a aplicação de técnicas de traçadores ambientais envolvendo distâncias de até 1000 m, os valores não excedem 10 m. Em consequência da variabilidade das condutividades hidráulicas, ensaios efetuados em uma mesma escala mostraram variações entre 2 a 3 três ordens de magnitude para os valores de dispersividades. Os valores transversais horizontais são menores, no mínimo, uma ordem de magnitude em relação aos valores longitudinais e aqueles transversais verticais apresentam-se menores do que aqueles transversais horizontais entre uma a 2 ordens de magnitude.

Os efeitos de escala são dependentes dos meios geológicos e do grau de porosidade secundária. Assim, os valores obtidos em pequena escala para os sedimentos inconsolidados apresentam pequenas diferenças em relação a valores de ensaios de maior escala. Entretanto, para os meios fraturados e para os sedimentos consolidados, os ensaios de pequena escala subestimam significativamente os valores representativos de escalas maiores.

Estão disponíveis várias técnicas e métodos para determinar condutividades hidráulicas, incluindo análises geoestatísticas, ensaios hidráulicos em diversas configurações e ensaios com traçadores. Os ensaios de bombeamento e/ou injeção com monitoramento multinível são aqueles que permitem a obtenção das condutividades hidráulicas

direcionais, as medidas de anisotropia, além de permitirem a investigação do efeito de escala. A aplicação de técnicas geoestatísticas com o uso de resultados de condutividades hidráulicas obtidos em ensaios de pequena escala é outra alternativa para a determinação das condutividades hidráulicas direcionais e anisotropias.

É recomendada a determinação de velocidades pois seus valores representam instrumentos de calibração em análises de fluxo. As velocidades são mais comumente determinadas a partir da aplicação da lei de Darcy, procedimento que requer medidas independentes de cargas hidráulicas. Os ensaios com traçadores permitem a determinação das velocidades diretamente através de análises de curvas de chegada e de análises de momentos espaciais. As idades da água subterrânea determinadas por traçadores ambientais são de interesse para fins de calibração de modelos numéricos, adicionalmente às cargas hidráulicas e vazões usualmente empregadas com tal finalidade. Os tempos de trânsito ou idades obtidos em simulações numéricas são comparados com as idades determinadas por traçadores ambientais.

As dispersividades são determinadas a partir de métodos geoestatísticos, com o emprego de várias configurações de ensaios com traçadores, cujos resultados são submetidos a análises de curvas de chegada ou a análises de momentos espaciais e, mais comumente, a partir de simulações numéricas. Comparações entre resultados de dispersividades obtidos a partir de métodos geoestatísticos com resultados de ensaios com traçadores através de análises de momentos espaciais comprovam a viabilidade da aplicação das técnicas geoestatísticas, especialmente para determinação das dispersividades longitudinais e para os aquíferos de maior homogeneidade. Destaca-se a necessidade de considerar as condições não constantes de fluxo que podem ocorrer, quando da aplicação das teorias geoestatísticas para a determinação das dispersividades transversais.

As determinações de dispersividades a partir de simulações numéricas merecem alguns cuidados, sendo necessário um bom conhecimento geológico-geotécnico e estrutural do meio físico para que as determinações tenham significado. Os resultados de ensaios com traçadores têm demonstrado que os valores elevados de dispersividades obtidos a partir de simulações numéricas são consequência do desconhecimento do meio físico. Os ensaios mais recentes com traçadores indicam valores de dispersividades menores do que aqueles obtidos por simulações numéricas e do que aqueles de ensaios mais antigos

e efetuados sem os controles e com características não multiníveis dos ensaios mais recentes.

Para a investigação dos parâmetros de transporte dos contaminantes em escalas espaciais de grandes dimensões e temporais de longo prazo, estão disponíveis as técnicas de traçadores ambientais e as simulações numéricas, apesar dos aspectos de menor confiabilidade dessas técnicas em comparação com os ensaios controlados com a aplicação de traçadores e monitoramento tridimensional multinível. Além dessas técnicas, as análises geoestatísticas também representam importantes ferramentas para os casos de escalas de grandes dimensões e para longos períodos de tempo.

O retardamento nas velocidades de migração a que muitos contaminantes estão sujeitos devido aos fenômenos de sorção é caracterizado através de ensaios com amostras contaminadas, em baterias de ensaios de laboratório e através da aplicação da equação de retardamento, a partir de relações de velocidades e/ou tempos de chegada de traçadores reativos e dos contaminantes, em ensaios com traçadores. A execução de ensaios de coluna "in situ" apresenta-se de muito interesse por contemplar as condições ambientais, difíceis de serem reproduzidas em laboratório. É uma alternativa quando a injeção de contaminantes para ensaios com traçadores de maior escala deve ser cuidadosa e atender às restrições ambientais, especialmente para o caso de empreendimentos a serem instalados, em áreas desprovidas de contaminação.

Para os contaminantes que sofrem reações de transformação, foram identificados métodos de ensaios "in situ" de pequena escala, além dos ensaios de maior escala representados pelos ensaios com traçadores sob condições de gradiente natural, que permitem quantificar as transformações e as taxas de reações. Os ensaios de menor escala referem-se àqueles com o isolamento de uma pequena porção do meio e a ensaios em poço único, com a aplicação de traçadores conservativos juntamente com os contaminantes reativos cujo comportamento é de interesse.

Para a análise do movimento de contaminantes em maciços rochosos, é assinalada a conveniência da determinação direta das condutividades hidráulicas direcionais por métodos hidráulicos ou a aplicação de técnicas geoestatísticas para caracterizar a variabilidade das condutividades hidráulicas, em relação à adoção das aproximações que consideram a geometria das descontinuidades e as condutividades hidráulicas ou aberturas atribuídas a cada descontinuidade a partir da denominada lei cúbica. A

determinação das condutividades hidráulicas direcionais por ensaios hidráulicos dispensa as hipóteses nem sempre verdadeiras sobre as características geométricas das descontinuidades. A necessidade de individualização sempre é necessária no caso de descontinuidades importantes como falhas e contatos para os quais podem ser previstas caracterizações específicas. A aproximação dos maciços rochosos fraturados a meios porosos equivalentes para o transporte de massa somente é possível quando está caracterizado o equilíbrio das concentrações na matriz rochosa e nas fraturas.

A presença de acanalamento do fluxo em maciços rochosos reduz substancialmente a superfície específica das fraturas e a porosidade que permitem o fluxo e o acesso dos contaminantes à matriz rochosa onde se desenvolvem os mecanismos de difusão e de sorção. Assim, as aberturas efetivas para fluxo em uma fratura e a geometria dessas aberturas ao longo do plano de descontinuidade são importantes condicionantes para a previsão das velocidades de migração dos contaminantes. A utilização de superfícies específicas maiores que aquelas reais conduzem também a fatores de retardamento maiores que os reais devido às maiores capacidades de difusão e de sorção, o que pode significar tomadas de decisão com conseqüências indesejáveis e danosas.

O comportamento de contaminantes em maciços rochosos é de extrema complexidade e envolve muitas incertezas de maior magnitude que nos meios contínuos porosos, sendo essenciais as investigações "in situ" para as definições de parâmetros controladores. A dispersão em maciços rochosos fraturados depende das características de abertura das fraturas individuais, intersecções entre fraturas, sistemas de fraturas presentes e densidade de fraturamento. Além de processos similares àqueles dos meios contínuos que devem predominar nas descontinuidades, é necessário considerar os processos de difusão e de retardamento que ocorrem na matriz rochosa. É previsto que o processo de retardamento de contaminantes reativos ocorra tanto nas descontinuidades como na matriz rochosa.

Nos estudos de caso dos diferentes métodos de ensaios, foram consideradas as técnicas de execução dos ensaios no campo e as metodologias de interpretação dos resultados com ilustrações na forma de figuras e de tabelas de resultados com o objetivo de clarear os procedimentos e de orientar trabalhos futuros. Foram reportados os valores obtidos nesses estudos de caso para os parâmetros, especialmente para as dispersividades, difusividades e para aqueles relacionados aos fatores de retardamento, para servir como referências em estudos futuros, principalmente nas

etapas iniciais dos trabalhos, quando das primeiras concepções dos modelos conceituais.

Foram esquematizadas propostas para a determinação de parâmetros controladores da migração e da atenuação da contaminação em etapas de investigação de detalhe e de investigação para remediação nos casos de áreas contaminadas e quando da implementação do monitoramento para novos empreendimentos. Devem estar incorporadas ao programa de monitoramento ambiental com desenvolvimento durante toda a operação e até a desativação dos empreendimentos. Foi considerada a fundamental importância de parâmetros determinados a partir de ensaios "in situ" e de procedimentos interativos entre investigações, elaboração de modelo conceitual e modelagem matemática em várias etapas e eventos.

As investigações constam da instalação de piezômetros multiníveis, de ensaios hidráulicos tridimensionais com bombeamentos e/ou injeções e monitoramento multinível, efetuados em várias escalas e de ensaios com traçadores caracterizados por amostragem multinível e por levantamentos geofísicos em vários eventos, para monitoramento da pluma ao longo do tempo. Foi avaliada a execução de ensaios hidráulicos pontuais para fins de análises geoestatísticas. Os parâmetros e variáveis principais de interesse aos estudos são a carga hidráulica, a condutividade hidráulica, a velocidade, a dispersividade, o coeficiente de difusão, os coeficientes de distribuição e de retardamento e as taxas de reações de transformação. Para os parâmetros de advecção e dispersão que mostram o efeito de escala, foram propostos ensaios de grande escala e de longo prazo, enquanto para os parâmetros dos contaminantes reativos foram consideradas alternativas de menor escala.

A densidade das investigações e do monitoramento proposto e a aplicação de apenas algumas ou até de todas as técnicas propostas simultaneamente dependem dos objetivos a serem alcançados, das características e complexidade do meio geológico e da fonte de contaminação e ainda dos riscos associados às fontes de contaminação. As sondagens e as instalações dos piezômetros e amostradores multiníveis devem atender aos múltiplos objetivos do programa. Os ensaios com traçadores deverão ser programados com base no conhecimento das direções de fluxo, obtidas a partir da distribuição das unidades geológicas, heterogeneidades e anisotropias. Os levantamentos geofísicos, os piezômetros multiníveis, ensaios hidráulicos tridimensionais e análises geoestatísticas antecedem os ensaios com traçadores.

Foram apresentadas proposições para o desenvolvimento de algumas técnicas ainda sem exemplos de aplicações, mas visualizadas como de elevado interesse e muito apropriadas para a determinação dos parâmetros controladores. A associação de resultados de ensaios tridimensionais de pequena escala com as técnicas geoestatísticas apresenta-se como alternativa promissora para o fornecimento das condutividades hidráulicas direcionais. Outra dessas proposições é para a execução de ensaios tridimensionais de pequena escala em pares de sondagens com pequeno espaçamento ao longo de determinados alinhamentos, para fins de análises geoestatísticas. As várias direções ensaiadas e de determinação das condutividades hidráulicas que caracterizam os ensaios tridimensionais solucionariam a falta de dados em direções que não a vertical, freqüentemente observada em aplicações geoestatísticas.

Foi visualizada a possibilidade da aplicação de métodos geofísicos para determinar os parâmetros controladores da contaminação, a partir de uma pluma de contaminação já existente ou a partir de uma pluma de contaminação gerada em ensaios de traçador. Essa é uma possibilidade que merece grande atenção e alguns esforços para demonstrar a sua aplicabilidade devido à menor quantidade de recursos e ao menor tempo inerentes à aplicação de métodos geofísicos em relação aos métodos tradicionais com traçadores, envolvendo coleta de amostras e análises para determinação de concentrações. Foi proposta a aplicação de técnicas geofísicas para o mapeamento da pluma em vários eventos, de acordo com os mesmos procedimentos adotados com as medidas de concentração e aplicação das técnicas de momentos espaciais. Foi também considerado o desenvolvimento da aplicação de técnicas de perfilagem geofísicas em associação com medidas de concentração do traçador em amostras para fins de viabilizar a diminuição da densidade de amostragem multinível, sem perda de resolução nos resultados obtidos.

As investigações e monitoramento propostos para a determinação de parâmetros controladores certamente permitirão modelos conceituais próximos da realidade do meio que interage com os contaminantes, ainda que com algumas incertezas inerentes aos meios geológicos envolvidos. Essas incertezas poderão ser eliminadas ou minimizadas com o prosseguimento do programa de monitoramento. Quando fundamentadas em modelos conceituais realistas, as análises numéricas de fluxo e de transporte de contaminantes poderão representar importantes instrumentos para tomada de decisões e para avaliações futuras e não apenas desempenhar o papel de produzir ilustrações de plumas de contaminação irreais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS E. E.; GELHAR, L. W. Field study of dispersion in a heterogeneous aquifer 2. spatial moments analysis. **Water Resources Research**, v.28, n.12, p.3293-3307, 1992.
- ALA, N. K.; DOMENICO, P. A. Inverse analytical techniques applied to coincident contaminant distributions at Otis Air Force Base, Massachusetts. **Ground Water**, v.30, n.2, 1992.
- ALLEN-KING, R.M.; HALKET, R.M.; GAYLORD, D. R.; ROBIN, M. J. L. Characterizing the heterogeneity and correlation of perchloroethene sorption and hydraulic conductivity using a facies-based approach. **Water Resources Research**, v.34, n.3, p.385-396, 1998.
- AOKI, P. E. **Metodologia das determinações da velocidade, direção e sentido do fluxo da água subterrânea, com utilização de traçadores radioativos**. São Paulo, 1983. 130p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- AQUINO, W. F. **Métodos geofísicos eletromagnéticos aplicados ao diagnóstico da contaminação do solo e das águas subterrâneas em área de infiltração de resíduos industriais**. São Paulo, 2000. 121p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- BALLARD, S. The in situ permeable flow sensor: a ground-water flow velocity meter. **Ground Water**, v.34, n.2, 1996.
- BEAR, J. **Hydraulics of groundwater**. New York, McGraw-Hill Inc., 1979.
- BEAR, J. **Dynamics of fluids in porous media**. 2.ed. New York, American Elsevier Publishing Company, Inc., 1975.
- BERG, R. C.; WEHRMANN, H. A.; SHAFER, J. M. **Geological and hydrological factors for siting hazardous or low-level radioactive waste disposal facilities**. Champaign, Illinois State Geological Survey, 1989. (Circular 546)
- BERNARDES JR., C.; CLEARY, R. W. Contaminação de águas subterrâneas por poluentes orgânicos tóxicos e cancerígenos: um estudo de caso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. **Anais**. São Paulo, ABAS, 1988. p.256-285.
- BERNARDES JR., C.; PLASCAK, G. M. S.; D'AMBROSIO, J. A. Avaliação de impacto ambiental provocado por locais de disposição de resíduos sólidos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 13., Maceió, 1985. **Anais**. Rio de Janeiro, ABES, 1985.
- BIRGERSSON, L.; MORENO, L.; NERETNIEKS, I.; WIDÉN H.; AGREN T. A tracer migration experiment in a small fracture zone in granite. **Water Resources Research**, v. 29, n.12, p.3867-3878, 1993.
- BIRGERSSON, L.; NERETNIEKS, I. Diffusion in the matrix of granitic rock: field test in the Stripa mine. **Water Resources Research**, v.26, n.11, p.2833-2842, 1990.

- BOGGS, J. M.; YOUNG, S. C.; BEARD, L. M.; GELHAR, L. W.; REHFELDT, K. R.; ADAMS, E. E. Field study of dispersion in a heterogeneous aquifer 1. overview and site description. **Water Resources Research**, v. 28, n.12, p. 3281-3291, 1992.
- BOIAN, C. **Aplicação geofísica a estudos geoambientais em sedimentos do Grupo Bauru: aterro sanitário de São José do Rio Preto, SP.** Rio Claro, 1995. 137p. Dissertação (Mestrado) – IGCE-UNESP.
- BOMAN, G. K.; MOLZ, F. J.; GÜVEN, O. An evaluation of interpolation methodologies for generating three-dimensional hydraulic property distributions from measured data. **Ground Water**, v.33, n.2, p.247-258, 1995.
- BOSCOV, M. E. G. **Contribuição ao projeto de sistemas de contenção de resíduos perigosos utilizando solos lateríticos.** São Paulo, 1997. 269p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- BROERMANN, J.; BASSET, R. L.; WEEKS, E. P.; BORGSTROM, M. Estimation of α_L , velocity, K_d and confidence limits from tracer injection test data. **Ground Water**, v.35, n.6, p.1066-1076, 1997.
- BUSENBERG, E.; PLUMMER, L. N. Use of chlorofluorocarbons (CCl_3F and CCl_2F_2) as hydrologic tracers and age-dating tools: the alluvium and terrace system of central Oklahoma. **Water Resources Research**, v.28, n.9, p.2257-2283, 1992.
- CADY, C. C.; SILLIMAN, S. E.; SHAFFERN, E. Variation in aperture estimate ratios from hydraulic and tracer tests in a single fracture. **Water Resources Research**, v. 29, n.9, p.2975-2982, 1993.
- CAMPOS, V. **Comportamento químico de arsênio, fósforo e metais pesados (cromo, cobre, chumbo e mercúrio) em solos expostos a cultivares frutíferos, município de Jundiaí, São Paulo.** São Paulo, 2001. 143p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- CLEARY, R. W. Qualidade da água subterrânea. In: PORTO, R.L.L. et al. **Hidrologia ambiental.** São Paulo, ABRH/EDUSP, 1991. p.211-296. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v.3)
- CLEARY, R. W. Águas subterrâneas. In: PORTO, R.L.L. et al. **Engenharia hidrológica.** São Paulo, ABRH/Editora UFRJ, 1989. p.293-404. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v.2)
- CLEARY, C. B. T; CLEARY, R. W. Avançados métodos de campo e de microcomputadores para avaliação de aquíferos com uma aplicação ao lixão de Novo Horizonte. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988a. **Anais.** São Paulo, ABAS, 1988. p.216-225.
- CLEARY, R. W.; CLEARY, C. B. T. Aplicações de microcomputadores em hidrologia e poluição de águas subterrâneas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988b. **Anais.** São Paulo, ABAS, 1988. p.186-195.

- CLEARY, R. W.; MILLER, D. W. Aspectos fundamentais e monitoramento de poluição de água subterrânea. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 3., Fortaleza, 1984. **Anais.** São Paulo, ABAS, 1984. v.2, p.313-329.
- COOK, P. G.; SOLOMON, D. K.; SANFORD, W. E.; BUSENBERG, E.; PLUMMER, L. N.; POREDA, R. J. Inferring shallow flow in saprolite and fractured rock using environmental tracers. **Water Resources Research**, v.32, n.6, p.1501-1509, 1996.
- COOK, P. G.; SOLOMON, D. K.; PLUMMER, L. N.; SCHIFF, S. L. Clorofluorocarbons as tracers of groundwater transport processes in a shallow, silty sand aquifer. **Water Resources Research**, v.31, n.3, p.425-434, 1995.
- DAVIS, J. C. **Statistics and data analysis in geology.** 2. ed. New York, John Wiley & Sons, Inc., 1986.
- DEHAINI, J. **Detecção da pluma de contaminação de hidrocarbonetos em subsuperfície pelo método de radar de penetração.** São Paulo, 2001. 100p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- DELIN, G. N.; LANDON, M. K. Multiport well design for sampling of ground water at closely spaced vertical intervals. **Ground Water**, v.34, n.6, p.1098-1104, 1996.
- DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hydrogeology.** 2. ed. New York, John Wiley & Sons, Inc., 1998.
- DUFFY, J.C.; HARRISON J. The statistical structure and filter characteristics of tritium fluctuations in fractured basalt. **Water Resources Research**, v.23, n.5, p.894-902, 1987.
- DVERSTORP, B.; ANDERSSON, J.; NORDQVIST, W. Discrete fracture network interpretation of field tracer migration in sparsely fractured rock. **Water Resources Research**, v.28, n.9, p.2327-2343, 1992.
- EGGLESTON, J. R.; ROJSTACZER, S. A.; PEIRCE, J. J. Identification of hydraulic conductivity structure in sand and gravel aquifers: Cape Cod data set. **Water Resources Research**, v.32, n.5, p.1209-1222, 1996.
- ENDO, H. K.; LONG, J. C. S.; WILSON, C. R.; WITHERSPOON, P. A. A model for investigating mechanical transport in fracture networks. **Water Resources Research**, v.20, n.10, p.1390-1400, 1984.
- ENGESGAARD, P.; JENSEN, K. H.; MOLSON, J.; FRIND, E. O.; OLSEN, H. Large-scale dispersion in a sandy aquifer: simulation of subsurface transport of environmental tritium. **Water Resources Research**, v.32, n.11, p.3253-3266, 1996.
- ESPINDOLA, R. S. **Impactos dos sistemas de saneamento “in situ” nas águas subterrâneas, município de Itaquaquecetuba (SP).** São Paulo, 2001. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- FARREL, D. A.; WOODBURY A. D.; SUDICKY, E. A. The 1978 Borden tracer experiment: analysis of the spatial moments. **Water Resources Research**, v.30, n. 11, p.3213-3223, 1994.

- FERGUSON, C. C. Intersections of ellipsoids and planes of arbitrary orientation and position. **Mathematical Geology**, v. 11, n. 3, p.329-336, 1979.
- FERREIRA, L. M. R. **A prática de disposição de efluentes domiciliares “in situ” e os impactos às águas subterrâneas. Estudo de caso:** município de Campinas, São Paulo. São Paulo, 1999. 109p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Englewood Cliffs, Prentice-Hall, Inc.,1979.
- FOLGATO, M.; GONÇALVES NETO, J. Poluição atinge municípios de todos os portes. **O Estado de São Paulo**, São Paulo, 26 ago. 2001. p. C2.
- FREYBERG, D. L. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer 2. spatial moments and the advection and dispersion of nonreactive tracers. **Water Resources Research**, v.22, n.13, p.2031-2046, 1986.
- GARABEDIAN, S. P.; LEBLANC, D. R.; GELHAR, L.; CELIA, M. A. Large-scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts 2. analysis of spatial moments for a nonreactive tracer. **Water Resources Research**, v.27, n.5, p.911-924, 1991.
- GELHAR, L. W.; WELTY, C.; REHFELDT, K. R. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. **Water Resources Research**, v.28, n.7, p.1955-1974, 1992.
- GELHAR, L. W.; AXNESS, C. Tree-dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers. **Water Resources Research**, v.19, n.1, p.161-180, 1983.
- GENDZWILL, D. J.; STAUFFER, M. R. Analysis of triaxial ellipsoids: their shapes, planes sections, and plane projections. **Mathematical Geology**, v. 13, n. 2, p.135-152, 1981.
- GILLHAM, R. W.; ROBIN, M. J. L.; PTACEK, C. J. A device for in situ determination of geochemical transport parameters 1. retardation. **Ground Water**, v.28, n.5, p. 666-672, 1990a.
- GILLHAM, R. W.; STARR, R.C.; MILLER, D. J. A device for in situ determination of geochemical transport parameters 2. biochemical reactions. **Ground Water**, v. 28, n.6, p.858-862, 1990b.
- GILLHAM, R. W.; SUDICKY, E. A.; CHERRY, J. A.; FRIND, E. O. An advection–diffusion concept for solute transport in heterogeneous unconsolidated geological deposits. **Water Resources Research**, v.20, n.3, p.369-378, 1984.
- GLOEDEN, E. **Gerenciamento de áreas contaminadas na bacia hidrográfica do reservatório Guarapiranga**. São Paulo, 1999. 225p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- GLOEDEN, E. **Monitoramento da qualidade da água das zonas não saturada e saturada em área de fertirrigação com vinhaça**. São Paulo, 1994. 151p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

- GOODE, D. J.; KONIKOW, L.F. **Modification of a method-of-characteristics solute-transport model to incorporate decay and equilibrium-controlled sorption or ion exchange.** Reston, U. S. Geological Survey, 1989. (Water-Resources Investigations Report 89-4030)
- GREENHOUSE, J. P.; WILLIAMS, M. M.; ELLERT, N.; MENDES, J. M. B. Geophysical studies of groundwater contamination at two landfills in São Paulo state. In: CONFERÊNCIA LATINO AMERICANA SOBRE HIDROGEOLOGIA URBANA Y CONTAMINACION DE ACUÍFEROS, Cochabamba, 1987. **Anais.** 1987.
- GROUNDWATER QUALITY – MEASUREMENT, PREDICTION, AND PROTECTION, Marlow Bucks, 1977. **Proceedings.**
- GROVE, D. B.; STOLLENWERK, K. G. Modeling the rate-controlled sorption of hexavalent chromium. **Water Resources Research**, v.21, n.11, p.1703-1709, 1985.
- GUIGER JR., N. **Poluição das águas subterrâneas causadas por aterros sanitários: uma abordagem matemático-experimental.** São Paulo, 1987. 250p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- GÜVEN O.; FALTA, R. W.; MOLZ, F. J.; MELVILLE, J. G. Analysis and interpretation of single-well tracer tests in stratified aquifers. **Water Resources Research**, v.21, n.5, p.676-684, 1985.
- HAGGERTY, R.; SCHROTH, M. H.; ISTOK, J. D. Simplified method of “push-pull” test data analysis for determining in situ reaction rate coefficients. **Ground Water**, v.36 n.2, p.314-324, 1998.
- HALL, S. H.; LUTRELL, S. P.; CRONIN, W. E. A method for estimating effective porosity and ground-water velocity. **Ground Water**, v.29, n.2, p.171-174, 1991.
- HANOR, J. S. Effective hydraulic conductivity of fractured clay beds at a hazardous waste landfill, Louisiana Gulf Coast. **Water Resources Research**, v.29, n.11, p.3691-3698, 1993.
- HARRISON B.; SUDICKY E. A.; CHERRY, J. A. Numerical analysis of solute migration through fractured clayey deposits into underlying aquifers. **Water Resources Research**, v.28, n.2, p.515-526, 1992.
- HASSUDA, S. **Impactos da infiltração da vinhaça de cana no Aqüífero Bauru.** São Paulo, 1989. 92p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- HEITZMANN JR., J. F.; MARCHI, A. J.; TOBSCHALL, H. J. Análise de metais pesados em solos ao redor do Aterro Sanitário do Pau Queimado, Piracicaba, São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 8., Rio de Janeiro, 1996. **Anais.** São Paulo, ABGE, 1996. v.2, p.633-640.
- HESS, K. M.; WOLF, S. H.; CELIA, M. A. Large-scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts 3. hydraulic conductivity variability and calculated macrodispersivities. **Water Resources Research**, v.28, n.8, p.2011-2027, 1992.

- HIRATA, R. **Amostradores de vapores do solo (AVS):** desenvolvimento de uma técnica para a detecção de águas subterrâneas contaminadas por solventes orgânicos voláteis. Estudo de caso de Porto Feliz, SP. São Paulo, 1990. 113p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- HSIEH, P.A. Characterizing the hydraulic properties of rock masses. Methodology and case studies. In: U. S. SYMPOSIUM ON ROCK MECHANICS, 28, Tucson, 1987. **Proceedings**. Rotterdam, A. A. Balkema Publishers, 1987. p.465-472.
- HSIEH, P. A.; NEUMAN, S. P. Field determination of the three-dimensional hydraulic conductivity tensor of anisotropic media 1. theory. **Water Resources Research**, v.21, n.11, p.1655-1665, 1985.
- HSIEH, P. A.; NEUMAN, S. P.; STILES, G. K.; SIMPSON, E. S. Field determination of the three-dimensional hydraulic conductivity tensor of anisotropic media 2. methodology and application to fractured rocks. **Water Resources Research**, v.21, n.11, p.1667-1676, 1985.
- HUYAKORN, P. S.; ANDERSEN, P. F.; GÜVEN O.; MOLZ, F. J. A curvilinear finite element model for simulating two-well tracer tests and transport in stratified aquifers. **Water Resources Research**, v.22, n.5, p.663-678, 1986a.
- HUYAKORN, P. S.; ANDERSEN, P. F.; MOLZ, F. J.; GÜVEN O.; MELVILLE, J. G. Simulations of two-well tracer tests in stratified aquifers at the Chalk River and the Mobile sites. **Water Resources Research**, v.22, n.7, p.1016-1030, 1986b.
- IPT. **Lixo municipal:** manual de gerenciamento integrado. São Paulo, IPT/CEMPRE, 1995. (Publicação IPT 2163)
- ISTOK, J. D.; HUMPHREY, M. D.; SCHROTH, M. H.; HYMAN, M. R.; O'REILLEY, K. T. Single-well, "push-pull" test for in situ determination of microbial activities. **Ground Water**, v.35, n.4, p.619-631, 1997.
- JENSEN, K. H.; BITSCH K.; BJERG, P. L. Large-scale dispersion experiments in a sandy aquifer in Denmark: observed tracer movements and numerical analyses. **Water Resources Research**, v.29, n.3, p.673-696, 1993.
- JIAO, J. J. Data-analyses methods for determining two-dimensional dispersive parameters. **Ground Water**, v. 31, n.1, p. 57-62, 1993.
- JOURNEL, A G.; HUIJBREGTS, C.H.J. **Mining geostatistics**. New York, Academic Press Inc., 1978.
- KENT, D. B.; DAVIS, J. A.; ANDERSON, L. C. D.; REA, B. A. Transport of chromium and selenium in a pristine sand and gravel aquifer: role of adsorption processes. **Water Resources Research**, v.31, n.4, p.1041-1050, 1995.
- KENT, D. B.; DAVIS, J. A.; ANDERSON, L. C. D.; REA, B. A ; WAITE, T. D. Transport of chromium and selenium in the suboxic zone of a shallow aquifer: influence of redox and adsorption reactions. **Water Resources Research**, v.30, n.4, p.1099-1114, 1994.

- KILLEY, R. W. D.; MOLTYANER, G. L. Twin Lake tracer tests: setting, methodology, and hydraulic conductivity distribution. **Water Resources Research**, v.24, n.10, p.1585-1612, 1988.
- KONIKOW, L.F.; GOODE, D. J. **Applied modeling of solute in ground-water**. Golden, Colorado School of Mines, 1993. (Short course)
- KONIKOW, L.F.; BREDHOEFT, J. D. **Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in groundwater**. 2. ed. Washington, United States Government Printing Office, 1984. (Book 7, Chapter C2)
- LEAP, D. I.; BELMONTE, P. M. Influence of pore pressure on apparent dispersivity of a fissured dolomitic aquifer. **Ground Water**, v.30, n.1, p.87-95, 1992.
- LEAP, D. I.; KAPLAN, P. G. A single-well tracing method for estimating regional advective velocity in a confined aquifer: theory and preliminary laboratory verification. **Water Resources Research**, v.24, n.7, p.993-998, 1988.
- LEE, R. R.; KETELLE, R. H.; BOWNDS, J. M.; RISK, T. A. Aquifer analysis and modeling in a fractured, heterogeneous medium. **Ground Water**, v.30, n.4, p.589-597, 1992.
- LEBLANC, D. R.; GARABEDIAN, S. P.; HESS, K. M.; GELHAR, L. W.; QUADRI, R. D.; STOLLENWERK, K. G.; WOOD, W. W. Large-scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts 1. experimental design and observed tracer movement. **Water Resources Research**, v.27, n.5, p.895-910, 1991.
- MACKAY, D. M.; BIANCHI-MOSQUERA G.; KOPANIA A. A.; KIANJAH, H.; THORBJARNARSON, K.W. A forced-gradient experiment on solute transport in the Borden aquifer 1. experimental methods and moment analyses of results. **Water Resources Research**, v.30, n.2, p.369-383, 1994.
- MACKAY, D. M.; FRYBERG, D. L.; ROBERTS, P. V.; CHERRY, J. A. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer 2. approach and overview of plume movement. **Water Resources Research**, v.22, n.13, p.2017-2029, 1986.
- MAS-PLA, J.; YEH, T.-C.; MCCARTHY, J. F.; WILLIAMS, T. M. A forced gradient tracer experiment in a coastal sandy aquifer, Georgetown site, South Carolina. **Ground Water**, v.30, n.6, p.958-964, 1992.
- MATHERON, G.; DE MARSILY, G. Is transport in porous media always diffusive? a counterexample. **Water Resources Research**, v.16, n.5, p.901-917, 1980.
- MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismos no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo**. São Paulo, 2001. 114p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- MCKAY, L. D.; STAFFORD, P. L.; TORAN, L. E. EPM modeling of a field-scale tritium tracer experiment in fractured, weathered shale. **Ground Water**, v.35, n.6, p.997-1007, 1997.

- MCKAY, L.D.; CHERRY, J. A.; GILLHAM R. W. Field experiments in a clay till 1. hydraulic conductivity and fracture aperture. **Water Resources Research**, v.29, n.4, p.1149-1162, 1993a.
- MCKAY, L.D.; GILLHAM, R. W; CHERRY, J. A. Field experiments in a clay till 2. solute and colloid transport. **Water Resources Research**, v.29, n.12, p.3879-3890, 1993b.
- MELVILLE, J. G.; MOLZ, F. J.; GÜVEN, O.; WIDDOWSON, M. A. Multilevel slug tests with comparisons to tracer data. **Ground Water**, v.29, n.6, p.897-907, 1991.
- MELLO JR., R. F. **Geoquímica da contaminação industrial do solo e do subsolo por metais pesados na região de Suzano - SP**. São Paulo, 1998. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- MICHALSKI, A.; KLEPP, G. M. Characterization of transmissive fractures by simple tracing of in-well flow. **Ground Water**, v.28, n.2, p.191-198, 1990.
- MOLTYANER, G. L.; KLUKAS M. H.; WILLS C. A.; KILLEY, R. W. D. Numerical simulations of Twin Lake natural-gradient tracer tests: a comparison of methods. **Water Resources Research**, v.29, n.10, p.3433-3452, 1993.
- MOLTYANER, G. L.; WILLS C. A. Local- and plume-scale dispersion in the Twin Lake 40- and 260-m natural-gradient tracer tests. **Water Resources Research**, v.27, n.8, p.2007-2026, 1991.
- MOLTYANER, G. L.; KILLEY, R. W. D. Twin lake tracer tests: longitudinal dispersion. **Water Resources Research**, v.24, n.10, p.1613-1627, 1988a.
- MOLTYANER, G. L.; KILLEY, R. W. D. Twin lake tracer tests: transverse dispersion. **Water Resources Research**, v.24, n.10, p.1628-1637, 1988b.
- MOLZ, F. J.; MORIN, R. H.; HESS, A. E.; MELVILLE, J. G.; GÜVEN O. The impeller meter for measuring aquifer permeability variations: evaluation and comparison with other tests. **Water Resources Research**, v.25, n.7, p.1677-1683, 1989.
- MOLZ, F. J.; GÜVEN O.; MELVILLE, J. G.; CROCKER, R. D.; MATTESON, K. T. Performance, analysis, and simulation of a two-well tracer test at the Mobile site. **Water Resources Research**, v.22, n.7, p.1031-1037, 1986.
- MOLZ, F. J.; MELVILLE, J. G.; GÜVEN,O.; CROCKER, R. D.; MATTESON, K. T. Design and performance of single-well tracer tests at the Mobile site. **Water Resources Research**, v.21, n.10, p.1497-1502, 1985.
- MORENO L.; NERETNIEKS, I.; ERIKSEN, T. Analysis of some laboratory tracer runs in natural fissures. **Water Resources Research**, v.21, n.7, p.951-958, 1985.
- NERETNIEKS, I. A note on fracture flow dispersion mechanisms in the ground. **Water Resources Research**, v.19, n.2, p.364-370, 1983.
- NERETNIEKS, I.; ERIKSEN, T.; TÄHTINEN, P. Tracer movement in a single fissure in granitic rock: some experimental results and their interpretation. **Water Resources Research**, v.18, n.4, p.849-858, 1982.

- NEUMAN S. P. Universal scaling of hydraulic conductivities and dispersivities in geologic media. **Water Resources Research**, v.26, n.8, p.1749-1758, 1990.
- NEUMAN, S. P. Stochastic continuum representation of fractured rock permeability as an alternative to the VER and fracture network concepts. In: U. S. SYMPOSIUM ON ROCK MECHANICS, 28., Tucson, 1987. **Proceedings**. Rotterdam, A. A. Balkema, 1987. p.533-561.
- NEUZIL, C. E. How permeable are clays and shales? **Water Resources Research**, v.30, n.2, p.145-150, 1994.
- NEWMAN, B. D.; FUENTES H. R.; POLZER, W. L. An evaluation of lithium sorption isotherms and their application to ground-water transport. **Ground Water**, v.26, n.6 p. 818-824, 1991.
- NOVAKOWSKI, K. S.; LAPCEVIC, P. A.; VORALEK, J. W.; SUDICKY, E. A. A note on a method for measuring the transport properties for a formation using a single well. **Water Resources Research**, v.34, n.5, p.1351-1356, 1998.
- NOVAKOWSKI, K. S.; LAPCEVIC, P. A. Field measurement of radial solute transport in fractured rock. **Water Resources Research**, v.30, n.1, p.37-44, 1994.
- NOVAKOWSKI, K. S. The analysis of tracer experiments conducted in divergent radial flow fields. **Water Resources Research**, v.28, n.12, p.3215-3225, 1992.
- NOVAKOWSKI, K. S.; EVANS, G. V.; LEVER, D. A.; RAVEN, K. G. A field example of measuring hydrodynamic in a single fracture. **Water Resources Research**, v.21, n.8, p.1165-1174, 1985.
- OGIHARA, S. H. **Avaliação de investigação ambiental e de tecnologia de intervenção aplicadas em uma área industrial com elevadas concentrações de hidrocarbonetos**. São Paulo, 2000. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA, E. **Contaminação de aquíferos por hidrocarbonetos provenientes de vazamentos de tanques de armazenamento subterrâneo**. São Paulo, 1992. 112p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- PARISOT, E. H.; GUIGER JR., N.; REBOUÇAS A. C.; CABRAL JR., D.; DUARTE, U. Monitoramento das águas subterrâneas adjacentes no aterro sanitário de Taubaté, SP. Primeiros resultados. **Boletim IG-USP**, n. 16, p.32-45, 1985.
- PATTERSON, R. J.; SPOEL T. Laboratory measurements of the strontium distribution coefficient K_d^{Sr} for sediments from a shallow sand aquifer. **Water Resources Research**, v.17, n.3, p.513-520, 1981.
- PENALOZA, A. **Avaliação do impacto causado na zona saturada pelos metais pesados provenientes da disposição de lodo residual na ETE de Barueri - SP**. São Paulo, 2001. 90p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

- PHILLIPS, F. M.; TANSEY, M. K.; PEETERS, L. A.; CHENG, S.; LONG, A. An isotopic investigation in the Central San Juan Basin, New Mexico: carbon 14 dating for numerical flow modeling. **Water Resources Research**, v.25, n.10, p.2259-2273, 1989.
- PICKENS, J. F.; GRISAK, G. E. Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. **Water Resources Research**, v.17, n.4, p.1191-1211, 1981a.
- PICKENS, J. F.; GRISAK, G. E. Modeling of scale-dependent dispersion in hydrogeologic systems. **Water Resources Research**, v.17, n.6, p.1701-1711, 1981b.
- PICKENS, J. F.; JACKSON R. E.; INCH, K. J.; MERRIT, W. F. Measurement of distribution coefficients using a radial injection dual-tracer test. **Water Resources Research**, v.17, n.3, p.529-544, 1981.
- POETER, E.; GAYLORD, D. R. Influence of aquifer heterogeneity on contaminant transport at the Hanford site. **Ground Water**, v.28, n.6, p.900-909, 1990.
- POLI, D. C. R.; KIMMELMANN E SILVA, A. A.; PFISTERER, U. Estimativa de recarga de aquíferos em laterita pelo método do trítio artificial. In: CONGRESSO GERAL DE ENERGIA NUCLEAR, 3., 1990. **Anais**.
- RAJARAM, H.; GELHAR, L. W. Three-dimensional spatial moments analysis of the Borden tracer test. **Water Resources Research**, v.27, n.6, p.1239-1251, 1991.
- REBOUÇAS, A. C. Impactos ambientais nas águas subterrâneas In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 7., Belo Horizonte, 1992. **Anais**. São Paulo, ABAS, 1993. p.11-17.
- REBOUÇAS, A. C.; ELLERT, N. Quelques exemples d'étude de pollution du sous-sol au Brésil. **Documents du B.R.G.M**, n.160, p.567-574, 1988. /Apresentado ao Colloque International Hydrogéologie et Sûreté de dépôts de déchets radioactives at industriels toxiques, Orleans, 1988 /
- REHFELDT, K. R.; BOGGS, J. M.; GELHAR, L. W. Field study of dispersion in a heterogenous aquifer 3. geostatistical analysis of hydraulic conductivity. **Water Resources Research**, v.28, n.12, p.3309-3324, 1992.
- REILLY, T. E; PLUMMER, L. N.; PHILLIPS, P. J.; BUSENBERG E. The use of simulation and multiple environmental tracers to quantify groundwater flow in a shallow aquifer. **Water Resources Research**, v.30, n.2, p.421-433, 1994.
- REILLY, T. E; FRANKE, O.L.; BUXTON, H. T. et al. **A conceptual framework for ground-water solute: transport studies with emphasis on physical mechanisms of solute movement**. Washington, USGS, 1987. (USGS – Water Resources Investigations Report, 87-4191)
- REMENDA, V. H.; van der KAMP, G.; CHERRY J. A. Use of vertical profiles of $\delta^{18}\text{O}$ to constrain estimates of hydraulic conductivity in a thick, unfractured aquitard. **Water Resources Research**, v.32, n.10, p.2979-2987, 1996.

- ROBERTS, P. V.; GOLTZ, N. M.; MACKAY, D. M. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer 3. retardation estimates and mass balances for organic solutes. **Water Resources Research**, v.22, n.13, p.2047-2058, 1986.
- RONEN, D.; MAGARITZ, M.; MOLZ, F. J. Comparison between natural and forced gradient tests to determine the vertical distribution of horizontal transport properties of aquifers. **Water Resources Research**, v.27, n.6, p.1309-1314, 1991.
- ROVEY, C. W. H.; CHERKAUER, D. S. Scale dependency of conductivity measurements. **Ground Water**, v.33, n.5, p.769-780, 1995.
- SALLES, F. A. F. **Avaliação de área contaminada por compostos orgânicos às margens da represa de Guarapiranga, no município de São Paulo - SP.** São Paulo, 1999. 86p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- SÁNCHEZ, L. E. **Desengenharia: o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais.** São Paulo, Edusp, 2001.
- SANTOS FILHO, M. G. **O impacto na qualidade das águas subterrâneas gerado pela disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no município de Tatuí - SP.** São Paulo, 2001. 88p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- SCHWARTZ, F. W.; SMITH L. A continuum approach for modeling mass transport in fractured media. **Water Resources Research**, v.24, n.8, p.1360-1372, 1988.
- SCHWARTZ, F. W.; SMITH L.; CROWE, A. S. A stochastic analysis of macroscopic dispersion in fractured media. **Water Resources Research**, v.19, n.5, p.1253-1265, 1983.
- SCHWARTZ, F. W. Macrodispersion in porous media: the controlling factors. **Water Resources Research**, v.13, n.4, p.743-752, 1977.
- SHEETS, R. A.; BAIR, E. S.; ROWE, G. L. Use of $^3\text{H}/^3\text{He}$ ages to evaluate and improve groundwater flow models in a complex buried-valley aquifer. **Water Resources Research**, v.34, n.5, p.1077-1089, 1998.
- SHINZATO, M. C. **Comportamento de íons metálicos associados a rejeitos de indústria de reaproveitamento de alumínio e ligas metálicas em solos/sedimentos e águas.** São Paulo, 1999. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- SÍGOLO, J. B. **Aplicação da geoquímica de superfície na análise da mobilidade e concentração de metais pesados em ambiente tropical.** São Paulo, 1998. Tese (Livre Docência) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- SILLIMAN, S. E.; KONIKOW, L. F.; VOSS, C. I. Laboratory investigation of dispersion in anisotropic porous media. **Water Resources Research**, v.23, n.11, p.2145-2151, 1987.

- SILVA, A. L. B. **Caracterização ambiental e estudo do comportamento do chumbo, zinco, e boro em área degradada por indústrias cerâmicas – região dos lagos de Santa Gertrudes, SP.** São Paulo, 2001. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- SILVA, R. F. Ensaio com a Sonda Hidráulica Multiteste na Barragem de Juruá da Usina Hidroelétrica de Kararaô. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 5., São Paulo, 1987. **Anais.** São Paulo, ABGE, 1987. v.1, p.439-449.
- SKAGIUS, K.; NERETNIEKS, I. Measurements of cesium and strontium diffusion in biotite gneiss. **Water Resources Research**, v.24, n.1, p.75-84, 1988.
- SMITH, L.; SCHWARTZ, F. W. An analysis of the influence of fracture geometry on mass transport in fractured media. **Water Resources Research**, v.20, n.9, p.1241-1252, 1984.
- SMITH, L.; SCHWARTZ, F. W. Mass transport 2. analysis of uncertainty in prediction. **Water Resources Research**, v.17, n.2, p.351-369, 1981a.
- SMITH, L.; SCHWARTZ, F. W. Mass transport 3. role of hydraulic conductivity data in prediction. **Water Resources Research**, v.17, n.5, p.1463-1479, 1981b.
- SNODGRASS, M. F.; KITANIDIS, P. K. A method to infer in situ reaction rates from push-pull experiments. **Ground Water**, v.36, n.4, p.645-650, 1998.
- SOLOMON, D. K.; POREDA, R. J.; SCHIFF, S. L.; CHERRY, J. A. Tritium and helium 3 as groundwater age tracers in the Borden aquifer. **Water Resources Research**, v.28, n.3, p.741-755, 1992.
- STARR, R. C.; GILLHAM, R. W.; SUDICKY, E. A. Experimental investigation of solute transport in stratified porous media 1. the reactive case. **Water Resources Research**, v.21, n.7, p.1043-1050, 1985.
- STITES, W.; CHAMBERS, W. A method for installing multilevel sampling wells. **Ground Water**, v.29, n.3, p.430-432, 1991.
- STRAUS, E. L. **Avaliação de área contaminada com licor negro e resíduos de indústria de fabricação de papel.** São Paulo, 1997. 124p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- SUDICKY, E. A. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process. **Water Resources Research**, v.22, n.13, p.2069-2082, 1986.
- SUDICKY, E. A.; GILLHAM, R. W.; FRIND, E. O. Experimental investigation of solute transport in stratified porous media 1. the nonreactive case. **Water Resources Research**, v.21, n.7, p.1035-1041, 1985.
- SUGITA, F.; GILLHAM, R. W. Pore scale variation in retardation factor as a cause of nonideal relative breakthrough curves 1. conceptual model and its evaluation. **Water Resources Research**, v.31, n.1, p.103-112, 1995.

- SUGITA, F.; GILLHAM, R. W.; MASE C. Pore scale variation in retardation factor as a cause of nonideal reative breakthrough curves 2. pore network analysis. **Water Resources Research**, v.31, n.1, p.113-119, 1995.
- SURITA, C. A. **Avaliação de contaminação de águas intersticiais e solo, devido a disposição de efluentes de curtimento em superfície – um estudo de campo.** São Paulo, 1999. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- SYKES, J. F.; PAHWA, S. B.; LANTZ, R.B.; WARD, D. S. Numerical simulation of flow and contaminant migration at an extensively monitored landfill. **Water Resources Research**, v.18, n.6, p.1687-1704, 1982.
- SZABO, Z.; RICE, D. E.; PLUMMER, L. N.; BUSENBERG, E.; DRENKARD, S.; SCHLOSSER, P. Age dating of shallow groundwater with chlorofluorocarbons, tritium/helium 3, and flow path analysis, southern New Jersey coastal plain. **Water Resources Research**, v.32, n.4, p.1023-1038, 1996.
- TAIOLI, F.; VILMONDES, R. Sistema automático de ensaio para determinação do tensor de permeabilidade em maciços rochosos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 6. E CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA DE FUNDAÇÕES, IX, Salvador, 1990. **Anais.** São Paulo, ABGE/ABMS, 1990. v.1, p.115-119.
- THORBJARNARSON, K.W.; HUNTLEY, D.; McCARTY, J. J. Absolute hydraulic conductivity estimates from aquifer pumping and tracer tests in a stratified aquifer **Ground Water**, v.36, n.1, p.87-97,1998.
- THORBJARNARSON, K.W.; MACKAY, D. M. A forced-gradient experiment on solute transport in the Borden aquifer 2. transport and dispersion of the conservative tracer. **Water Resources Research**, v.30, n.2, p.385-399, 1994a.
- THORBJARNARSON, K.W.; MACKAY, D. M. A forced-gradient experiment on solute transport in the Borden aquifer 3. nonequilibrium transport of sorbing organic compounds. **Water Resources Research**, v.30, n.2, p.401-419, 1994b.
- TRESSOLDI, M.; CONSONI, A. J. Disposição de resíduos. In: OLIVEIRA, A. M. S.; BRITO, A. N. S. **Geologia de Engenharia.** São Paulo, ABGE, 1998. p.343-360.
- TRESSOLDI, M. Tensores de condutividade hidráulica em aluvião e em Arenito Caiuá. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 7., Poços de Caldas, 1993. **Anais.** São Paulo, ABGE, 1993. v.1, p.297-307.
- TRESSOLDI, M. **Uma contribuição à caracterização de maciços rochosos fraturados visando a proposição de modelos para fins hidrogeológicos e hidrogeotécnicos.** São Paulo, 1991. 291p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
- TRESSOLDI, M.; KITAHARA, S. M. Three-dimensional hydrogeotechnical tests and scale effects on fractured basalts. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ROCK MECHANICS, 7., Aachen, 1991. **Proceedings.** Rotterdam, A. A. Balkema, 1991. p.631-635.

- TRESSOLDI, M.; CELESTINO, T. B.; COSTA, S. M. K. M. Hydrogeological and hidrogeotechnical tests for Porto Primavera powerplant – Brazil. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION OF ENGINEERING GEOLOGY, 6., Amsterdam, 1990. **Proceedings**. Rotterdam, A. A. Balkema, 1990a. v.2, p.1253-1259.
- TRESSOLDI, M.; CELESTINO, T. B.; COSTA, S. M. K. M; VINCENZO Jr., M. C. Caracterização hidrogeológica e hidrogeotécnica de basaltos fraturados através de ensaios tridimensionais – o exemplo de Porto Primavera. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 6. E CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA DE FUNDAÇÕES, IX, Salvador, 1990. **Anais**. São Paulo, ABGE/ABMS, 1990b. v.1, p.79-86.
- TRESSOLDI, M.; COSTA, S. M. K. M; VINCENZO Jr., M. C. Alguns aspectos hidrogeológicos de Arenito Caiuá das fundações da barragem de Porto Primavera. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 6. E CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA DE FUNDAÇÕES, IX, Salvador, 1990. **Anais**. São Paulo, ABGE, 1990c. v.1, p.97-106.
- UNIVERSITY OF WATERLOO. Waterloo Centre for Groundwater Research. **Manuel d'évaluation de la subsurface des lieux contaminés**. Winnipeg, CCME, 1994. (Rapport CCME EPC-NCSR-48F)
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Soil screening guidance: user's guide**. Washington, DC, Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996a. (EPA/540/R-96/018)
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Soil screening guidance: technical background document**. Washington, DC, Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996b. (EPA/540/R-95/128)
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ground water and wellhead protection handbook**. Washington, EPA 1994a. (EPA/625/R-94/001)
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Design, operation, and closure of municipal solid waste landfills**. Cincinnati, EPA, 1994b. (EPA/625/R-94/008)
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **RCRA Ground water monitoring: draft technical guidance**. Rockville, Government Institutes, Inc., 1994c.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ground water handbook**. 2.ed. Rockville, Government Institutes, Inc., 1992.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals**. 1991. (EPA/530-SW-87-006-F)
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Water quality assessment: a screening procedure for toxic and conventional pollutants**. Revised 1985. Athens, EPA, 1985. (EPA/600/6-85/002b)
- VARNIER, C. L. **O efeito do nitrogênio proveniente de sistemas de saneamento "in situ" na qualidade das águas subterrâneas em aquíferos livres e rasos**. São Paulo, 2001. 150 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

- VAZ, L.F. Classificação genética de solos e dos horizontes de alteração de rocha em regiões tropicais. **Solos e Rochas**, v.19, n.2, p.117-136, 1996.
- WELS, C.; SMITH, L.; VANDERGRAAF, T. T. Influence of specific surface area on transport of sorbing solutes in fractures: an experimental analysis. **Water Resources Research**, v.32, n.7, p.1943-1954, 1996.
- YEH, J. T. C.; MAS-PLA, J.; WILLIAMS, T. M.; McCARTHY, J. F. Observation and three-dimensional simulation of chloride plumes in a sandy aquifer under forced-gradient conditions. **Water Resources Research**, v.31, n.9, p.2141-2157, 1995.
- ZHANG, H.; SCHWARTZ, F. W.; WOOD, W.W.; GARABEDIAN, S.P.; LEBLANC, D.R. Simulation of variable-density flow and transport of reactive and nonreactive solutes during a tracer test at Cape Cod, Massachusetts. **Water Resources Research**, v.34, n.1, p.67-82, 1998.
- ZOU, S.; PARR, A. Estimation of dispersion parameters for two-dimensional plumes. **Ground Water**, v.31, n.3, p.389-392, 1993.