Campus de São Carlos

**ESTUDO DO RISCO DE POLUIÇÃO DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS CAUSADA POR VAZAMENTOS EM
POSTOS DE ABASTECIMENTO DE COMBUSTÍVEL, NO
MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO PRETO - SP**

REGINA MAMBELI BARROS

ORIENTADOR: PROF. DR. RODRIGO DE MELO PORTO

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

***ESTUDO DO RISCO DE POLUIÇÃO DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS CAUSADA POR VAZAMENTOS
EM POSTOS DE ABASTECIMENTO DE
COMBUSTÍVEL, NO MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO
PRETO - SP***

REGINA MAMBELI BARROS

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 19 / 10 / 00

Ass.: Danielo

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Dr. RODRIGO DE MELO PORTO

DEDALUS - Acervo - EESC

31100016766

São Carlos

2000

Class.	TESE
Out.	0705
Tombo	T 0237/00

at 11/2/91

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

Barros, Regina Mambeli

B277e Estudo do risco de poluição das águas subterrâneas
causada por vazamentos em postos de abastecimento de
combustível, no município de Ribeirão Preto -SP /
Regina Mambeli Barros. -- São Carlos, 2000.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de
São Carlos-Universidade de São Paulo, 1999.

Área: Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo de Melo Porto.

1. Contaminação. 2. Hidrocarbonetos. 3. Água
subterrânea. 4. Risco Carcinogênico. %. Problemas
ambientais. I. Título.

Sabeis que o Senhor é Deus; foi ele que nos fez, e não nós; somos povo e ovelhas do seu pasto.

Porque o Senhor é bom, e eterna sua misericórdia, e sua verdade dura de geração a geração.

Salmos 101: 3, 5

Dedico este trabalho aos meus pais José Dimas e Neuza e meu irmão Maurício, que me ensinaram o significado do amor, honestidade e dedicação.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela conclusão de mais uma etapa em minha vida.

Inicialmente desejo agradecer ao meu orientador Professor Dr. Rodrigo de Melo Porto pelo apoio e confiança na realização desta pesquisa e pela sua disponibilidade ajudando sempre que necessário.

Agradeço ao Professor Dr. Lázaro Valentin Zuquette pelo esclarecimento das dúvidas e ao Professor Dr. Dante Contin Neto pelo auxílio com todo material referente ao município de Ribeirão Preto – SP.

Ao geólogo Laert Rigo Júnior, do DAERP por suas valiosas contribuições durante a realização das simulações e análises dos poços de bombeamento.

A todos os colegas do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da USP, principalmente o Guto pela gentileza no auxílio na digitalização dos mapas e a Giovanni Chaves Penner pela contribuição com o uso do fotoionizador modelo DL-101. Agradeço a todos Professores e funcionários pelas contribuições sempre que preciso.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo suporte financeiro.

A todos que contribuíram de modo humano e material na realização desta dissertação, em especial Professor Dr. Mário César Ricci, Professor Dr. Márcio Estéfano, minha tia Nina, meus pais José Dimas e Neuza e meu irmão Maurício que me incentivaram para este trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE SÍMBOLOS.....	vii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Considerações Preliminares.....	1
1.2 Justificativa.....	3
1.3 Objetivos.....	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1 Considerações Preliminares.....	5
2.2 Líquidos em fase não aquosa.....	9
2.2.1 Conceitos Chave – Saturação e Saturação Residual.....	11
2.2.1 LNAPLs (líquidos leves em fase não aquosa).....	11
2.2.2 Transporte de NAPL: Processos Gerais.....	12
2.2.2.1.1 Comportamento de LNAPLs na superfície de água.....	14
2.2.2.1.2 Transporte de NAPL através de fraturas e Heterogeneidades.....	14

2.2.2.1.3 Métodos	
Semianalíticos.....	15
2.3 Transporte de Solutos em Aquíferos.....	16
2.3.1 Mecanismos de Transporte.....	18
2.3.1.1 Advecção.....	19
2.3.1.2 Difusão.....	20
2.3.1.3 Considerando o efeito da dispersão.....	21
2.3.1.3.1 Quantificando coeficientes de dispersão por meio de modelos geométricos.....	23
2.3.1.3.2 Quantificando coeficientes de dispersão por meio de modelos estatísticos.....	23
2.3.1.3.3 Quantificando coeficientes de dispersão por meio de modelos hidráulicos.....	24
2.3.1.3.4 Quantificando coeficientes de dispersão por meio de análise estocástica.....	24
2.3.1.4 Interpretando os efeitos de Sorção.....	28
2.3.1.5 Retardamento dos químicos.....	30
2.3.1.6 Decaimento.....	36
2.3.2 Formulação da Equação de Transporte Geral.....	40
2.3.3 Desaparecimento difusivo de NAPLs em meios fraturados.....	42
2.3.3.1 Solução Analítica para o caso de fraturas simples.....	44
2.3.4 Migração dos Combustíveis no solo.....	49
2.3.5 Hidrogeologia.....	50
2.3.5.1 Manancial Subterrâneo de Ribeirão Preto.....	50

2.35.5.1.1 Modelo Hidrogeológico para o Serra Geral.....	54
2.3.5.2 Geologia.....	55
2.3.5.3 Hidrologia Subterrânea.....	57
2.3.6 Risco de Poluição.....	61
2.3.6.1 Ato de Proteção de Água de Consumo – Safe Drinking Act (SDWA).....	64
2.3.6.1.1 Princípios da avaliação do risco.....	64
2.3.6.1.1.1 Caracterização do risco.....	66
2.3.7 Zonas em torno do poço a ser protegido.....	67
2.3.8 Critérios e limites de critério para delineação de APPs.....	69
2.3.8.1 Métodos analíticos.....	70
2.3.8.2 Tipos de zonas de captura.....	72
2.3.9 APIDSS (American Petroleum Institute Decision Support System).....	74
2.3.9.1 DSS Versão 2.0.....	74
2.3.9.1.1 Propriedades de transporte e destino.....	78
2.3.9.2 SESOIL.....	79
2.3.9.2.1 Destino químico e módulo de transporte.....	81
2.3.9.3 Modelo Jury de zona não saturada.....	84
2.3.9.4 Modelo VADSAT.....	88
2.3.9.4.1 Transporte na zona não saturada.....	88
2.3.9.4.2 Transporte na zona saturada.....	90
2.3.9.4.2.1 Fonte plana horizontal e transporte na zona saturada.....	90

2.3.9.5 Transporte Analítico: Modelo uniu, bi e tri dimensional AT123D.....	91
2.3.9.5.1 Estimando concentrações médias nos poços.....	92
2.3.9.6 Módulo de ingestão química e cálculo do risco.....	93
2.3.9.6.1 Descrição de cada rota de ingestão.....	94
2.3.9.6.1.1 Ingestão de água de consumo.....	94
2.3.9.6.1.2 Inalação durante o banho.....	94
2.3.9.6.1.3 Absorção dermal durante o banho.....	95
2.3.9.6.1.4 Ingestão do solo.....	95
2.3.9.6.1.5 Contato dermal com solo.....	96
2.3.9.6.1.6 Inalação de emissão do solo.....	96
2.3.9.6.2 Estimativa da quantidade ingerida diária crônica e do tempo de vida.....	97
2.3.9.6.3 Cálculo do risco.....	98
2.3.9.6.3.1 Cálculo do risco para efeitos carcinogênicos.....	99
2.3.9.6.4 Cálculo do índice de risco para efeitos não carcinogênicos	99
2.3.10 WHPA (Well Head Protection Area).....	103
2.3.10.1 Equações Potenciais.....	105
2.3.10.1.1 Aquífero Semi Confinado.....	105
2.3.10.1.2 Aquíferos não confiados com recarga.....	106
2.3.10.1.3 Faixa de aquífero confinado....	107

2.3.10.1.4 Determinação das constantes de integração.....	109
2.3.10.2 Módulo geral de caminhamento da partícula (GPTRAC – General Particle Tracking).....	113
2.3.10.3 Técnicas de solução.....	114
2.3.10.4 Efeito da penetração parcial de poços.....	118
2.3.10.5 Efeitos de limites hidrogeológicos.....	120
2.3.11 Métodos indiretos para detectar contaminação.....	123
2.3.11.1 Caracterização solo – gás.....	123
2.3.11.2 Princípios da fotoionização.....	125
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	127
3.1 Introdução.....	127
3.2 Descrição do local.....	127
3.3 Simulações utilizando o modelo SESOIL.....	128
3.3.1 Caracterização do solo.....	129
3.3.2 Caracterização da gasolina.....	130
3.3.3 Dados de entrada.....	130
3.4 Simulações utilizando o modelo AT123D.....	139
3.4.1 Dados de entrada.....	139
3.5 Quantificando risco de contaminação por BTEX.....	145

3.6 Combinações entre poços de fornecimento de água e postos de abastecimento de combustíveis em Ribeirão Preto – SP.....	147
3.7 Delineação das APPs.....	149
3.7.1 Dados de entrada.....	149
3.8 Análise da existência de contaminação por BTEX através do fotoionizador modelo DL-101 dos poços de bombeamento n ^o 28, 124, 72, 65, 101, 60, 130 e 50 ^A	153
4. RESULTADOS.....	155
4.1 Concentrações de BTEX em torno dos poços de fornecimento de água subterrânea.....	155
4.2 Risco e quociente de risco devido às rotas de ingestão de água, contato dermal durante o banho e inalação durante o banho.....	176
4.3 Delineação das APPs.....	183
4.4 Resultados da análise <i>in loco</i> com o uso do fotoionizador modelo DL-101.....	184
4.5 Análise dos Resultados.....	188
4.5.1 Concentrações de BTEX em torno dos poços de fornecimento de água subterrânea.....	188
4.5.2 Risco e quociente de risco.....	191
4.5.3 Delineação das APPs.....	191
4.5.4 Análise dos resultados da leitura <i>in loco</i> através do uso do fotoionizador DL-101.....	192

5. CONCLUSÕES.....	193
6. BIBLIOGRAFIA.....	195
7. ANEXO.....	203
ANEXO 1 - Dados Cadastrais da Localização dos Postos de Combustíveis de Ribeirão Preto-SP.....	203
ANEXO 2 -Dados Geológicos de Sub-Superfície da Área de Ribeirão Preto – SP.....	207
ANEXO 3 - Dados Cadastrais e Operacionais dos Poços Tubulares do DAERP.....	214
ANEXO 4 - Carta de Vulnerabilidade dos Aquíferos Serra Geral e Botucatu / Pirambóia.....	225
ANEXO 5 –Ampliação da figura 33.....	227
ANEXO 6 – Análise de sensibilidade do APIDSS.....	229

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Mapa de Ribeirão Preto – SP, com rios, estradas, postos de abastecimento e poços de bombeamento.....	2
Figura 2 -	Ocorrência de Hidrocarbonetos em Rochas Fraturadas (OLIVEIRA, 1990).....	7
Figura 3 -	Efeito de camadas de diferentes condutividades hidráulicas na migração do produto pela zona não saturada - migração horizontal (OLIVEIRA, 1992).....	8
Figura 4-	(a) Fase – livre ; (b) – NAPL residual (traduzido). Fonte : BEDIANT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).....	10
Figura 5 –	Percolação descendente de fase livre de NAPL de um vazamento único. Como o NAPL move descendentemente, maior quantidade de fase livre de NAPL fica retida como NAPL residual (traduzido). Fonte : BEDIANT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994)....	10
Figura 6-	Típico vazamento de NAPL (traduzido). Fonte : BEDIANT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).....	12
Figura 7-	Configurações da “capacidade de molhar” (traduzido). Fonte : BEDIANT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).....	13
Figura 8 –	Migração de NAPL em porosidade primária versus porosidade secundária (traduzido). (a) migração de NAPL através de porosidade primária; (b) migração de NAPL através de porosidade secundária (fraturas, etc.). Fonte: BEDIANT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).....	16

- Figura 9 – Espalhamento de hidrocarbonetos densos como uma combinação de vários mecanismos de transporte (traduzido). Fonte : SPITZ, K.; MORENO, J., 1996.....41
- Figura 10 – Uma fratura lisa, de placas paralelas representando o modelo físico para a solução analítica unidimensional usada para cálculo da transferência química de massa da fratura dentro da matriz porosa devido à difusão e divisão orgânica química para sólidos da matriz (traduzido). Fonte: CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994).....43
- Figura 11 – Quantidade de líquidos orgânicos de fase imiscível perdida expressa em termos de fase imiscível em aberturas de fraturas equivalentes como uma função da solubilidade de DNAPL na água para tempos selecionados (traduzido): (a) tipo-argila com nenhuma sorção ($R = 1$); (b) tipo-arenito / xisto com nenhuma sorção ($R = 1$). Fonte : CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994).....47
- Figura 12 - Ilustração esquemática do charco de DNAPL dentro de uma fratura, dissolvendo, e difundindo dentro da argila ao longo da fratura (traduzido). Fonte : ROSS, B.; LU, N. (1999).....49
- Figura 13 – Distribuição de frequência de orientação das fissuras Fonte: SINELLI & WERNICK, 1970 apud MONTENEGRO (1990)....52
- Figura 14 – Distribuição de frequência dos comprimentos das fissuras em Ribeirão Preto Fonte: SINELLI & WERNICK (1970) apud MONTENEGRO, (1990).....53
- Figura 15 - Dados hidrodinâmicos no Manancial de Ribeirão Preto – SP Fonte: MONTENEGRO (1990).....55

Figura 16 –	Carta Geológica de Ribeirão Preto. Fonte: NETO, D. C. ; ROSELI, M. (1996).....	57
Figura 17 –	Modelo Hidrogeológico . Fonte: Departamento de Água e Energia Elétrica do Estado de São Paulo, 1974 apud NETO, D. C ; ROSELI, M.(1996).....	59
Figura 18 –	Carta da superfície potenciométrica – Aquífero Botucatu – Pirambóia. Tempo de simulação : 4 anos. Fonte : NETO, D. C.; ROSELI, M. (1996).....	60
Figura 19 –	Sistema para avaliação do índice de vulnerabilidade dos aquíferos Serra Geral e Botucatu – Pirambóia na região de Ribeirão Preto – SP.Fonte:FERREIRA(1992).....	63
Figura 20 –	Ilustração gráfica do critério de tempo de trânsito e das zonas em torno do poço a ser protegido: zonas de contribuição (ZC), zona de influência (ZI), zona de transporte (ZT). Fonte: CLEARY (1992).....	68
Figura 21 –	Delineação de APP usando o método analítico, através do modelo analítico de fluxo uniforme. Fonte U. S. EPA (1987) apud CLEARY (1992).....	71
Figura 22–	Tipos de zona de captura (traduzido). Fonte: BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993).....	73
Figura 23–	Esquemas dos modelos incluídos no DSS. Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).....	77
Figura 24 –	Caminhamento de linha de fluxo para delinear zonas de captura de (a) relativas a tempo (b) e estado constante (traduzido). Fonte: BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993).....	118

Figura 25-	Linhas de fluxo em direção ao poço parcialmente penetrante em um aquífero confinado (traduzido). Fonte: FETTER (1994).....	121
Figura 26.1-	Seção idealizada de um poço em um aquífero limitado em um lado por um rio (traduzido). Fonte: J. G. Ferris et al., U. S. Geological Survey Water Supply Paper 1536 – E, 1962 apud FETTER (1994).....	121
Figura 26.2-	Seção idealizada de um poço em um aquífero limitado em um lado por uma camada impermeável (traduzido). Fonte: J. G. Ferris et al., U. S. Geological Survey Water Supply Paper 1536 – E, 1962 apud FETTER (1994).....	122
Figura 27-	Impacto de limites de recarga e barreira sobre curvas semilogarítmicas tempo-rebaixamento (traduzido). Fonte: FETTER (1994).....	123
Figura 28 -	Princípios da fotoionização (traduzido). Fonte: HNU (1991).....	126
Figura 29-	Mapa de Ribeirão Preto – SP, com a divisão em grupos.....	142
Figura 30-	Carta da superfície potenciométrica com a indicação do fluxo – aquífero Botucatu – Pirambóia. Fonte: NETO, D. C.; ROSELI, M. (1996).....	143
Figura 31-	Carta de localização dos poços ativados. Fonte : NETO, D. C.; ROSELI, M. (1996).....	144
Figura 32 -	Uso do fotoionizador modelo HNU DL-101.....	154
Figura 33-	Delineação das APPs para poços sujeitos à contaminação descritos no item 4.1 deste trabalho.....	183

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Coeficiente de partição para octanol – água (K_{ow}) e orgânicos carbono – água (K_{oc}) (traduzido). Fonte: APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994).....	35
Tabela 2 –	Estimativa de K_{oc} e de K_{ow} pela expressão $\log K_{ow} = a \cdot \log K_{oc} + b$ (traduzido) Fonte: APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994).....	35
Tabela 3 –	Valores de K_D para orgânicos (traduzido). Fonte: SPITZ, K.; MORENO, J. (1996) (modificado).....	38
Tabela 4 –	Relações empíricas de K_{OC} (traduzido). Fonte: SPITZ, K.; MORENO, J. (1996) (modificado).....	38
Tabela 5 -	Características dos principais poluentes (traduzido). Fonte: SPITZ, K.; MORENO, J., (1996) (modificado).....	40
Tabela 6 –	Coeficientes de difusão efetivos ($D_E = \tau D_0$) para o benzeno usando valores representativos de tortuosidade para tipo – argila, tipo arenito / xisto, e tipo – granito (20 ^o C) (traduzido). Fonte: CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994).....	46
Tabela 7 -	Resumo dos guias para qualidade de água potável e comportamento de contaminantes orgânicos no solo. FOSTER (1993).....	50
Tabela 8 -	Químicos Orgânicos Voláteis (VOCs – Volatiles Organic Chemicals) MCGs e MCLs finais (em mg/L) (traduzido). Fonte: UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY (1990).....	64
Tabela 9 –	MCGLs e MCLs propostos para esforços regulatórios (em mg/L) (traduzido). Fonte: UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY (1990).....	64

Tabela 10 –	Dados e suposições necessárias para estimar a dose humana de um contaminante de água do conhecimento de sua concentração (traduzido). Fonte: UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY (1990).....	65
Tabela 11 –	Critérios de delineação de APPs e exemplos correspondentes. Fonte CLEARY (1992).....	69
Tabela 12 –	Modelos de Transporte e Destino nos tipos de Modelos do DSS (traduzido). Fonte : AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999) (Modificado).....	76
Tabela 13 –	Base de dados das propriedades químicas (traduzido). Fonte : AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).....	78
Tabela 14–	Características gerais para as duas séries de dados (traduzido). Fonte: WEAVER (1996).....	102
Tabela 15–	Parâmetros principais ajustados para os casos (traduzido). Fonte: WEAVER (1996).....	103
Tabela 16 -	Descrição dos módulos que compõem o código WHPA (traduzido). Fonte: BLANDFORD, N. T.; WU, Y. (1993).....	109
Tabela 17-	Dados de entrada necessários à implementação dos módulos que compõem o código WHPA (traduzido). Fonte: BLANDFORD, N. T.; WU, Y. (1993).....	111
Tabela 18-	Dados necessários para implementação do modelo SESOIL (traduzido). Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).....	128
Tabela 19 –	Resultados das análises de solo. Fonte : OLIVEIRA (1992).....	130

Tabela 20 –	Composição de uma gasolina regular. Fonte: OLIVEIRA (1992) (Modificado).....	130
Tabela 21 –	Pluviograma acumulado médio mensal de 1944 a 1997. Fonte: DAEE (1998).....	132
Tabela 22 –	Índice de desconectividade do solo por classe (traduzido). Fonte : AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).....	133
Tabela 23 –	Dados de entrada no modelo SESOIL do Botucatu e Serra Geral.....	136
Tabela 24 -	Dados necessários para o modelo AT123D (traduzido). Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).....	139
Tabela 25 -	Base de dados dos parâmetros de ingestão (traduzido). Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999) (modificado).....	146
Tabela 26-	Descrição e valores assumidos para os dados de entrada da opção semi-analítica do módulo GPTRAC (traduzido). Fonte: BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993).....	150
Tabela 27 -	Risco e quociente de risco devido à ingestão de água (simulação com dispersividade longitudinal de 15 m).....	176
Tabela 28-	Risco e quociente de risco devido ao contato dermal durante o banho (simulação com dispersividade longitudinal de 15 m).....	177
Tabela 29-	Risco e quociente de risco devido à inalação durante o banho (simulação com dispersividade longitudinal de 15 m).....	178

Tabela 30 - Risco e quociente de risco devido à ingestão de água (simulação com dispersividade longitudinal de 20 m)..... 179

Tabela 31- Risco e quociente de risco devido ao contato dermal durante o banho (simulação com dispersividade longitudinal de 20 m)... 180

Tabela 32- Risco e quociente de risco devido à inalação durante o banho (simulação com dispersividade longitudinal de 20 m)..... 181

LISTA DE SÍMBOLOS

$A =$	área da fonte [L^2]
$ABS =$	fração do químico que é absorvida [M / M]
$AF =$	fator de aderência solo – pele [M / L^2]
$AT =$	tempo médio [T]
$b =$	espessura do aquífero [L]
$b_a =$	biodisponibilidade específica do químico para inalação [M / M]
$b_i =$	biodisponibilidade específica do químico para ingestão [M / M]
$b_s =$	biodisponibilidade específica do químico para ingestão de solo [M / M]
$b_{sh} =$	biodisponibilidade específica do químico para inalação [M / M]
$BW =$	peso do corpo [M]
$c =$	índice de desconectividade do solo [ou poro]
$C =$	concentração de solutos [M / L^3]
$C_0 =$	concentração total inicial de contaminante no solo [M / L^3]
$C_a =$	concentração do químico no ar ambiente [M / L^3]
$C_i =$	concentração da fase dissolvida do componente i [M / L^3]
$C_s =$	concentração do poluente adsorvida [M / M]
$C_{sh} =$	concentração de químicos no ar do banho [M / L^3]
$C_T =$	concentração total do solo [M contaminante / L^3 solo]
$C_V =$	concentração na fase de vapor [M / L^3]
$C_W =$	concentração na fase líquida, ou solubilidade, qualquer que seja menor [M / L^3]
$C_{well} =$	concentração média verticalmente do poço [M / L^3]
$CDI =$	dose absorvida crônica diária [$M / M T$]
$CDI_{ij} =$	ingestão diária crônica para o químico i , rota de exposição j [$M / M T$]
$CEC =$	capacidade de troca catiônica do solo ($n_{eq} / 100$ g solo wt. Seco)
$d =$	profundidade da superfície ao aquífero [L]
$d_i =$	espessura da camada i [L]
$D =$	ar estagnante da espessura da camada limite [L]
$D_a =$	coeficiente de difusão no ar para o composto [$L^2 T$]
$D_{abs} =$	dose dermal absorvida [$M / M T$]

$D_0 =$	coeficiente de difusão [L^2 / T]
$D_E =$	coeficiente de difusão efetivo para espécies químicas em meio poroso [L^2 / T]
$DI =$	dose absorvida diária das rotas de exposição de ingestão de água, inalação durante o banho, ingestão de solo [$M / M T$]
$D_L =$	coeficiente de dispersão [L^2 / T]
$D_g^a =$	coeficiente de difusão gasosa específico do químico no ar [L^2 / T]
$D_i^w =$	coeficiente de difusão líquida específico do químico no ar [L^2 / T]
$D_u =$	coeficiente de dispersão vertical na zona não saturada [L^2/T]
$D_x, D_y, D_z =$	coeficientes de dispersão nas direções x, y e z [L^2 / T]
$E =$	evapotranspiração [L]
$ED =$	duração da exposição [T]
$EF =$	freqüência de exposição [T / T]
$ET =$	tempo de exposição [T / T]
$f_{oc} =$	fração de carbono orgânico [g / g]
$FI =$	fração do solo total ingerida que está contaminado [M / M]
$g =$	aceleração da gravidade [L / T^2]
$G =$	runoff da água subterrânea ou recarga [L]
$h =$	coeficiente de transferência da camada limite [L / T]
$H =$	constante da Lei de Henry [(M/L^3 de vapor) / (M / L^3 de solução)]
$H_E =$	coeficiente de transferência de massa variável [L/T]
$HI =$	índice de risco [-]
$HQ_{ij} =$	quociente de risco para o químico i, rota de exposição j [-]
$i =$	gradiente hidráulico [-]
$I =$	infiltração [L]
$IELCR_{ij} =$	risco excedente individual de câncer durante a vida para o químico i, rota de exposição j [-]
$IELCR_t =$	risco excedente individual total de câncer durante a vida [-]
$IH =$	taxa de inalação durante o banho e da emissão do solo [L^3 / T]
$IR =$	taxa de ingestão de água, ingestão do solo [L^3 / T]
$k =$	permeabilidade intrínseca [L^2]
$K =$	condutividade hidráulica [L / T]
$K_D =$	coeficiente de distribuição entre carbono orgânico e água [L^3 / M]
$K_i =$	permeabilidade para camada i [L^2]

K_{oc} =	coeficiente de distribuição entre água e uma fase 100% carbono orgânico [L^3 / T]
K_{ow} =	coeficiente de divisão entre água e octanol [-]
K_{sat} =	condutividade hidráulica saturada [L / T]
$LADD$ =	dose diária média absorvida no tempo de vida [$M / M T$]
$LADD_{ij}$ =	dose diária média durante a vida para o químico i, rota de exposição j [$M / M T$]
$M_{inp}(t)$ =	massa vindo dentro do compartimento durante o passo de tempo [M]
$M_{orig}(t-1)$ =	massa inicial no compartimento no início do passo de tempo [M]
$M_{out}(t)$ =	poluente exportado durante o passo de tempo [M]
M_t =	massa total difundida dentro da matriz por unidade de área da face da fratura [M]
$M_{trans}(t)$ =	transformação do poluente (ou perda) dentro do compartimento durante o passo de tempo [M]
$MCEC$ =	massa de cátion máxima do poluente trocada pelo solo [M / M solo]
MR =	retenção da mistura [L]
MW =	peso molecular do poluente (g / mol)
n =	porosidade [-]
n_e =	porosidade efetiva [-]
P =	precipitação [L]
PC =	constante de permeabilidade da pele específica do químico [L / T]
q =	fluxo advectivo fornecido pela lei de Darcy [M / T]
q_0 =	fluxo difusivo [M / T]
Q_i =	termo de fonte para espécies i [$M / T / L^3$], calculada pela parte da zona não saturada do modelo VADSAT.
Q_j =	produção de um poço j [L^3 / T]
r_j =	distância de um ponto no qual a cota piezométrica é determinada para este poço [L]
r_w =	raio de abertura do poço [L]
R =	fator de retardamento [mg / kg ou ppm]
RfD_{ij} =	dose de referência para o químico i, rota de exposição j [M / M T]
R_{si} =	coeficiente de retardamento para espécies i na zona saturada [-]

$s =$	termo fonte / poço [ML^3 / T]
$S =$	runoff da superfície [L]
$Sat =$	saturação do solo [L^3 água / L^3 espaço de poro]
$S_{ef} =$	solubilidade efetiva [M / L^3]
$Sf_{ij} =$	fator de declividade para o químico i , rota de exposição j [$M / M T$] ⁻¹
$S_i =$	Saturação [-]
$S_s =$	armazenabilidade específica [-]
$S_w =$	solubilidade [$mmol / l$]
$SA =$	área superficial de pele exposta [L^2]
$t =$	tempo [T]
$T =$	transmissividade do aquífero [L^2 / T]
$T_{1/2} =$	meia – vida de isótopos radioativas ou de contaminante degradado [T]
$V =$	proporção de infiltração [M / T]
$Val =$	valência do cátion (-)
$v_i =$	Volume do fluido [L^3]
$V_{\text{espaço poroso}} =$	Volume do espaço poroso [L^3]
$V_u =$	velocidade da água de poro na zona não saturada [L/T]
$x_i =$	fração molar do componente na mistura de hidrocarbonetos [mol / mol]
$z =$	profundidade [L]
$Y =$	campo [L]

Símbolos gregos

$\alpha =$	dispersividade [L]
$\beta_i =$	coeficiente de esgotamento [T^{-1}]
$\phi =$	cotas piezométricas [L]
$\lambda =$	constante da taxa que caracteriza o decaimento [T^{-1}]
$\mu =$	viscosidade dinâmica do fluido [$M / L T$]
$\mu_{ui} =$	coeficiente de decaimento de primeira ordem para o componente i na zona não saturada [T^{-1}]

μ_{ui} =	coeficiente de decaimento total na zona vadosa para o químico i em $[L^{-1}]$
μ_{uiw} =	coeficiente de decaimento na fase aquosa para o químico i $[L^{-1}]$
μ_{Si} =	coeficiente de decaimento de primeira ordem para massa perdida na zona saturada $[T^{-1}]$
v =	velocidade $[L / T]$
θ =	porosidade da matriz $[-]$
θ_a =	porosidade de ar-preenchido $[L^3/L^3]$
θ_T =	porosidade total $[L^3/L^3]$
θ_{TS} =	porosidade efetiva total na zona saturada $[L / T]$
θ_w =	porosidade de água-preenchida $[L^3/L^3]$
ρ =	densidade do fluido $[M / L^3]$
ρ_b =	densidade de solo seco $[M / L^3]$
ρ_v =	densidade de volume do sedimento $[M / L^3]$
τ =	fator de tortuosidade $[-]$
ω =	ângulo do ambiente de fluxo

LISTA DE ABREVIACÕES

API	American Petroleum Institute (Instituto Americano de Petróleo)
APPs	Área de Proteção de Poços
AS	Air Sparging
BTEX	Benzeno – Tolueno – Etilbenzeno – Xileno
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
DAEE	Departamento de Água e Esgoto
DAERP	Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto
DNAPL	Líquido com fase não aquosa mais pesado que a água
DSS	Decision Support System
CG	Gas Chromatographic
LNAPLs	Líquido com fase não aquosa mais leve que a água
MCL	Maximum Contaminant Level
MCLG's	Maximum Contaminant Level Goals
MOE	Margin – Of – Exposure
MTBE	Metil – terta – butil – éter
NAPL	Líquido com fase não aquosa
NOAL	No – Or – Lowest – Observed – Adverse – Effect – Level
PID	Detector de fotoionização
SVE	Soil Vapor Extraction
TPH	Total Petroleum Hydrocarbon
USEPA	United States Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)
VER's	Volumes Elementares Representativos VOC Composto orgânico volátil
ZC	Zona de Contribuição
ZI	Zona de Influência
ZT	Zona de Transporte
WHPA	Well Head Protection Area (Área de Proteção de Poço)

RESUMO

BARROS, R. M. (2000). *Estudo do Risco de Poluição das Águas Subterrâneas Causada por Vazamentos em Postos de Abastecimento de Combustível, no Município de Ribeirão Preto – SP*. São Carlos, 2000. 249 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

No município de Ribeirão Preto - SP, a qualidade das águas subterrâneas está diante de uma ameaça potencial por vazamento dos diversos tanques de armazenamento de combustíveis. O abastecimento público de água é realizado totalmente a partir do manancial subterrâneo. Tendo em vista a toxicidade de muitos dos componentes de derivados de petróleo, é de elevada importância a avaliação do risco de contaminação por tais substâncias, que é alvo do estudo aqui proposto.

O objetivo do trabalho foi avaliar as distribuições espaciais e temporais das concentrações de hidrocarbonetos em torno dos poços de bombeamento ativados e delinear as áreas de proteção em torno dos poços de abastecimento público de água susceptíveis à contaminação por hidrocarbonetos.

Para execução do objeto da presente pesquisa foram utilizados modelos semi-analíticos, através do software Well Head Protection Area (WHPA) e modelos da API (American Petroleum Institute), como SESOIL, AT123D e JURY, contidos no pacote DSS (Decision Support System), APIDSS.

Foram aplicados os modelos SESOIL (zona não saturada) e AT123D (zona saturada) e avaliadas as concentrações nos pontos receptores (poços tubulares em operação). Também foi aplicado o módulo de entrada química para cálculo do risco para saúde humana para estes modelos tendo sido utilizadas as rotas de exposição de ingestão de água contaminada, inalação durante o banho e contato dermal com água contaminada.

Analizou-se a sensibilidade dos modelos do APIDSS, simulando vazamentos baseados no trabalho de OLIVEIRA (1992) para valores de dispersividade longitudinal de 15 m e 20 m.

A etapa seguinte foi a identificação dos pontos de maior risco e delimitação das Áreas de Proteção de Poços (APPs) através do software WHPA. A seguir estas áreas foram sobrepostas à carta de vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na região de Ribeirão Preto – SP (FERREIRA, 1992).

Em torno dos poços de abastecimento de água foram observadas concentrações de BTEX fazendo-se uso do fotoionizador modelo DL-101.

Palavras – chave: Contaminação; Hidrocarbonetos; Água Subterrânea; Risco Carcinogênico; Problemas Ambientais.

ABSTRACT

BARROS, R. M. (2000). *Study of Pollution risk of Groundwater caused by Leaching at the fuels suppling services, in the city of Ribeirão Preto – SP*. São Carlos 249 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

In the city of Ribeirão Preto – SP, the quality of groundwater is in front of a potential threat by leaching of several fuels storage tanks. The public supply is fully performed from ground source. In the view of toxicity of many of components of petroleum deriveds, it is high importance the assessment of risk of contamination by such substances, that is target of study intended here.

The goal of this work was to assess the spatial and time distribution of hydrocarbons concentrations around the actived pumping wells and to outline the well head protection area around the public supply wells susceptibles to contamination by hydrocarbons.

For to perform the goal this research were used semi analytical models, by software well head protection area (WHPA) and API's models (American Petroleum Institute), like SESOIL, AT123D and Jury, inside of DSS package (Decision Support System), APIDSS.

It were applied the SESOIL (non saturated) and AT123D (saturated zone) models and assessed the receiver points concentrations. Also it were applied the chemical input module for risk assessment for human health for that models had been used contaminated water intake, inhalation during shower and dermal contact with contaminate water routes of exposition.

It was assessed the sensibility of APIDSS's models, simulating leaching based on work of OLIVEIRA (1992) for values of longitudinal dispersivities of 15 and 20 meters.

The following stage was the identification of greatest risk points and delimitation of well heads protection areas (WHPAs) throught software WHPA.

Following these areas were put on to vulnerability chart to groundwater contamination at the region of Ribeirão Preto – SP (FERREIRA, 1992).

Around these water supply wells were observed BTEX concentrations through use of photoionization DL-101.

Key-words : Contamination, Hydrocarbons, Groundwater, Carcinogenic Risk, Ambiental Problems.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Preliminares

Os riscos de poluição dos recursos hídricos subterrâneos por vazamentos em tanques de armazenamento de derivados de petróleo e substâncias químicas perigosas têm sido objeto de estudos cada vez mais intensivos nos países desenvolvidos. Nos Estados Unidos, a preocupação dos órgãos públicos gerou o Ato de Conservação e Recuperação de Recursos, em 1984 (OLIVEIRA, 1990).

Vazamentos de derivados de petróleo armazenados em tanques resultam de:

- derramamento durante operação de transferência do produto para o tanque;
- vazamento no sistema, devido à corrosão;
- falhas estruturais do tanque ou das tubulações;
- instalação inadequada.

A retrospectiva na Europa e Estados Unidos tem mostrado que os tanques irão corroer e vazar dentro de vinte anos após sua instalação (OLIVEIRA, 1990).

Os contaminantes que irão primeiro atingir o lençol freático são os hidrocarbonetos monoaromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (BTEX), pois estão em concentrações significativas na gasolina e possuem razoável solubilidade em água. O benzeno pode causar câncer, tremores, vertigens, leucopenia e afetar o sistema nervoso central. Possui o menor padrão de qualidade

de água ($10 \mu\text{g} / \text{L}$), segundo as normas apresentadas na Portaria nº 36 (19 / 01/ 90) do Ministério da Saúde.

Em Ribeirão Preto - SP, do total de 85 poços em operação, 20 estão em região de recarga do aquífero. A profundidade do lençol freático varia de 18m a 45 m.

Os 65 poços restantes estão localizados na porção confinada do aquífero. Nas partes onde a espessura da rocha é menor que 50m, sistemas de fratura podem permitir a contaminação do aquífero. A condutividade hidráulica do aquífero Botucatu - Pirambóia é da ordem de 2 m/dia, considerada relativamente alta. Estudos de recarga apontam valores da ordem de 20% da precipitação atingindo o lençol freático.

Dos 85 poços tubulares em operação, verifica-se uma grande concentração na região central da cidade, onde também se acumulam os postos de abastecimento, conforme figura 1. Esta proximidade aumenta sobremaneira o risco de fornecimento público de água contaminada por produtos cancerígenos, derivados do petróleo.

Figura 1-Mapa de Ribeirão Preto – SP, com rios, estradas, postos de abastecimento e poços de bombeamento.

Em casos de um derramamento, o custo médio do trabalho de recuperação de locais atingidos, segundo a EPA, é de cerca de U\$ 100.000. No entanto, não estão incluídos os custos relacionados à escavação, eliminação de resíduos ou reforma dos tanques (GUIGER, 1996).

✓ O órgão estadual responsável por problemas de poluição das águas subterrâneas, CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), só é notificada em casos excepcionais de vazamentos visíveis. Portanto, estudos de proteção por toda a área são absolutamente essenciais, uma vez que esquemas de avaliação e remediação de áreas já contaminadas são dificultosos do ponto de vista de economia e eficácia.

✓ Numa estratégia de defesa da qualidade das águas subterrâneas, é recomendável, como processo inicial, uma avaliação regional em nível de reconhecimento, com base em dados disponíveis. Isto consiste em mapear o grau de vulnerabilidade natural dos sistemas de aquíferos e caracterizar os riscos potenciais de poluição associados à carga contaminante. (FOSTER, 1988).

Uma abordagem preventiva em programas de proteção de mananciais subterrâneos compreende a delimitação de áreas das quais os poços retiram água durante um intervalo de tempo especificado, denominado **Área de Proteção do Poço (APP)**. O principal objetivo é proteger as áreas das quais se extrai água quando em bombeamento. Este é o principal objetivo dos Programas de Proteção de Poços (Wellhead Protection Program), estabelecido nos Estados Unidos através de emendas ao Safe Drinking Water Act (SDWA), em junho de 1986, para delinear as APPs para todos os poços municipais daquele país. Embora a delineação e a proteção de APPs seja uma das maiores prioridades em programas de proteção de água subterrânea na Europa e Estados Unidos, o assunto é virtualmente desconhecido no Brasil. (CLEARY, 1992).

1.2 Importância

Justifica-se o presente estudo pelos seguintes motivos: O risco de fornecimento de água contaminada por derivados de petróleo (cancerígenos), posto que toda a demanda pública provém do manancial subterrâneo (250 000 m³/dia); custos altos e eficácia restrita nos trabalhos de recuperação de locais já

contaminados; e possibilidade da ocorrência de vazamentos sem o conhecimento do órgão estadual de saneamento ambiental, CETESB.

1.3 Objetivos

Os principais objetivos do presente trabalho são:

- avaliar as distribuições espaciais e temporais das concentrações de hidrocarbonetos em torno dos poços de bombeamento;
- quantificar o risco carcinogênico e não carcinogênico à saúde humana por exposição prolongada a hidrocarbonetos e;
- delinear as áreas de proteção de poços de abastecimento público de água no município de Ribeirão Preto – SP.

Cabe salientar que este trabalho não é conclusivo, pois frente à quantidade de dados hidrogeológicos de entrada nos modelos utilizados, muitos valores médios e limites foram adotados. Logo, aqui se determinam riscos potenciais de contaminação e estimativas de riscos carcinogênicos e não carcinogênicos que devem ser aprofundados em cada caso específico poço/posto.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES

Este levantamento bibliográfico tem como objetivo relatar os mecanismos de transporte de solutos em aquíferos. A difusão é também estudada em meios fraturados. Em seguida é enfocada hidrologia do município de Ribeirão Preto – SP. Os conceitos básicos para compreensão da delineação das APPs e modelos contidos no APIDSS e código WHPA são descritos.

Os efeitos da penetração parcial de poços e de limites hidrogeológicos são abordados visando o entendimento das limitações do código WHPA. Finalmente, estuda-se a utilização do fotoionizador modelo DL-101 como um método indireto para detectar contaminação por hidrocarbonetos, uma vez que representa uma alternativa rápida e não custosa quando comparada à amostragem convencional.

✓ Segundo OLIVEIRA (1988), as gasolinas são compostos complexos derivados de petróleo que muitas vezes contém aditivos. Não existe uma fórmula química exata, pois contém mais que 200 componentes diferentes, enquanto que o diesel pode conter 500 compostos. O indicador específico usado para caracterizar contaminação por gasolina é, usualmente, o BTEX (Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno) e o TPH (Total Petroleum Hydrocarbon - Hidrocarboneto Total do Petróleo).

✓ A gasolina é uma mistura complexa de hidrocarbonetos voláteis com 3 a 12 carbonos apropriados para uso em motores de combustão interna. É composta majoritariamente de parafinas com cadeias ramificadas e cicloparafinas (alcanos e cicloalcanos), hidrocarbonetos aromáticos e olefinas (alcenos) (FERREIRA, 2000). A composição específica vai variar dependendo da origem do petróleo

tanto quanto do método de produção e dos processos de destilação (CLINE¹ apud FERREIRA, 2000). A gasolina também pode conter uma série de aditivos (corantes, agentes antidetonantes, chumbo, antioxidantes, desativadores de metal, inibidores de corrosão, elevadores de volatilidade / octanol) (LANE²; CLINE¹ apud FERREIRA, 2000) e oxigenados (etanol, MTBE, terta – butil éter).

A gasolina existente no Brasil recebe a adição de solventes tais como etanol e MTBE na proporção de 22 a 26%, antes de ser distribuída para os postos de abastecimento. No Brasil, há registro de poucas contribuições importantes relacionadas ao efeito da cossolvência do etanol (que pode aumentar a solubilização dos compostos orgânicos da gasolina) e à dissolução de misturas de gasolina e álcool. FERREIRA (2000) desenvolveu um trabalho onde quantifica o potencial de contaminação da água subterrânea e de solos arenosos residuais dos arenitos da formação Botucatu por derramamento de gasolina oxigenada.

Além da composição química, hidrocarbonetos líquidos são distinguidos pelas suas propriedades físicas como densidade e viscosidade. Segundo FERREIRA (2000) as propriedades físicas e químicas dos hidrocarbonetos da gasolina que podem influenciar na sua mobilidade na água e no solo são a solubilidade, a pressão de vapor, a densidade, a viscosidade dinâmica, o coeficiente de partição entre octanol e água (K_{ow}).

A quantidade inicial de produto derramado, a distância vertical que separa o ponto de vazamento do lençol freático e a quantidade residual de produto que fica retida pelo solo irá controlar a quantidade de produto que irá atingir o lençol freático.

A gasolina que vaza de um tanque subterrâneo contém alifáticos altamente voláteis, alguns aromáticos voláteis e uma ampla faixa de solubilidade para compostos dentro dessas grandes faixas. Isto pode resultar em três fases distintas : líquido, dissolvido e vapor, como se verifica na figura 2.

¹ CLINE, P. V.; DELFINO, J.J.; RAO, P.S.C. (1991). Partitioning of aromatic constituents into water from gasoline and other complex solvent mixtures. *Environ. Sc. Technol.*, v.25 (5), p.914-920 apud FERREIRA, S. B. (2000). *Estudos Laboratoriais para Avaliação do Potencial de Contaminação de Água e de Solo por Gasolina Oxigenada*. São Carlos, 2000. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p.9

² LANE, L.C. (1977). In Kirk-othmer Encyclopedia of Chemical Technology; Mark, H.F., McKetta, J.J.; Othmer, D.F.; Standen, A. Eds.; Interscience Publisher: New York, Vol.11, p.664-671 apud FERREIRA, S. B. (2000). *Estudos Laboratoriais para Avaliação do Potencial de Contaminação de Água e de Solo por Gasolina Oxigenada*. São Carlos, 2000. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p.9

Figura 2 - Ocorrência de Hidrocarbonetos em Rochas Fraturadas (OLIVEIRA, 1990).

Um vazamento de gasolina normalmente infiltra verticalmente, mas muitas vezes pode migrar horizontalmente se encontrar camadas horizontais ou sub horizontais de condutividades hidráulicas distintas, funcionando como um caminho preferencial para migração de produto (figura 3). Como a gasolina descende verticalmente através da zona não saturada, uma quantidade residual irá ser retida pelo solo. A profundidade do lençol freático, o volume vazado e características de retenção de gasolina no solo determinam se o produto livre irá alcançar o lençol (OLIVEIRA, 1992).

Logo, um vazamento de combustíveis líquidos no solo consiste, inicialmente, em uma pluma de contaminação de hidrocarbonetos em fase líquida livre. Com o passar do tempo, os constituintes se volatilizarão para a fase de vapor, se dissolverão em água e permanecerão adsorvidos no solo (GUIGUER, 1996).

O volume de material contaminado na fase dissolvida (79%) é muito maior que os volumes nas fases livre (20%) e sorvida (1%) (OLIVEIRA, 1992).

Segundo OLIVEIRA (1992), a permanência da fase sorvida do produto no solo funciona como uma fonte contínua de contaminação para as águas subterrâneas. Como o processo de sorção é reversível (KARICKHOFF ¹; SCHWARZENBACH ²; CHIOU ³ apud FERREIRA, 2000), a fase sorvida libera paulatinamente para a zona saturada do aquífero, pequenos volumes de contaminante em quantidades suficientes para elevar a sua concentração acima dos limites permissíveis para potabilidade. Quando este processo ocorre naturalmente estende-se por vários anos.

Figura 3 - Efeito de camadas de diferentes condutividades hidráulicas na migração do produto pela zona não saturada - migração horizontal (OLIVEIRA, 1992).

¹ KARICKHOFF, S. W.; BROWN, D. S.; SCOTT, T. A. A. (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*, 13(3):241-248, Oxford (Pergamon Press) apud FERREIRA, S. B. (2000). *Estudos Laboratoriais para Avaliação do Potencial de Contaminação de Água e de Solo por Gasolina Oxigenada*. São Carlos, 2000. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p.15

² SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P. M.; IMBODEN, D. M. (1993) *Environmental Organic Chemistry*, John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, 681 p. apud FERREIRA, S. B. (2000). *Estudos Laboratoriais para Avaliação do Potencial de Contaminação de Água e de Solo por Gasolina Oxigenada*. São Carlos, 2000. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p.15

³ CHIOU, C. T.; PORTER, P. E.; SCHMEDDING, D. W. (1983): Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water – *Environ. Sci. Technol.*, 17 (4): 227-231 apud FERREIRA, S. B. (2000). *Estudos Laboratoriais para Avaliação do Potencial de Contaminação de Água e de Solo por Gasolina Oxigenada*. São Carlos, 2000. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p.15

Devido a sua condição imiscível e densidade menor que a da água subterrânea, a gasolina, ao atingir a zona saturada, aparece como uma camada flutuando sobre o lençol freático ou franja capilar. O peso do produto deprime o lençol freático.

Muitos dos compostos químicos orgânicos tem efeitos nocivos em estudos de saúde e toxicologia. Os locais contaminados podem conter considerável quantidade de massa, a qual tem potencial de volatilização por anos.

Uma vez que os compostos orgânicos voláteis atingem a zona saturada e migram para o lençol freático, com a formação de uma fase livre como é o caso da gasolina e outros compostos menos densos que a água, algumas moléculas são transferidas por volatilização para os poros vazios do material geológico. Essa transferência é controlada pela constante da Lei de Henry. Tal mobilidade é função de uma série de fatores tais como porosidade, densidade, conteúdo de água e de ar, espessura da zona vadosa, fração de Carbono orgânico e coeficientes de difusão em fase líquida e gasosa. As flutuações do lençol freático também são responsáveis por variações na volatilização dos compostos (OLIVEIRA, 1992). Logo, o risco quanto à fase gasosa não reside somente em fogo e explosão. A contaminação atmosférica de poluentes voláteis também é notável (JURY, 1990).

2.2 Líquidos em fase não aquosa (NAPL)

✓ Líquidos com fase não aquosa são hidrocarbonetos que não se dissolvem na água. Esses fluidos imiscíveis exibem diferentes comportamentos e propriedades na sub superfície que plumas de contaminantes dissolvidos. Enquanto plumas de contaminantes dissolvidos são invisíveis a olho nu e caminham com o fluxo do aquífero, NAPLs em subsuperfície formam uma fase heterogênea oleosa visível cuja migração é governada pelas forças da gravidade, capilaridade e ascensionais. Após mover-se descendentemente através da zona vadosa, alguns NAPLs leves (LNAPLs) podem flutuar e mover sobre o topo do nível d'água, enquanto NAPLs mais densos (DNAPLs) podem mover descendentemente além do nível d'água e penetrar centenas de pés na zona saturada. (BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J., 1994).

Quando vazada na superfície, a fase livre ou móvel de NAPL é forçada para dentro dos poros da matriz do solo-aquífero por pressão hidrostática sobre corpos contínuos de NAPL. NAPL sobre pressão pode penetrar em muitos poros e fraturas muitos pequenos na subsuperfície contanto que a fonte original de NAPL, tal como um vazamento de tanque de armazenamento de combustível, proporcione pressão contínua. Quando o abastecimento de NAPL acaba, a pressão da fase livre de NAPL é removida, e formam-se pequenas gotas de NAPL quebradas ou vias secundárias de corpos de NAPL contínuos. (BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J., 1994). Essas gotas então se tornam presas em poros individuais ou pequenos grupos por forças capilares (fig. 4 e 5).

Figura 4– (a) Fase – livre ; (b) – NAPL residual (traduzido). Fonte : BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).

Figura 5 – Percolação descendente de fase livre de NAPL de um vazamento único. Como o NAPL move descendentemente, maior quantidade de fase livre de NAPL fica retida como NAPL residual(traduzido). Fonte : BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).

2.2.1.1 Conceitos Chave – Saturação e Saturação Residual

A Saturação (S_i) é a fração do espaço poroso total contendo NAPL ou, mais especificamente, a fração relativa de um fluido particular i , em um volume de um meio poroso:

$$S_i = \frac{v_i}{v_{\text{espaço poroso}}}$$

onde:

v_i é o volume do fluido e $v_{\text{espaço poroso}}$ é o volume de espaço poroso aberto. Valores de saturação para fase livre, massas contínuas de NAPLs são geralmente maiores que 50% e podem ser de 100% em alguns sistemas. A saturação na qual um NAPL contínuo torna-se descontínuo e é imobilizado por forças capilares é conhecida como saturação residual (S_{ir}). Em solos não saturados, a saturação residual de fluidos de NAPL, definida como fração de volume de poros totais ocupados por NAPL sob condições ambientais, tipicamente varia de 5% a 20%. A saturação residual parece ser relativamente insensível aos tipos de químicos que compõem o NAPL, mas é muito sensível a propriedades de solo e heterogeneidades (U. S. EPA, 1990).

2.2.2 LNAPLs (líquidos leves com fase não aquosa mais leve que a água)

NAPLs estão primariamente associados com a produção, refinamento e distribuição de produtos de petróleo. Derramamentos e vazamentos acidentais de gasolina, querosene, diesel e condensados associados são comumente fontes de LNAPL para o aquífero. Quando LNAPL é vazado na superfície, ele primeiro migra descendentemente através da zona não saturada pela gravidade (figura 6). O fluxo do aquífero, passado LNAPL flutuante, dissolve componentes solúveis de NAPL, formando uma pluma dissolvida no gradiente abaixo da zona de LNAPL. Químicos típicos de interesse, resultantes da dissolução de produtos de petróleo incluem Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno (BTEX), bem como outros hidrocarbonetos aromáticos. A pluma de LNAPL é capaz de migrar em direções de baixos gradientes sobre a superfície do nível d'água, e não pode ser efetivamente recuperada pela sua remoção em profundidade, requer o

“desnatamento” do produto puro (BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J., 1994).

Figura 6– Típico vazamento de NAPL(traduzido). Fonte : BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).

2.2.2.1 Transporte de NAPL: Processos Gerais

O movimento de NAPL ocorre em nível de poro quando pressão suficiente está disponível para forçar a fase livre de NAPL através de uma pequena garganta de poro, deste modo, deslocando ar e/ou água que anteriormente ocupava o poro. A quantidade de pressão requisitada depende das forças capilares agindo sobre os fluidos sobre ambos os lados da garganta de poro. A maneira que as forças capilares agem sobre estes dois fluidos é parcialmente explicada pela molhabilidade; o fluido atraído dentro do poro é chamado de fluido “molhante”, enquanto o fluido repelido pelas forças capilares é o fluido não “molhante” (BEAR, 1972).

A molhabilidade é definida como a tendência de um fluido espalhar-se sobre uma superfície sólida em favor de um segundo fluido. Essa propriedade é caracterizada pela observação do ângulo de contato de um fluido teste sobre uma superfície quando circundado por um volume maior de um fluido anterior (figura 7). A molhabilidade está intimamente relacionada com uma outra propriedade física, a tensão interfacial, a qual é definida como energia superficial livre na

interface entre dois fluidos imiscíveis. A interação entre moléculas similares sobre ambos lados da interface produz forças capilares quando dois fluidos entram em contato com uma fase sólida, tal como garganta de poro (BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. , 1994).

Figura 7– Configurações da molhabilidade(traduzido). Fonte: BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).

A aplicação do conceito de molhabilidade ao transporte de NAPL em situações de campo específicas requer informações detalhadas em relação a propriedades físicas de cada fluido no sistema bem como as informações sobre os grãos de solo ou meio do aquífero. Entretanto, as seguintes generalizações podem ser feitas:

- A água é quase sempre o fluido molhante quando misturada com ar ou NAPLs na subsuperfície;
- NAPLs servem como fluido molhante quando misturados com ar, mas como não molhante quando combinados com água na subsuperfície (DOMENICO e SCHWARTZ, 1990 apud BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J., 1994).

A infiltração de NAPL dentro da zona vadosa forma um sistema de quatro fases consistindo de ar, água, sólido e fases de NAPL (U. S. EPA, 1990). A água sobre grãos de solos serve como um fluido molhante, enquanto o NAPL age como fluido molhante com relação ao ar sobre o filme de água e um fluido não molhante com relação à água (DOMENICO & SCHWARTZ, 1990).

Logo, a migração descendente de NAPL infiltra relativamente fácil dentro do meio cujos poros estão em grande parte preenchidos com ar, porque como um fluido molhante parcialmente neste sistema quadrifásico, forças capilares não repelem o movimento de NAPL. Se NAPL suficiente está disponível, ele continua a migração do movimento descendente da área da fonte pela formação de filmes ou gotas, cuja tendência de formação depende das propriedades do químico. Depois que o abastecimento original de NAPL acaba, 10% a 20% do espaço de poro na zona vadosa será ocupado pelo residual remanescente de NAPL em filmes e/ou gotas, e o resto de espaço de poro é preenchido por uma mistura ar/vapor localizada, principalmente, nos poros maiores, com água espalhando-se sobre a superfície dos grãos de solo e preenchendo poros menores (BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. 1994).

2.2.2.1.1 Comportamento de LNAPLs na superfície de água

A interação entre água, ar e NAPLs torna-se mais complexa uma vez que o NAPL aproxima-se da superfície de água e a franja capilar associada. Em um sistema completamente saturado, a água é o fluido molhante e o NAPL é o fluido não molhante, cujo movimento é repelido pelas forças capilares. A franja capilar representa a zona de transição entre um sistema onde NAPLs são fluidos parcialmente molhantes (zona vadosa) e onde eles são fluidos não molhantes (zona saturada). Se a densidade de um NAPL é menor que a da água, irá acumular sobre o topo da franja capilar e eventualmente flui em camadas finas ao longo da

superfície de água depois que uma espessura mínima é encontrada (DOMENICO & SCHWARTZ, 1990). Se a velocidade de fluxo através da zona vadosa é suficientemente rápida, a franja capilar irá deformar e o LNAPL irá flutuar sobre a superfície de água.

Uma vez que o abastecimento de NAPL acaba, entretanto, a massa contínua de LNAPL na franja capilar começa a quebrar em gotas individuais e formar o LNAPL residual.

2.2.2.1.2 Transporte de NAPL através de fraturas e Heterogeneidades

✓ Em alguns cenários geológicos, a maioria dos fluxos dos aquíferos ocorre através de fraturas em formações rochosas de baixa permeabilidade. O fluxo em fraturas muitas vezes responde rapidamente a eventos pluviométricos e outras entradas de fluidos. O fluxo através do volume da matriz da rocha é extremamente lento; tão lento que o movimento de contaminante na matriz pela difusão molecular pode ser mais rápido que o movimento pela advecção. Se existe um alto grau de fraturamento, tal que o material tem permeabilidade moderada a alta, é provável que seu comportamento hidráulico seja similar a aquele de meio poroso não fraturado. A lei de Darcy, a equação de Theis, e outras fórmulas de meio poroso podem ser aplicadas com razoável confiança em tais casos para o projeto de remediação (BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. , 1994)

Na maior parte dos locais, o NAPL irá migrar preferencialmente através de características de porosidade secundária na matriz sólido-aquífero (tais como fraturas maiores, separações, buracos de raízes, camadas de grãos grossos e outras características micro estratigráficas), saturando o volume de poro aberto diretamente abaixo da área da fonte. Em geral, as heterogeneidades irão ter os seguintes efeitos sobre o movimento de NAPL na subsuperfície:

- aumento no tamanho da zona de NAPL: mesmo pequenas quantidades de argila ou celta em um solo (menos de 2 % por peso) podem ter um dramático efeito sobre a migração de NAPL pela criação muito mais complexa e diversificada das linhas de trajetória de migração e pelo aumento de volume da zona contaminada de NAPL (U. S. EPA , 1990);
- permite penetração mais profunda dentro da subsuperfície: a presença de heterogeneidades permite a penetração de NAPL muito mais profunda

dentro da subsuperfície que seria prevista usando valores típicos de saturação residual e assumindo saturação uniforme do meio do aquífero (figura 8);

- fazem unidades confinantes de grãos finos barreiras não efetivas ao fluxo de NAPL: aquitardes argilosos que servem como unidades confinantes no contexto do fluxo de água subterrânea podem não servir como barreiras efetivas à migração de alguns NAPLs por causa das heterogeneidades de micro escalas (BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. , 1994);

Figura 8 – Migração de NAPL em porosidade primária versus porosidade secundária(traduzido). (a) migração de NAPL através de porosidade primária; (b) migração de NAPL através de porosidade secundária (fraturas, etc.). Fonte: BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. (1994).

2.2.2.1.3 Métodos Semianalíticos

Métodos semianalíticos usualmente envolvem a computação de linhas de fluxo e equipotenciais sobre um domínio de fluxo. A integração numérica é útil para determinar tempos de caminamento ao longo das linhas de trajetória. A base para a determinação numérica de posições de frentes no espaço é o conhecimento da velocidade em todo instante para todas as partículas de fluido localizadas sobre

uma frente avançante. O deslocamento de cada partícula em um passo de tempo Δt é dado por $\Delta s = v \cdot \Delta t$.

BEAR (1979) descreve o método em detalhe na avaliação do movimento de um corpo d'água injetado em um fluxo uniforme. Para o caso de fluxo constante em um campo de fluxo bidimensional, o movimento de uma frente é obtido pelo deslocamento de partículas do fluido ao longo das linhas de fluxo. Se s denota um comprimento, o tempo requerido para uma partícula de fluido para caminhar um comprimento s ao longo da linha de fluxo é dado por:

$$t = \int_0^{s(t)} \frac{ds}{v(s)} = -\frac{n}{K} \int_0^{s(t)} ds \frac{\partial \Phi}{\partial s} \quad (1)$$

onde o aquífero é homogêneo e isotrópico, v_s é a componente de velocidade tangente a linhas de fluxo, n é a porosidade e K a condutividade hidráulica.

De particular interesse é o caso de um aquífero com um número de poços de injeção e bombeamento, cada um tendo sua própria proporção de produção positiva ou negativa. Por exemplo, considere o caso de fluxo uniforme constante em um aquífero confinado no qual m poços de bombeamento e recarga estão operando. Para este caso, a solução analítica em termos de cotas piezométricas ϕ (BEAR & VERRUIJT, 1987) é :

$$\Phi = -\frac{n}{K} (x \cdot v_{0x} + y \cdot v_{0y}) + \sum_{j=1}^m \frac{Q_j}{2\pi K b} \ln \left(\frac{r_j}{R} \right) \quad (2)$$

onde v_{0x} e v_{0y} são as componentes do fluxo uniforme antecedente, Q_j é a produção do poço número j e r_j é a distância de um ponto no qual ϕ é determinado para aquele poço. Usando a lei de Darcy para v_x e v_y e dividindo pela porosidade, obtém-se:

$$v_x = v_{0x} - \sum \left[2\pi m b \frac{(x - x_j)}{r_j^2} \right] \quad (3)$$

$$v_y = v_{0y} - \sum \left[2\pi m b \frac{(y - y_j)}{r_j^2} \right]$$

Essas equações dão as componentes do vetor de velocidade em qualquer ponto do campo de fluxo, onde as proporções de fluxo e localizações de poços podem ser variadas. A equação 3 pode ser usada para determinar tempos de caminhamento ao longo de linhas de fluxo no campo de fluxo usando a equação 1. Note que a limitação deste método é que efeitos de difusão e dispersão não são considerados. Entretanto, em sistemas dominados pela advecção onde poços de injeção ou bombeamento estão presentes, este método é bastante satisfatório.

2. 3 Transporte de Solutos em Aquíferos

Prever o destino de químicos durante seu transporte tem sido sempre o mais importante trabalho de hidrogeologistas e geoquímicos. O problema é definir as linhas de fluxo da água subterrânea no aquífero, os tempos de caminhamento da água ao longo das linhas de fluxo, e prever as reações químicas que alteram concentrações durante o transporte. Existem vários modelos numéricos disponíveis que podem ser usados para descrever linhas de fluxo, e alguns modelos incluem uma opção para modelar dispersão e adsorção ou desadsorção. Na última década, um número de modelos químicos computacionais tem se tornado disponíveis igualmente; quando o transporte é associado a esses modelos químicos, uma descrição razoavelmente completa da realidade do aquífero pode ser dada. A seguir será apresentado como o retardamento e dispersão química podem ser incluídos nos cálculos. O método é eficiente para obter tempos de caminhamento em sistemas simples, porém para situações mais complexas ou relações químicas deve-se recorrer a métodos numéricos.

2.3.1 Mecanismos de Transporte

Segundo FERREIRA (2000), o transporte de solutos no meio poroso é afetado por processos físicos, químicos e biológicos sendo que alguns destes são devido às condições hidrodinâmicas impostas pelas propriedades do material do aquífero no soluto. Parâmetros tais como porosidade efetiva e transmissividade controlam os processos hidrodinâmicos e conseqüentemente o movimento da água subterrânea. Superpostos a estes parâmetros estão os processos que incluem várias

interações entre o material do aquífero, quanto processos que incluem várias interações entre o material do aquífero e as espécies reativas dissolvidas. Estes processos incluem tanto a sorção e desorção de soluto do material de aquífero, quanto processos que influenciam a concentração original de um soluto por unidade de volume, tais como biodegradação ou decaimento radioativo. O transporte em subsuperfície é governado por vários fatores, alguns dos quais são diferentes dos fatores que influenciam no transporte de contaminantes dissolvidos (ou miscíveis): saturação, tensão interfacial, molhabilidade, pressão capilar, saturação residual, permeabilidade relativa, solubilidade, volatilização, densidade e viscosidade.

2.3.1.1 Advecção

Advecção é o transporte de massa causado pelo movimento do volume do fluxo da água subterrânea. A força guia é o gradiente hidráulico. A velocidade média de transporte é calculada pelo fluxo q fornecido pela Lei de Darcy dividida pela porosidade efetiva n_e :

$$v = \left(\frac{q}{n_e} \right)$$

A velocidade de transporte real dentro do espaço de poros permanece desconhecida. Durante a evolução da maioria das plumas, a advecção é o mecanismo de transporte mais importante. Conseqüentemente, o usuário do modelo deve concentrar-se sobre uma descrição consideravelmente acurada do fluxo de água subterrânea na simulação do transporte. Se a advecção é o processo de transporte único, então mudanças de concentração em um volume de controle sobre o tempo são igual a diferença entre fluxos advectivos de entrada e saída. A equação seguinte representa a equação de transporte unidimensional em sua forma mais simples, assumindo que o aquífero seja homogêneo:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) = - \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (4)$$

onde:

x = direção do fluxo em [L];

t = tempo em [T];

C = concentração em $[M / L^3]$;

v = velocidade de transporte advectivo em $[L / T]$.

Em materiais altamente permeáveis tais como areia e cascalho, a advecção é o processo de transporte mais importante, e cada previsão de transporte será somente acurado quanto mais precisa a descrição do fluxo. A trajetória pela qual a água subterrânea e qualquer contaminante irão caminhar para um ponto de descarga é controlado pelas características geológicas e pelo gradiente hidráulico imposto pelas condições limite. A água segue, então, a trajetória de menor resistência. Em topografias suaves, e na ausência de fortes fontes e poços, o gradiente hidráulico normalmente coincide com a topografia (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996).

O fluxo do aquífero subterrâneo, e conseqüentemente, transporte de contaminante, em aquíferos fraturados é governado por uma série de fatores diferentes daqueles para aquíferos porosos. Caminhos de trajetória preferidos são desconhecidos, muitos sobre uma larga escala, irão fazer a previsão de transporte difícil. A habilidade de modelos de aquíferos subterrâneo desenvolver soluções numéricas para um problema que não é diretamente observável é limitada em tais aquíferos. O fluxo advectivo torna-se mais complexo quando a densidade e/ou viscosidade da água muda com a concentração do soluto. Solutos com grande densidade, em contraste com água introduzem uma componente vertical maior no movimento do fluxo. Dependendo da extensão da contaminação, o comportamento da migração pode ser drasticamente mudado, e permite que os contaminantes sigam contra a direção natural do fluxo do aquífero subterrâneo ou ainda que sigam fluxo “ascendente” (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996).

2.3.1.2 Difusão

A difusão é a rede de fluxo de solutos de uma zona de maior concentração para uma zona de menor concentração. A difusão não depende de qualquer movimento de volume da solução. A força guia é o movimento randômico de constituintes moleculares e iônicos sob a influência de suas atividades cinéticas, chamadas *movimento Browniano*. A difusão é irreversível. Uma vez que duas soluções são misturadas sob condições naturais, elas irão formar uma solução

simples. O movimento global de solutos ocorre na direção do gradiente de concentração e pode ser expressa pela Lei de Fick (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996) :

$$q_0 = -D_0 \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (5)$$

A lei de Fick simplifica o fluxo difusivo de massa q_0 como produto do gradiente de concentração e o coeficiente de concentração D_0 em $[L^2 / T]$ chamado coeficiente de difusão. Incluindo o transporte difusivo de contaminantes em uma equação unidimensional (equação 1), acha-se:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) = -v \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) + D_0 \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) \quad (6)$$

O processo de difusão é um processo de transporte relativamente lento.

2.3.1.3 Considerando o efeito da Dispersão

A dispersão é causada por heterogeneidades no meio que criam variações nas velocidades e linhas de fluxo. Essas variações podem ocorrer devido a fricção de um simples canal de poros, a diferenças de velocidade de um canal a outro, ou a tamanhos de linhas variáveis. FREEZE & CHERRY (1979) definiram dispersão hidrodinâmica como o processo no qual solutos espalham-se e são diluídos comparados a advecção simples somente. É definida como a soma da difusão molecular e dispersão mecânica, onde mais dispersão é causada por variações locais na velocidade ao longo de algumas velocidades significativas do fluxo.

A dispersão em duas dimensões causa espalhamento na direção longitudinal e transversal ambas adiante das frentes advectivas e lateral. Muitas plumas de contaminação típicas em águas subterrâneas são representadas pelos mecanismos bi dimensionais advectivo – dispersivo. A dispersão longitudinal causa espalhamento e diminui as concentrações perto das porções frontais da pluma.

Modelos de transporte de água subterrânea não resolvem transporte e fluxo nos poros. A alternativa mais realista é mover sobre uma escala grosseira da descrição pela introdução de coeficientes fenomenológicos mensuráveis tais como gradientes hidráulicos. No caminho contínuo (BACHMAT & BEAR ¹ apud SPITZ, K.; MORENO, J., 1996), o conceito do Volume Elementar Representativo (R E V) é evocado. É um caminho teórico no qual valores representativos de parâmetros de fluxo e transporte são aproximados sobre um volume apropriado. Usando a difusão em analogia com a Lei de Fick, que resume o movimento randômico de partículas individuais como um fluxo médio, o desconhecido movimento dispersivo do contaminante através do sistema de poro-grão é descrito pela Lei de Fick. Enquanto a Lei de Darcy combina fluxos advectivos médios com gradientes hidráulicos médios e condutividades hidráulicas, a Lei de Fick combina fluxos difusivos médios com gradientes de concentração médios e coeficientes de dispersão médios como parâmetros fenomenológicos. Isto leva a equação bem conhecida de advecção-dispersão, que é similar a equação de advecção-difusão (equação 3), com a exceção de que um coeficiente de dispersão desconhecido D_L agora combina o efeito da difusão e dispersão na direção do fluxo devido a heterogeneidade do aquífero. (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996). Conseqüentemente a equação de advecção-dispersão é escrita para regime de transporte unidimensional como:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) = -v \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) + D_L \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) \quad (7)$$

Para prever o espalhamento dispersivo, o coeficiente de dispersão deve ser quantitativamente relacionado aos conhecidos parâmetros do aquífero e fluido. As tentativas para quantificar coeficientes de dispersão, podem ser agrupadas como:

- modelos geométricos;
- modelos estatísticos;
- modelos hidráulicos;
- análise estocástica.

¹BACHMAT, Y.; BEAR, J. (1964). The General Equations of Hydrodynamic Dispersion in Homogeneous, isotropic porous mediums. *J. Geophys. Res.* 69 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá. p.66.

2.3.1.3.1 Quantificando coeficientes de dispersão por meio de modelos geométricos

Investigações iniciais de dispersão têm apontado para quantificar coeficientes de dispersão usando modelos geométricos tais como transportes através de tubos (TAYLOR ¹; ARIS ² apud SPITZ, K.; MORENO, J., 1996). No entanto, uma vez que modelos geométricos não podem ser facilmente estendidos a cálculos de dispersão em materiais naturais, métodos alternativos para aproximar dispersão sob condições naturais têm sido desenvolvidos simultaneamente.

2.3.1.3.2 Quantificando coeficientes de dispersão por meio de modelos estatísticos

Teorias estatísticas não proporcionam uma relação funcional entre características dos aquíferos e valores de dispersividade, mas formam a base para a teoria clássica de dispersão. A teoria estatística é desenvolvida diretamente dos processos físicos comumente atribuídos a produzir espalhamento dispersivo. Ela é baseada sobre a teoria randômica de caminhamento, a qual também proporciona base teórica na descrição do movimento molecular Browniana e no modelamento de água subterrânea. SCHEIDDEGGER ³ apud SPITZ, K.; MORENO, J., 1996 desenvolveu um modelo estatístico e introduziu uma constante de dispersão, a qual é chamada de dispersividade,

$$D = \alpha \cdot v \quad (8)$$

onde

D = coeficiente de dispersão em $[L^2 / T]$;

α = dispersividade em $[L]$;

v = velocidade de transporte em $[L / T]$.

¹TAYLOR, G. (1954). Conditions under which dispersion of a solute in a stream of solvent can be used to measure molecular diffusion. *Proc. Roy. Soc. Ser. A* 225, 473-477 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá.p.66.

²ARIS, R. (1956) On the dispersion of a solute in a fluid flowing through a tube. *Proc. Roy. Soc. Ser. A* . 235, 67 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá.p.66.

³SCHEIDDEGGER, A. E. (1954). Statistical hydrodynamics in porous media. *J. Appl. Phys.* 25(8), 994-1001 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá.p.68.

O coeficiente de dispersão mecânica depende linearmente de velocidades de transporte e características do meio poroso referido como dispersividade. Como uma consequência da suposição de passos randômicos independentes da direção, o coeficiente de dispersão é considerado escalar no modelo de Scheiddegger. DE JOSSELIN DE JONG ¹; SAFFMAN ² apud SPITZ, K.; MORENO, J. (1996) mostraram que a dispersão mecânica é mais marcante na direção longitudinal que na direção transversal. Coeficientes de dispersão para ambas direções foram definidos:

- coeficiente de dispersão longitudinal

$$D = \alpha_L v$$

- coeficiente de dispersão transversal

$$D = \alpha_T v$$

onde

α_L = dispersividade longitudinal em [L];

α_T = dispersividade transversal em [L].

2.3.1.3.3 Quantificando coeficientes de dispersão por meio de modelos hidráulicos

A magnitude da dispersividade para areias homogêneas é tradicionalmente obtida de modelos hidráulicos através da apropriada colocação do desenho da concentração observada na solução da equação de advecção – dispersão (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996). Valores típicos para dispersividade na escala poro – grão são:

$\alpha_L \approx$ diâmetro médio do grão e

$$\alpha_T = \left(\frac{1}{10} \right) \alpha_L$$

2.3.1.3.4 Quantificando coeficientes de dispersão por meio de análise estocástica

¹DE JOSSELIN DE JONG, G. (1958). Longitudinal and transverse diffusion in granular deposits. *Am. Geophys. Union Trans.* 39, 67-74 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá.p.68.

²SAFFMAN, P. G. (1960). Dispersion due to molecular diffusion and macroscopic mixing in flow through a network of capillaries. *Fluid Mechanics*.2(7), 194-208 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá.p.68.

A análise estocástica permite que a magnitude dos coeficientes de dispersão sobre a escala poro – matriz seja limitada com as propriedades estatísticas de heterogeneidade de aquíferos distribuídas randomicamente (GELLHAR & AXNESS, 1983 ; DAGAN, 1982 ; SUDICKY, 1986). As condutividades hidráulicas locais são assumidas para variarem de ponto a ponto , mas em um sentido global o aquífero é assumido como homogêneo (estatisticamente). O caminho estocástico é basicamente equivalente ao procedimento médio usado na escala poro – grão.

Uma vez que fluxos individuais de Darcy em cada ponto em um aquífero heterogêneo nunca são conhecidos em detalhe, o transporte sobre a escala poro – matriz é traduzido dentro de um nível grosseiro de descrição de transporte pela definição das propriedades médias do aquífero (e. g. condutividades hidráulicas macroscópicas ou dispersividades macroscópicas) que têm efeitos de variações de pequenas escalas encravadas nelas. Na análise estocástica a estrutura complexa do aquífero é descrita em termos das propriedades estatísticas dos parâmetros do aquífero (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996) .

Os parâmetros macroscópicos são calculados para diferentes configurações de heterogeneidades do aquífero por DAGAN, 1982 e GELHAR & AXNESS, 1983. As dispersividades mecânicas são somadas a valores obtidos da teoria estocástica. A teoria indica que a dispersão transversal em larga escala permanece controlada pela mistura mecânica. Isto se ajusta a estudos de campos sobre aquíferos arenosos e de cascalho. A proporção das dispersividades longitudinal e transversal varia geralmente de 10 a 100.

A respeito da convincente teoria estocástica, existem poucos métodos para prever a magnitude da dispersão para uma situação de campo previamente não estudada. Geralmente, o desprendimento dispersivo na natureza parece ser significativamente mais forte que a dispersão observada em tanques de laboratório de hidráulica ou calculada na teoria.

Os coeficientes de dispersão são calculados para serem diversas ordens maiores que as achadas para dispersão mecânica ($\alpha_L \leq 20$ m em experimentos de campo controlados, $\alpha_L \leq 100$ m obtidos de estudos de pluma (GELHAR, 1992). Isto não é surpreendente uma vez que heterogeneidades do aquífero e ,portanto variações de velocidades ocorrem em uma escala maior em uma situação de campo. Além disso, em um estudo de campo é muito mais provável que a pluma irá encontrar heterogeneidades de grande escala que influenciam a evolução da pluma além daquela prevista pela teoria estocástica para um aquífero estatisticamente homogêneo.

Também a analogia entre o processo de difusão e o desprendimento dispersivo em um aquífero real não pode ser estritamente mantida. As velocidades na escala de campo não aparecem randômicas, mas estão ligadas a heterogeneidades de escalas maiores. O uso da teoria Fickiana para prever o espalhamento dispersivo requer que coeficientes de dispersão dependentes de tempo , ou respectivamente, dependentes do caminhamento – distância sejam introduzidos (NAFF¹ apud SPITZ, K.; MORENO, J. , 1996). Dados publicados (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996) sugerem que, como uma regra do polegar, a dispersividade longitudinal seja cerca de 0.1 da distância de caminhamento:

$$\alpha_L \approx 0.1 \text{ distância de caminhamento} \quad (9)$$

O valor real pode, entretanto diferir significativamente dessa simples aproximação.

Em resumo, as estimativas de dispersão antes de estudos de campo são caracterizadas por um alto grau de incerteza. As dispersividades são valores atribuídos na maioria de aplicações de modelos. As primeiras tentativas ganham o conhecimento da variação do campo de fluxo, a força da fonte, e como, para obter valores de dispersividade que aproximadamente representem a dispersividade do aquífero mais precisamente que o leque de dados de entrada. A equação 9 pode ser usada em uma primeira tentativa para estimar dispersividade em aplicações de campo (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996) .

¹NAFF, R. (1984). Definition of global dispersion coefficients. Bericht PSE-Nº 83/4B. Projekt Sicherheistudien Entsorgung. TU Berlin. Hahn-Meitner-Institut apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá.p.70.

A teoria geral de dispersão de BEAR ¹ apud SPITZ, K.; MORENO, J., 1996 expressa coeficientes de dispersão como um tensor de segunda ordem que é relatado como um tensor de dispersividade de quarta ordem. Para um meio isotrópico os coeficientes de dispersão podem ser reduzidos a duas dimensões:

$$D_{xx} = \left(\frac{\alpha_L v_x^2}{v} \right) + \left(\frac{\alpha_T v_y^2}{v} \right) \quad (10)$$

$$D_{yy} = \left(\frac{\alpha_T v_x^2}{v} \right) + \left(\frac{\alpha_L v_y^2}{v} \right) \quad (11)$$

$$D_{xy} = D_{yx} = \frac{[(\alpha_L - \alpha_T) v_x v_y] v_x v_y}{v} \quad (12)$$

$$v = \sqrt{v_x^2 + v_y^2} \quad (13)$$

A difusão é geralmente obtida pela soma dos coeficientes de difusão em termos diagonais do tensor. Pela rotação do sistema de coordenadas na direção do fluxo, os coeficientes são reduzidos a uma das dispersões longitudinal e transversal. Por não existir método viável para meio anisotrópico (devido ao número de componentes e ao fato da direção do fluxo variar de ponto a ponto), a suposição de isotropia com relação a dispersão é geralmente usada em aplicações das equações de advecção – dispersão em estudos de campo.

Em um local real de resíduos, determinações experimentais de α_L e α_T são muitas vezes impraticáveis devidos aos tempos muito longos de fluxo. Nestes casos o meio mais comum é rodar o modelo de transporte para uma variação de dispersividades até que a pluma prevista corresponda a dados de concentrações observados.

Uma típica variação de dispersividade longitudinal (α_L) em aquíferos arenosos é de 1 a 10 m. a dispersividade transversal varia tipicamente de 10% a 30% de α_L (MACKAY, D. M.; FREYBERG, D.L.; ROBERTS P. V., 1986).

¹BEAR, J. (1961). On the tensor form of dispersion in porous media. *J. Geophys. Res.* 66(4), 1185-1198 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá, p.69.

O procedimento de ajuste de dispersividades para prever desenhos de concentrações observadas é admissivelmente grosseiro, mas pode levar a descrições úteis de transporte de contaminantes.

Valores de dispersividade longitudinal tão grandes como 100 m e valores de dispersividade transversal tão grandes como 50 m têm sido usados em estudos de simulações matemáticas da migração de grandes plumas de contaminação em aquíferos arenosos (PINDER, 1973; KONIKOW & BREDEHOEFT, 1974 e ROBERTSON¹ apud FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. , 1979).

2.3.1.4 Interpretando os Efeitos de Sorção

A sorção refere-se a adsorção e desorção. A adsorção descreve a adesão de moléculas ou íons na superfície de grãos no aquífero. A liberação da fase sólida é chamada desorção. A adsorção causa a diminuição da concentração na fase aquosa e o retardamento do transporte de contaminante comparado ao movimento da água. O grau de sorção depende de um número de fatores, incluindo a concentração e características do contaminante, tipo de solo e sua composição, o valor do pH da água, e a presença de outros solutos da água. Cada um desses fatores podem variar no tempo e espaço, resultando na variação da retardação em ambientes naturais. Um termo de fonte/poço s , representando a proporção na qual a massa do soluto é perdida ou adicionada para a fase da solução (massa do soluto por volume unitário por tempo unitário), é introduzida na equação de transporte para representar sorção (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996) :

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = -v\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right) + D_L\left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}\right) - s \quad (14)$$

A equação 14 é uma forma unidimensional da equação de advecção-dispersão para aquíferos homogêneos, modificados para quantificar o efeito de sorção.

¹ROBERTSON, J.M. (1974). Digital modeling of radioactive and chemical waste transport in the Snake River Plain aquifer at the National Reactor Testing Station, Idaho. *U.S. Geol. Surv. Water-Supply Paper* 1423, 84 pp apud FREEZE, R. A. ; CHERRY, J. A. (1979). *Groundwater*. USA. Prentice - Hall p.400

Expressa dessa maneira, a equação descreve qualquer reação química ou bioquímica envolvendo a alteração de contaminante no aquífero. Para ser de uso prático em aplicações de modelos, o termo fonte/poço deve ser expresso em uma forma mais específica. A seguir o termo de reação para sorção e decaimento são resolvidos. A taxa de adsorção sobre material sólido quando relacionada a concentração na água subterrânea é expressa pela cinética de adsorção. A aplicação de reações cinéticas e o modo como a sorção é incorporada dentro do termo fonte/poço s depende da proporção entre o tempo de adsorção e a escala típica de tempo para fluxo. Se os processos de adsorção são relativamente rápidos comparados ao tempo de transporte advectivo de contaminantes, o equilíbrio entre concentração adsorvida C_a e concentração dissolvida C pode ser assumido (*adsorção de equilíbrio*). A relação entre a concentração de um soluto na fase adsorvida e na fase aquosa adjacente, em equilíbrio, é chamada de uma *isoterma de adsorção* e é expressa como (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996) :

$$C_a = f(C)$$

A mais simples relação de equilíbrio que pode ser achada em problemas de transporte com concentrações relativamente pequenas é a isoterma linear:

$$C_a = K_D \cdot C \quad (15)$$

onde:

C_a = concentração adsorvida medida como massa de contaminante por massa de material da matriz seco em [1].

C = concentração dissolvida medida como massa de contaminante por volume de água em $[M/L^3]$.

K_D = coeficiente de distribuição em $[L^3/M]$.

Para estabelecer o balanço de massa sobre um volume de controle para especificar s, considere a massa total de contaminante em um volume unitário de aquífero dado por:

$$\Delta M = C \cdot n + C_a (1 - n) \rho_b$$

onde:

ΔM = massa de contaminante total por volume unitário de aquífero em $[M/L^3]$.

n = porosidade total em [1].

ρ_b = densidade do material da matriz seco em $[M / L^3]$.

C = contaminantes dissolvidos em $[M / L^3]$.

C_a = contaminantes adsorvidos em $[1]$.

Assumindo massa constante no volume de aquífero sobre um dado período de tempo, a transferência de massa entre fase dissolvida e adsorvida obedece a:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) = - \frac{(1-n)\rho_s}{n} \left(\frac{\partial C_a}{\partial t} \right) = s$$

Depois da substituição de C_a na equação 15, torna-se:

$$s = - \frac{(1-n)\rho_s}{n} K_D \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)$$

Depois de poucos arranjos este termo fonte/poço s para uma isoterma linear conduz a equação de transporte unidimensional idêntica a forma da equação de advecção – dispersão:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) = - \frac{v}{R} \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{D_L}{R} \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) \quad (16)$$

Conseqüentemente, a adsorção de equilíbrio descrita pela isoterma linear causa um retardamento da migração de contaminante comparado ao transporte advectivo com velocidade média de transporte. Este retardamento será descrito pelo fator de retardamento R , estudado a seguir (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996).

2.3.1.5 Retardamento dos químicos

O transporte de químicos na água subterrânea é normalmente afetado pela sorção do material sólido do aquífero. Deve-se ressaltar que a sorção é simplesmente a mudança de massa de um componente químico no sedimento sólido do aquífero. As mudanças na concentração de um químico na água subterrânea no local x ($=\partial C / \partial t$) pode ser causada pelo deslocamento de um gradiente de concentração ($=\partial C / \partial x$), após correções para quantidades que são adsorvidas ou desabsorvidas (APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994):

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_x = -v \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_t - s \quad (17)$$

onde s é uma fonte (desabsorção) ou poço (adsorção) do químico. As concentrações adsorvidas podem ser relacionadas com concentrações na água pela Lei de Henry:

$$\frac{s}{C} = K'_D \quad (18)$$

K'_D é o coeficiente de distribuição (vide tabela 3) que relata a concentração adsorvida (s , freqüentemente expressa em mg/Kg para solo seco, ou ppm) para concentração em água (C em mg / l). Na prática, a maioria dos químicos podem ser adsorvidos sobre partículas sólidas de solos ou sedimentos, e K'_D é então positivo. A distribuição dos coeficientes relata concentrações em diferentes unidades, mas é preferível o uso das mesmas unidades, visto que quantidades adsorvidas estão obviamente mais relacionadas à concentrações de solutos e vice-versa. Um método fácil de realizar isto é expressar todas as concentrações sobre uma base total de volume (volume que inclui água de poro e material sólido). Isto significa que a concentração da água de poro deve ser multiplicada por n , a porosidade, e concentrações sorvidas devem ser multiplicadas por ρ_v , a densidade de volume do sedimento (a densidade com os poros preenchidos por ar). O resultado é que concentrações adsorvidas também podem ser expressas como mg / l de água de poro, pela multiplicação por (ρ_b / n) . O coeficiente de distribuição K'_D torna-se adimensional, e é obtido pela fórmula (APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994).

$$K_D = \frac{\left(\frac{\rho_v}{n}\right)}{\left(\frac{s}{C}\right)} = \frac{q}{C}$$

Onde q é a concentração adsorvida expressa como mg / l de água de poro. Quando s é dado em mg / Kg, e C em mg / l, o fator de conversão é, para condições médias:

$$\frac{\rho_{vn}}{n} = 6 \frac{kg}{l}$$

O termo fonte ou poço pode agora ser expresso pelo coeficiente de distribuição em termos de mudança na concentração do soluto:

$$s = \left(\frac{\partial q}{\partial t}\right)_x = K_D \left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)_x$$

A qual é substituída na equação 17, resultando em:

$$(1 + K_D) \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_x = -v \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_t \quad (20)$$

Para $C(x, t) = \text{constante}$, tem-se pela definição:

$$dC(x, t) = 0 = \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) dx + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) dt \quad \text{ou}$$

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_x = - \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)_t \left(\frac{\partial x}{\partial t} \right)_C$$

Substituindo na equação 18 e dividindo ambos os lados da equação por $(\partial C / \partial x)_t$, acha-se:

$$(1 + K_D) \left(\frac{\partial x}{\partial t} \right)_C = v$$

A expressão $(\partial x / \partial t)_C$ representa a velocidade de uma concentração constante de um químico e :

$$\left(\frac{\partial x}{\partial t} \right)_C = v_{Ci}$$

A velocidade de i com relação a velocidade da água é , portanto:

$$v_{Ci} = \frac{v}{1 + K_D} = \frac{v}{R}$$

onde $(1 + K_D) = R$ é o fator de retardamento (quando o coeficiente de distribuição é expresso em unidades $1 / \text{Kg}$, encontra-se

$$R = 1 + \frac{\rho_v}{n} K_D'$$

A velocidade dos químicos que são adsorvidos no sedimento ($K_D > 0$) é claramente menor que a velocidade do fluxo da água de poros. Isto pode ser considerado como um resultado de locais de adsorção que devem ser primeiro preenchidos pelo químico para acomodar a distribuição requisitada, além disso, o transporte é possível. Quando a sorção é alta (alto K_D), mais água com poluentes é necessária antes dos locais de sorção estarem totalmente ocupadas, e o retardamento aumenta. O uso de um fator de retardamento (ou coeficiente de distribuição) é atualmente uma opção comum para modelar o transporte de poluentes. Químicos poluentes que são sorvidos pelos sedimentos (logo, apresentam retardamento) são metais pesados e muitos químicos orgânicos. Um

coeficiente de distribuição pode ser estimado para poluentes orgânicos, a saber, (APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994).

Muitos poluentes orgânicos são hidrófobos, que indica que essas substâncias têm uma baixa afinidade para solução em água (um líquido polar), e preferem soluções com líquidos apolares. Esses líquidos são prontamente ocupados em matéria orgânica de sedimentos. É também observado que a tendência em se tornar sorvidos (o coeficiente de distribuição para esses químicos orgânicos) está relacionada ao coeficiente de distribuição de químicos entre água e um líquido apolar, como octanol. Este último é também chamado pela química analítica de constante de divisão ou coeficiente de extração; o processo de sorção do solo é também considerado, por analogia, como um processo de divisão onde o poluente hidrófobo se divide entre água e matéria orgânica do solo (CHIOU¹; CHIOU²; KARICKHOFF³ apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994). Tais dissoluções dos compostos hidrófobos em matéria orgânica é chamada convenientemente absorção, melhor que adsorção.

O coeficiente de distribuição entre água e octanol é obtido em um funil separatório. O químico orgânico é introduzido dentro de um funil contendo água e octanol; o funil é agitado e as duas fases são coletadas separadamente. As análises das concentrações nas fases de água e octanol são dadas C_w e C_o , respectivamente, das quais o coeficiente de distribuição $K_{ow} = (C_w / C_o)$, é prontamente obtido. Este coeficiente de distribuição está altamente correlacionado com o coeficiente de distribuição entre carbono orgânico e água, K_{oc} ; (KARICKHOFF⁴; SCHWARTZENBACH & WESTALL⁵ apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994).

KARICKHOFF⁴ apud (APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994) sugere:

$$\log K_{oc} = \log K_{ow} - 0.35$$

¹CHIOU, C.T.; PETERS, L.J.; FREED, V.H. (1979). A physical concept of soil-water equilibria for non-ionic organic compounds. *Science* 206, 831-832 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 341

²CHIOU, C.T. (1989). Theoretical considerations of partition uptake of nonionico organic componuds by soil organic matter. In B. L. Sawhney and K. Brown (eds), *Reactions and movement of organic chemicals in soils*. Soil Sci. Soc. A.m. Spec. Publ. 22, 1-29 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 341

³KARICKHOFF, S. W. (1984). Organic pollution sorption in aquatic systems. *J. Hydraul. Eng.* 110, 710-735 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 341

⁴KARICKHOFF, S.W. (1981). Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soil. *Chemosphere* 10, 833-846 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 343

⁵SCHWARTZENBACH, R.P.; WESTALL, J.C. (1985). Sorption of hydrophobic trace organic compounds in groundwater systems. *Water Sci. Technol.* 17, 39-55 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 343

Para os químicos listados na tabela 1. Para grupos desses químicos, SCHWARTZENBACH E WESTALL ¹ apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994) propôs uma regressão linear da forma:

$$\log K_{oc} = a \log K_{ow} + b \quad (21)$$

Valores de a e b são dados na tabela 2. Uma vez que a natureza da matéria orgânica em sedimentos de solos e aquíferos pode variar e, portanto, tem um efeito sobre o valor de K_{oc} (GARBARINI & LION ²; CHIOU ³ apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994), pode ser apropriado o uso, simplesmente, do coeficiente de água-octanol como uma primeira estimativa quando os dados experimentais não estão disponíveis para o sistema que deve ser descrito. Mais valores de coeficientes de distribuição de octanol/ água e outros dados relacionados podem ser encontrados em literatura recomendada por (APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994) para orientações na estimativa de propriedades de poluentes orgânicos. O $\log K_{oc}$ refere-se à divisão entre água e uma fase 100% de Carbono orgânico. O coeficiente de distribuição atual para solo ou sedimento é então obtido como:

$$K'_D = K_{oc} f_{oc}$$

onde f_{oc} é a fração de carbono orgânico. Esta relação é válida quando $f_{oc} > 0.001$, visto que, de outra forma a sorção sobre sólidos não orgânicos podem tornar-se relativamente importante (embora dando somente baixo K_D ; KARICKOFF ⁴; CURTIS ⁵ apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D., 1994). A solubilidade do composto orgânico (sólido) na água e um outro parâmetro tem sido sugerida visando estimar o coeficiente de divisão de carbono orgânico. Muitos compostos de interesse ambiental tendem a exibir isothermas lineares de sorção para concentrações menores que a metade de sua solubilidade na água.

¹ SCHWARTZENBACH, R.P.; WESTALL, J.C. (1985). Sorption of hydrophobic trace organic compounds in groundwater systems. *Water Sci. Technol.* 17, 39-55 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 343

² GARBARINI, D.R.; LION, L.W. (1986). Influence of the nature soil organics on the sorption of toluene and trichloroethylene. *Environ. Sci. Technol.* 20, 1263-1269 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 343

³ CHIOU, C.T.; KILE, D.E.; BRINTON, T.I.; MALCOLM, R.L.; LEENHEER, J.; MACCARTHY, P. (1987). A comparison of water solubility enhancements of organic solutes by aquatic humic materials and commercial humic acids. *Environ. Sci. Technol.* 21, 1231-1234 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 343

⁴ KARICKOFF, S. W. (1984). Organic pollution sorption in aquatic systems. *J. Hydraul. Eng.* 110, 710-735 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 343

⁵ CURTIS, G.P.; REINHARD, M.; ROBERTS, P.V. (1986). Sorption of hydrophobic compounds by sediments. In J.A. Davis and K.F. Hayes (eds), *Geochemical processes at mineral surfaces*. Adv. Chem. Series, 323, Am. Chem. Soc., 191-216 apud APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands. p. 343

Os exemplos incluem diversos hidrocarbonetos alifáticos halogenados, hidrocarbonetos aromáticos poli nucleares, e benzeno. Alguns desses constituintes dissolvidos podem ser adsorvidos por alguns tipos de solos na zona saturada do aquífero, mas podem ser desorvidos pela recarga de água relativamente limpadora.

Tabela 1 – Coeficiente de partição para octanol – água (K_{ow}) e orgânicos carbono – água (K_{oc}) (traduzido). Fonte: APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994)

Composto	Log K_{ow}	Log K_{oc}	Composto	Log K_{ow}	Log K_{oc}
3 – metil cloroantraquinona	6.42	6.09	Carbonatos		
Dibenzo[a,h] antraquinona	6.50	6.22	Cloropropano	3.06	2.77
7,12-dimetilbenzoantraquinona	5.98	5.35	Carbamidas fenílicas		
Tetraceno	5.90	5.81	Dicarbamida	1.97	2.60
9-metilantraceno	5.07	4.71	Licarbamida	2.19	2.91
Pireno	5.18	4.83	Monoclamida	1.46	2.00
Fenantreno	4.57	4.08	Fluormeticarbamida	2.34	2.24
Antraceno	4.54	4.20	Compostos mistos		
Naftaleno	3.36	2.94	13Hdibenzocarbazol	6.40	6.02
Benzeno	2.11	1.78	2,2 bioquinolina	4.31	4.02
1,2-dicloroetano	1.45	1.51	Dibenzotiofenol	4.38	4.05
1,1,2,2-tetracloroetano	2.39	1.90	Acetofenona	1.59	1.54
1,1,1-tricloroetano	2.47	2.25			
Tetracloroetileno	2.53	2.56			
γ HCH	3.72	3.30			
α HCH	3.81	3.30			
β HCH	3.80	3.30			
1,2-diclorobenzeno	3.39	2.54			
pp DDT	6.19	5.38			
Metóxicloro	5.08	4.90			
22'44'66'PCB	6.34	6.08			
22'44'55'PCB	6.72	5.62			
Cloro-s-triazinas					
Atrazinas	2.33	2.33			
Propazinas	2.94	2.56			
Simazinas	2.16	2.13			
Trietazinas	3.35	2.74			
Ipazinas	3.94	3.22			
Cianazinas	2.24	2.26			

Tabela 2 – Estimativa de K_{oc} e de K_{ow} pela expressão $\log K_{ow} = a. \log K_{oc} + b$ (traduzido).Fonte: APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1994)

Coeficiente de Regressão		Coeficiente de correlação	Número de compostos	Tipo do químico
a	b			
0.544	1.337	0.74	45	Compostos químicos da agricultura
1.00	-0.21	1.00	10	Hidrocarbonetos aromáticos
				poli-cíclicos
0.937	-0.006	0.95	19	Triazinas, nitroanilinas
1.029	-0.18	0.91	13	Herbicidas, inseticidas
1.00	-0.317	0.98	13	Compostos aromáticos
				heterocíclicos

Coeficiente de Regressão		Coeficiente de correlação	Número de compostos	Tipo do químico
a	b			
0.72	0.49	0.95	13	Carbamidas fenílicas substituídas e alquil-N-fenil carbonatos
0.52	0.64	0.84	30	

Uma correlação existe entre K_{OW} e a solubilidade S_w , e pode ser aproximada para muitos orgânicos como:

$$\log K_{ow} = 5 - 0.67 \log S_w \tag{22}$$

onde S_w é expressa em [mmol/l] (CHIOU¹ apud SPITZ, K.; MORENO, J., 1996). Uma vez que K_{OW} se relaciona com a solubilidade, uma relação similar a equação 13 pode ser definida entre K_{OC} e solubilidade:

$$\log K_{oc} = a + b \log S_w \tag{23}$$

Relações empíricas baseadas nas equações 21 e 23 estão combinadas nas tabelas 4. Em vista de um alto número de orgânicos, não existe nenhuma relação universal entre K_{OC} e K_{OW} , ou solubilidade.

No software APIDSS, as seguintes relações são utilizadas :

$$\log K_{oc} = \log K_{ow} - 0.32$$

$$\log K_{oc} = 4.5 - 0.75 \log S_w$$

2.3.1.6 Decaimento

Nem todos contaminantes são adsorvidos ou desorvidos seguindo o princípio de reações rápidas. Reações que são relativamente lentas em comparação com o tempo de trânsito médio de contaminantes são descritos pela cinética. Reações de primeira ordem seguem a relação:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = -\lambda C$$

onde λ é a constante de decaimento em [T⁻¹]. A equação acima é idêntica ao termo fonte/poço na equação abaixo:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = -\frac{v}{R}\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{D_L}{R}\left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}\right) - s$$

E, portanto, a equação de transporte unidimensional incluindo a reação de primeira ordem é:

¹CHIOU, C.T.;PETERS,L.J.;FREED,V.H. (1979). A physical concept of soil-water equilibrium for nonionic compounds. *Science* 206, 831-832 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling. John Wiley & Sons, Inc. Canadá.p.69.

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = -\frac{v}{R}\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{D_L}{R}\left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}\right) - \lambda C \quad (24)$$

Reações de primeira ordem são também aplicadas para descrever decaimento e/ou simples processos de degradação:

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

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

onde :

C = concentração no tempo t em [M / L³];

C₀ = concentração no tempo 0 (concentração inicial ou concentração da fonte) em [M / L³];

λ = constante da taxa que caracteriza decaimento em [T⁻¹];

T_{1/2} = meia-vida de isótopas radioativas ou de contaminante degradado em [T].

PIET & SMEENTS ¹ apud SPITZ, K.; MORENO, J., 1996 determinou em observações de campo que o benzeno o etilbenzeno e xileno possuem meia-vida longa. WILSON ² apud SPITZ, K.; MORENO, J., 1996 determinou em estudos de incubação de solo que o tolueno, possui meia vida de 126 dias.

No entanto as dadas meias-vidas de orgânicos são somente estimativas brutas. A degradação real irá depender de numerosos fatores específicos de campo. As reais meias-vidas para orgânicos no solo e água subterrânea relacionam-se com um grande número de fatores ambientais e, entretanto não são necessariamente representativas de uma real persistência de compostos orgânicos dentro de um aquífero. Quando a meia-vida de um composto é denominada “longa”, nenhum decaimento evidente de concentração foi observado durante o período de observação.

¹PIET, G.J.; SMEENTS, G.M.M. (1985). Behavior of organic pollutants in pretreated Rhine water during dune infiltration. *Ground Water Quality*, eds. By C.H. Ward et al. New York: Wiley, pp. 122-144 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá, p.69.

²WILSON, B.H.; SMITH, G.B.; REES, J.F. (1986). Biotransformations of selected alkylbenzenes and halogenated aliphatic hydrocarbons in methanogenic aquifer materials: A microcosm study. *Environ. Sci. Technol.* 20, 997-1002 apud SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá, p.69.

Tabela 3 – Valores de K_D para orgânicos(traduzido). Fonte: SPITZ, K.; MORENO, J., 1996 (Modificado).

Areia média, glacio-fluvial ($f_{oc} = 0,00017$)	0,031	0,057	0,119
Areia de granulometria fina a média, glacio – fluvial ($f_{oc} = 0,00023$)	0,079	0,157	0,383
Areia fina, glacio – fluvial ($f_{oc} = 0,00026$)	0,051	0,072	0,190
Areia fina a média, glacio – fluvial ($f_{oc} = 0,00028$)	0,07	0,072	0,261
Areia fina a média, glacio – glacial ($f_{oc} = 0,0006$)	0,885	4,152	7,536
Areia média, glacio – fluvial ($f_{oc} = 0,00065$)	0,15	0,289	0,805
Areia de granulometria fina, glacio lacustre ($f_{oc} = 0,00102$)	1,8	8,296	11,976
Silte, lacustre ($f_{oc} = 0,00108$)	0,092	0,199	0,569

Nota : Os valores de K_D também podem ser estimados das equações dadas na tabela 4.

Tabela 4 – Relações empíricas de K_{OC} (traduzido). Fonte: SPITZ, K.; MORENO, J., 1996 (modificado).

Equações empíricas pela qual K_{OC} pode ser estimada de K_{OW} .

$$\log (K_{OC}) = 1,000 \log (K_{OW}) - 0,21$$

Equações empíricas pela qual K_{OC} pode ser estimada de K_{OW} .

$$\log (K_{OC}) = 0,544 \log (K_{OW}) + 1,377$$

$$\log (K_{OC}) = 1,029 \log (K_{OW}) - 0,18$$

$$\log (K_{OC}) = 0,940 \log (K_{OW}) + 0,22$$

$$\log (K_{OC}) = 0,989 \log (K_{OW}) - 0,346$$

$$\log (K_{OC}) = 0,937 \log (K_{OW}) - 0,006$$

$$\log (K_{OC}) = 0,720 \log (K_{OW}) + 0,49$$

$$\log (K_{OC}) = 1,000 \log (K_{OW}) - 0,317$$

$$\log (K_{OC}) = 0,524 \log (K_{OW}) + 0,618$$

$$\log (K_{OC}) = 0,830 \log (K_{OW}) + 0,3$$

$$\ln (K_{OC}) = \ln (K_{OW}) - 0,7301$$

$$(K_{OC}) = 0,63 \log (K_{OW})$$

Equações empíricas pela qual K_{OC} pode ser estimada de S_w .

$$\log (K_{OC}) = 3,803 - 0,557 \log (S_1)$$

$$\log (K_{OC}) = 0,440 - 0,540 \log (S_2)$$

$$\log (K_{OC}) = 3,640 - 0,550 \log (S_3)$$

$$\log (K_{OC}) = 4,273 - 0,686 \log (S_3)$$

$$\log (K_{OC}) = 3,950 - 0,620 \log (S_3)$$

Equações empíricas pela qual K_D pode ser estimada de K_{OC} .

$$K_D = K_{OC} \cdot f_{OC}$$

Nota :

K_{OC} = coeficiente de divisão de carbono orgânico entre carbono orgânico de solo e água;

K_w = coeficiente de divisão octanol – água;

S_1 = solubilidade do composto na água em [mmoles / l];

S_2 = solubilidade do composto na água em [fração molar];

S_3 = solubilidade do composto na água em [ml / g];

K_D = coeficiente de distribuição de adsorção em [ml / g];

f_{OC} = fração de carbono orgânico no solo [g / g].

Uma vez que reações de primeira ordem são lineares e não mudam as características da equação de transporte, elas podem ser facilmente construídas

dentro de simulações de transporte. Valores de concentrações obtidos sem considerar decaimento são simplesmente multiplicados pelo fator $\exp(-\lambda / t)$, onde t é o tempo para o qual concentrações têm sido calculadas. Os processos de degradação decrescem a fonte de contaminação com o tempo.

Tabela 5 - Características dos principais poluentes (traduzido). Fonte: SPITZ, K.; MORENO, J., 1996 (modificado).

Poluente	Densidade em [g / cm ³]	Viscosidade cinemática em [cp]	Solubilidade em [ppm]	log K _{OW} em [1]	Pressão de vapor [mm Hg]	Coefficiente de Henry em [atm. m ³ / mol]
Benzeno	0,879	0,6028	820,1750	1,95 – 2,13	60,0	2,67 – 5,3 10 ⁻³
Etilbenze no	0,866	0,678	140	3,15 – 3,24	7	5,7 – 6,6 10 ⁻³
Tolueno	0,867	0,552	470	2,69 – 2,89	10	5,7 10 ⁻³

Nota : A maioria das propriedades são em aproximadamente 20^o C. A maioria desses parâmetros foi medida na água pura e podem não ser apropriados para as condições ambientais investigadas.

2.3.2 Formulação da Equação de Transporte Geral

Aqui, a equação governante unidimensional da migração de um contaminante em um sistema de aquífero subterrâneo é estendida ao regime de transporte tridimensional. A equação diferencial parcial de segunda ordem descrevendo o transporte de contaminante é (SPITZ, K.; MORENO, J., 1996) :

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) + \left(\frac{1+n}{n}\right)\rho_s \left(\frac{\partial C_a}{\partial t}\right) = -\frac{\partial(v_i C)}{\partial x_i} + \frac{\partial\left[\left(\frac{D_{ij}\partial C}{\partial x_j}\right)\right]}{\partial x_i} - \lambda C - \sum QC_{in} \quad (25)$$

onde:

C_a = concentração adsorvida calculada como massa do contaminante por massa da matriz seca do material;

n = porosidade total;

ρ_s = densidade do material seco da matriz em $[M/L^3]$;

λ = constante de decaimento em $[T^{-1}]$

A série de equações diferenciais que permitem o estudo de transporte de contaminante em um dado sistema de aquífero é uma combinação de três tipos de equações:

- equação de fluxo de água subterrânea;
- equação do transporte de contaminante;
- equações auxiliares relacionando características físicas do aquífero subterrâneo para concentração de contaminante.

Como um exemplo a propagação de contaminação de hidrocarbonetos densos em um aquífero permeável de rochas fraturadas é apresentado esquematicamente na figura 9.

Figura 9 – Espalhamento de hidrocarbonetos densos como uma combinação de vários mecanismos de transporte (traduzido). Fonte : SPITZ, K.; MORENO, J. (1996)

2.3.3 Desaparecimento difusivo de NAPLs em meios fraturados

Cálculos teóricos para fluxos difusivos unidimensionais para fraturas simples, de placas paralelas usando valores típicos de parâmetros de meios geológicos porosos fraturados demonstram o conceito do tempo de desaparecimento da fase imiscível, o qual é o tempo requisitado para um dado volume de um líquido imiscível em uma abertura específica desaparecer desde sua chegada na fratura.

O volume de espaços vazios em meios geológicos proporcionado por fraturas é geralmente muito pequeno, variando de 10^{-2} a 10^{-5} (1 a 0,001%) quando comparado a porosidades da matriz a qual varia de 30 a 70% para depósitos argilosos e 5-25% para rochas sedimentares (FREEZE & CHERRY, 1979). Portanto, um dado volume de DNAPL vazado em um meio fraturado tende a expandir, difundir lateralmente e penetrar muito mais profundamente dentro da subsuperfície, deste modo contaminando um volume muito maior de material geológico que seria o caso de um mesmo volume derramado a um meio poroso granular (FEENSTRA & CHERRY ¹ apud CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994).

Com químicos dissolvidos na água em uma fratura, um gradiente de concentração é estabelecido entre a fratura e a água de poro imóvel, causando transferência da fratura a matriz pela difusão molecular. No estudo apresentado por CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994, o modelo conceitual para transporte de soluto inclui a difusão como um processo importante. Através da aplicação de um modelo matemático unidimensional, demonstra a influência da transferência difusiva de massa sobre a persistência de solventes clorados de fase imiscível em meios porosos fraturados, especificamente, depósitos argilosos não litográficos e rochas sedimentares fraturadas. Embora trate sobre químicos DNAPL comuns; entretanto, muitas das conclusões podem ser também aplicadas a químicos comuns de LNAPL tais como solventes não clorados e hidrocarbonetos de petróleo, incluindo gasolina.

¹FEENSTRA,S.;CHERRY,J.A . (1988). Subsurface contamination by dense non-aqueous phase liquid (DNAPL) chemicals. Presented at the International Groundwater Symposium, International, International Assoc. of Hydrogeologists, Halifax, Nova Scotia, May 1-4 apud CHERRY, J. A. ; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994). Diffusive Disappearance of immiscible – phase organic liquids in fractured geologic media. *Ground water*, V.32, n.5, p. 805-820, Sept – Oct. p.808

Considerando que o espaço vazio pertencente às fraturas é tipicamente muito pequeno, um pequeno volume derramado de líquidos em fase imiscível dentro de um meio fraturado irá difundir extensivamente e eventualmente ocupar um grande volume do meio. Um resultado é que a fase de NAPL exibe uma grande área superficial à proporção de volume. A dissolução de químicos em fase imiscível dentro camadas adjacentes de água cria um gradiente de concentração na fase aquosa diretamente das fraturas dentro da matriz. A capacidade de a matriz acumular químicos na fase dissolvida e sorvida pode exceder a capacidade da fratura acumular o líquido em fase imiscível. Portanto, o potencial existe para o líquido em fase imiscível na fratura para desaparecer pela dissolução e posterior difusão (CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994).

O DNAPL migra através da zona não saturada e saturada devido a gravidade e gradientes de pressões, e escoar-se à saturação residual de acordo com relações de pressões capilares. Líquidos orgânicos imiscíveis são geralmente considerados como fluido “molhante” com relação ao ar e não “molhante” com relação a água. Dependendo do tamanho da fratura, espaçamento das fraturas e quantidade de DNAPL da poça que foi preenchida pelo DNAPL na fratura, a capacidade de armazenamento da matriz pode ser insuficiente para permitir completo desaparecimento da fase imiscível por toda as regiões do sistema de fratura, ainda sobre longos períodos de tempo. O período de tempo real para desaparecimento da fase imiscível depende de propriedades de ambos materiais geológico e químicos (CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994).

Figura 10 – Uma fratura lisa, de placas paralelas representando o modelo físico para a solução analítica unidimensional usada para cálculo da transferência química de massa da fratura dentro da matriz porosa devido à difusão e divisão orgânica química para sólidos da matriz (traduzido). Fonte: CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994.

2.3.3.1 Solução Analítica para o caso de fraturas simples

Uma solução analítica para difusão unidimensional de massa de químico da superfície da fratura dentro da água de poro da matriz foi usada por CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994 para calcular tempos de desaparecimento de fluidos imiscíveis (NAPL) para componentes simples de NAPLs. O modelo conceitual usado para solução analítica está apresentado na figura 10. Uma simples fratura paralela tem líquido em fase imiscível presente como líquido não molhante e água como líquido molhante. O fluxo de massa do químico da superfície da fratura dentro da matriz porosa é descrito pela primeira Lei de Fick na forma unidimensional:

$$q_0 = -nD_E \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (26)$$

Onde q_0 é o fluxo de massa difusivo na massa por unidade de área do meio poroso por tempo $[M/L^2]$, n é a porosidade da matriz $[-]$, D_E é coeficiente de difusão efetivo para espécies químicas em meio poroso particular $[L^2/t]$, C é a concentração do soluto na fase aquosa $[M/L^3]$, e $\partial C / \partial x$ $[M/L^3/L]$ é o gradiente de concentração do químico (ou força-guia) na direção da difusão. A Segunda Lei de Fick para soluto sorvido pode ser escrita:

$$\frac{D_E}{R} \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) = \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) \quad (27)$$

onde R é o fator de retardamento $[-]$ o qual relata a sorção aos sólidos da matriz. A equação 1 é avaliada do conhecimento de $C(x,t)$ obtida pela solução da Segunda lei de Fick (equação 27). Este procedimento proporciona a equação do fluxo de massa difusiva por área superficial unitária na superfície da fratura ($x=0$) em qualquer tempo $[t]$:

$$q_0(0,t) = nS_w \sqrt{\frac{RD_E}{\pi t}} \quad (28)$$

Integrando a equação 28 sobre o período de tempo de interesse fornece-se a massa total difundida dentro da matriz por unidade de área da face da fratura (M_l). Essa solução é multiplicada por dois para relatar a difusão ocorrendo em ambas direções x :

$$M_t = \frac{nS_w^4}{\sqrt{\pi}} \sqrt{RD_E t} \quad (29)$$

A massa de químico na matriz consiste de massa dissolvida na água de poro mais sorvida aos sólidos da matriz. Para químicos orgânicos hidrófobos, a divisão de equilíbrio entre fases aquosas e sólidas é comumente descrita usando o coeficiente de distribuição K_D [L^3/M], o qual assume a sorção para ser instantânea, linear, e reversível. Para estes compostos K_D é comumente estimado usando o coeficiente de fração de carbono orgânico K_{OC} [L^3 /M] para o químico de interesse e fração de carbono orgânico f_{OC} [-] na matriz porosa quando f_{OC} é maior que 0,001 (SCHWARZENBACH & WESTALL ¹; KARICKHOFF ²; KARICKHOFF ³; KARICKHOFF ⁴ apud CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994). Usando este caminho, R é a constante para uma combinação particular químico – meio poroso e é dado por:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{nK_D} \quad (30) \quad \text{onde}$$

$$K_D = K_{oc} f_{oc} \quad (31)$$

e ρ_b é a densidade de volume seco [M/L^3]. Além disso, a habilidade de um químico particular sorver sólidos é considerada para ser dominada pelas interações hidrófobas; portanto valores de K_{OC} para químicos pode ser estimados usando propriedades químicas comuns descrevendo sua afinidade para água ou o coeficiente de divisão (K_{OW}) (KARICKHOFF ⁴ apud CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994). O K_{OC} para um químico particular pode ser obtido da correlação inversa com solubilidade aquosa na forma geral proporcionada por:

$$\log K_{oc} = -a \log S_w + b \quad (32)$$

¹SCHWARZENBACH, R.P.; WESTALL, J. (1984). Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater: Laboratory sorption studies. *Environmental Science and Technology*. V. 15, pp. 1360-1367 apud CHERRY, J. A. ; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994). Diffusive Disappearance of immiscible – phase organic liquids in fractured geologic media. *Ground water*, V.32, n.5, p. 805-820, Sept – Oct. p. 808

²KARICKHOFF, S.W.; BROWN, D.S.; SCOTT, T.A. (1979). Sorption of Hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*. V.13, pp.241-248 apud CHERRY, J. A. ; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994). Diffusive Disappearance of immiscible – phase organic liquids in fractured geologic media. *Ground water*, V.32, n.5, p. 805-820, Sept – Oct. p. 808

³KARICKHOFF, S.W. (1981). Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere*. V. 10, pp.833-846 apud CHERRY, J. A. ; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994). Diffusive Disappearance of immiscible – phase organic liquids in fractured geologic media. *Ground water*, V.32, n.5, p. 805-820, Sept – Oct. p. 808

⁴KARICKHOFF, S.W. (1984). Organic pollutant sorption in aquatic systems. *Journal of Hydraulic Engineering*. v. 110, pp.707-735 apud CHERRY, J. A. ; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994). Diffusive Disappearance of immiscible – phase organic liquids in fractured geologic media. *Ground water*, V.32, n.5, p. 805-820, Sept – Oct. p. 808

O fator de tortuosidade aparente relacionando o coeficiente de difusão livre-solução ao coeficiente de difusão efetivo em um meio poroso ($\tau = D_E / D_0$ onde $0,0 < \tau < 1,0$). Isto é útil em muitos casos porque coeficientes de difusão calculados estão raramente disponíveis. Alguns desses métodos de estimação para meio geológico poroso são apresentados por DULLIEN, 1992 ; LERMAN, 1979; e MILLINGTON & QUIRK ¹ apud CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994, onde o fator de tortuosidade aparente é diretamente relacionado a porosidade da matriz na forma geral:

$$\frac{D_E}{D_0} \equiv \tau \cong n^p \quad (33)$$

e valores para o expoente p varia entre 1,3 e 5,4 e depende do tipo do meio poroso. Porosidades mais baixas resultam em valores de tortuosidade menores e coeficientes de difusão efetivos menores. Portanto, estimativas para D_E podem ser obtidas da porosidade e coeficientes de difusão de livre-solução estão mais facilmente disponíveis e medidos.

Coefficientes de difusão efetivos calculados para o benzeno e casos de tipo- argila, rocha sedimentar, e granito estão listados na tabela 6 :

Tabela 6 – Coeficientes de difusão efetivos ($D_E = \tau D_0$) para o benzeno usando valores representativos de tortuosidade para tipo – argila, tipo arenito / xisto, e tipo – granito (20⁰ C) (traduzido). Fonte: CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994)

Químico	D_0 (cm ² / s)	τ_{argila} 0,33	$\tau_{\text{arenito/xisto}}$ 0,10	τ_{granito} 0,06
DCM	$12,4 \cdot 10^{-6}$	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$7,4 \cdot 10^{-7}$
TCE	$10,1 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$6,0 \cdot 10^{-7}$
PCE	$9,4 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$9,4 \cdot 10^{-6}$	$5,6 \cdot 10^{-7}$

¹MILLINGTON, R. J.; QUIRK, J. P. (1961). Permeability of porous solids. Trans. Faraday Society. V.57, pp. 1200-1207 apud CHERRY, J. A. ; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994). Diffusive Disappearance of immiscible – phase organic liquids in fractured geologic media. *Ground water*, V.32, n.5, p. 805-820, Sept – Oct.p. 808

Químico	D_0 (cm^2/s)	τ_{argila} 0,33	$\tau_{\text{arenito/xisto}}$ 0,10	τ_{granito} 0,06
1,2,4 – TCB	$5,3 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$5,3 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$
Benzeno	$10,2 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$6,1 \cdot 10^{-7}$
Ciclohexano	$8,4 \cdot 10^{-6}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$8,4 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-7}$

Nota : valores de D_0 para o benzeno de Bonoli & Witherspoon (1968), e τ_{argila} , $\tau_{\text{arenito/xisto}}$, τ_{granito} , são tortuosidades para tipo – argila, tipo - arenito / xisto, e tipo – granito, respectivamente. TCE – tricloroetileno; PCE – tetracloroetileno; DCM – diclorometano.

Líquidos leves em fase não aquosa (LNAPL) são também contaminantes de subsuperfície comuns e incluem misturas químicas tais como gasolina. Esses líquidos orgânicos imiscíveis estarão presentes no meio poroso fraturado ou acima da superfície de água . Tempos de desaparecimento para líquidos orgânicos parcialmente imiscíveis incluindo NAPLs (LNAPLs) dentro dos blocos de matriz saturados por água podem ser calculados usando a equação 29 ou estimados das figuras 11a e 11b baseados em seus valores individuais de solubilidade aquosa. Tempos de desaparecimento calculados diferenciariam por somente pequenas mudanças nos coeficientes de difusão efetivos para o químico de interesse depois que valores calculados de D_E são esperados para serem similares (dentro da ordem de magnitude de metade ou menos) como indicado na tabela 6 para dois exemplos de compostos LNAPL : benzeno e ciclohexano.

Figura 11 – Quantidade de líquidos orgânicos de fase imiscível perdida expressa em termos de fase imiscível em aberturas de fraturas equivalentes como uma função da solubilidade de DNAPL na água para tempos selecionados (traduzido): (a) tipo-argila com nenhuma sorção ($R = 1$); (b) tipo-arenito / xisto com nenhuma GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., (sorção , $R = 1$). Fonte : CHERRY, J. A. (1994).

Em materiais geológicos, tais como argilas fraturadas ou depósitos de siltes e arenitos fraturados, aluviões a xisto, o modelo prevê o desaparecimento de solventes em fase imiscível de fraturas, tendo aberturas representativas, dentro de dias a poucos anos para depósitos argilosos não litificados, e dentro de uns poucos anos a décadas para rochas sedimentares fraturadas com aberturas pequenas a moderadas.

Em meios fraturados porosos, a fase não aquosa move-se através das fraturas e é excluída da matriz porosa pelas forças de capilaridade. KUEPER & MCWHORTER¹ apud CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L., 1994, notaram que a zona de DNAPL preenchendo uma fratura vertical teria uma extensão muito maior que um reservatório de mesmo volume ocupando um plano base ou outro contato horizontal, e logo a diferença de pressão entre DNAPL na fratura e água adjacente será maior que a diferença de pressão entre uma poça horizontal e a água aos arredores. Conseqüentemente, uma vez que DNAPL entra em uma fratura, ele irá ganhar a habilidade de entrar em fraturas de aberturas menores e continua movendo-se descendentemente até que seu progresso seja bloqueado por uma abertura muito menor.

Quando o DNAPL descende dentro de fraturas, ele dissolve na fase aquosa e difunde dentro da matriz aos arredores. O processo é apresentado esquematicamente na figura 12.

Durante as duas décadas passadas, rochas de baixa permeabilidade têm ganhado atenção como potenciais barreiras naturais contra o transporte de poluentes de locais potencialmente poluidores. Entretanto, embora a porosidade primária e permeabilidade dessas rochas sejam extremamente baixas, fraturas, uniões, e outras descontinuidades podem formar caminhos para o fluxo rápido de água e migração de solutos, causando a ameaça do escape de contaminantes de locais potencialmente poluidores. Esses condutos, ativos e interconectados, podem transmitir contaminantes da superfície de terra à água subterrânea em uma proporção muito mais rápida que a migração de contaminantes através da zona permeável vadosa.

¹ KUEPER, B.H.; MCWHORTER, D.B. (1991). The behavior of dense, nonaqueous phase liquids in fractured clay and rock. *Groundwater*, v.29, pp. 716-728 apud CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994). Diffusive Disappearance of immiscible - phase organic liquids in fractured geologic media. *Ground water*, V.32, n.5, p. 805-820, Sept - Oct, p. 816

Além disso, pequenos volumes de água subterrânea contaminada podem expandir sobre porções grandes da subsuperfície devido a pequena capacidade de armazenamento dessas descontinuidades.

Figura 12 : Ilustração esquemática do charco de DNAPL dentro de uma fratura, dissolvendo, e difundindo dentro da argila ao longo da fratura (traduzido). Fonte: ROSS, B.; LU, N. (1999)

2.3.4 Migração dos Combustíveis no Solo

Os quatro fenômenos físicos principais que controlam a migração de compostos orgânicos no solo, carregados pelo escoamento de água são:

- advecção; dispersão;
- adsorção e retardamento;
- transformações químicas e biológicas.

A advecção pelo fluxo da água realiza o transporte dos solutos. Um espalhamento da pluma de contaminação ocorre nesta trajetória devido a dispersão hidrodinâmica, composta pela dispersão mecânica do soluto entre os poros do aquífero e pela difusão molecular.

Hidrocarbonetos provenientes da gasolina são contaminantes não conservativos, sujeitos à sorção e ao retardamento (OLIVEIRA, 1992).

Tabela 7 - Resumo dos guias para qualidade de água potável e comportamento de contaminantes orgânicos no solo. Fonte :FOSTER (1993)

	Recomendações OMS		Transformação bioquímica		Reação química		Retardação físico-química	
	Guia(µg /l)	Critério	Aeróbio	Anaeróbio	Ácido	Alcalin o	Ácido	Alcalino
Hidrocarbonetos alifáticos	10	OG	**	o	o	o	**	**
Fenóis	0,5	OG	**	*	o	o	*	*
Benzeno	10	HS	**	o	o	o	**	**
Tolueno	-	-	**	o	o	o	**	**
Poliaromáticos	0,1	HS	*	o	o	o	*	*

HS Importância para a saúde;
OG Consideração organoléptica;
o provavelmente não ocorra;
*pode ocorrer;
** ocorre.

Os baixos valores de concentrações nas recomendações de potabilidade tornam muitos deles altamente preocupantes em incidentes contaminantes, conforme Tabela 3.

A permanência da fase sorvida de produto no solo funciona como uma fonte contínua de contaminação para as águas subterrâneas, liberando, paulatinamente, pequenos volumes de contaminante para a zona saturada do aquífero, em quantidades suficientes para elevar sua concentração acima dos limites permissíveis para a potabilidade. Este processo estende-se por vários anos (OLIVEIRA, 1992).

2.3.5 HIDROGEOLOGIA

2.3.5.1 Manancial Subterrâneo de Ribeirão Preto

O manancial subterrâneo de Ribeirão Preto é constituído principalmente pelo arenito Botucatu, em menor grau pela formação Pirambóia e por último pela formação Serra Geral.

A formação Botucatu apresenta uma espessura média de 60 m e é constituída de arenitos de granulação fina e média. Abaixo do arenito Botucatu, a formação Pirambóia constitui uma unidade independente, caracterizada por arenitos argilosos de granulometria similar à do arenito da formação Botucatu.

Acima do aquífero Botucatu, assenta-se o Serra Geral, com espessura média de 65 m na região e constituído por rochas de composição basáltica. Comporta-se como um aquífero multicamada, apresentando circulação entre os derrames em grande parte do domínio.

Hidrodinamicamente, a transição entre os aquíferos Serra Geral e Botucatu se faz por um aquitarde intermediário, composto por magmatitos básicos fissurados preenchidos com arenito Botucatu.

As principais fraturas no Serra Geral estão abertas, o que permite uma boa intercomunicação entre elas.

Modelos bidimensionais horizontais simulam adequadamente os escoamentos no aquífero Serra Geral, pois a condutividade hidráulica do fissuramento horizontal é bem superior que a do fissuramento vertical.

O aquífero Botucatu encontra-se predominantemente superposto pelo Serra Geral, embora aflore em algumas partes. Nas regiões em que se encontra sobre o basalto, o aquífero Botucatu apresenta comportamento freático, podendo ocorrer, por outro lado, leve confinamento nas regiões de afloramento, quando se sobrepõem ao aquífero, camadas de argila.

Segundo FERREIRA (1992), a velocidade aparente de circulação das águas entre Ribeirão Preto - Sertãozinho é $1,4 \pm 0,1$ m/ano e entre Sertãozinho-Barrinha de $2,2 \pm 0,5$ m/ano.

Ainda segundo FERREIRA (1992), quanto ao fluxo horizontal, no contorno urbano da cidade, a componente do gradiente é de 0,6% na direção E-W, produzindo, portanto, fluxo na direção E-W. Para o Serra Geral, a direção preferencial do escoamento é a de N50-60E, logo, sentido NE-SW.

A recarga natural é processada através de infiltração direta a partir da precipitação nas áreas onde o mesmo aflora, de solo arenoso e suave, onde a porosidade e a permeabilidade são bastante elevadas.

Segundo MONTENEGRO, RIGHETTO e SINELLI (1988), a partir da análise estrutural do Serra Geral na região de Ribeirão Preto, verificou-se acentuado caráter anisotrópico, elevada densidade de fissuras, obtendo-se distribuições estatísticas da orientação e do comprimento das mesmas. É possível tratar-se um aquífero fraturado anisotrópico através da transformação em um aquífero isotrópico equivalente.

Para análise da distribuição de frequência do comprimento das fissuras em Ribeirão Preto, os dados amostrais foram divididos em intervalos de classe, de amplitude variável. **Classe 1:** fissuras de até 0,75 km de comprimento; **Classe 2:** de 0,75 km até 1,00 km; **Classe 3:** de 1,00 km até 2,50 km; **Classe 4:** de 2,50 km até 3,25 km; **Classe 5:** de 3,25 km até 4,25 km; **Classe 6:** de 4,25 km até 5,00 km; **Classe 7:** de 5,00 km até 5,75 km; **Classe 8:** de 5,75 km até 6,75 km; **Classe 9:** 6,75 até 7,50 km. Os resultados encontram-se cotados na figura 14.

Em relação aos espaçamentos das fissuras, a direção NE de fissuras apresenta 25% de fissuras espaçadas de 50 m, 29% de 75 m, 29% de 150 m e 17% de 200 m; na direção NW 27% de 50 m, 27% de 75 m, 27% de 100 m e 19% de 200m (figura 13).

Figura 13 – Distribuição de frequência de orientação das fissuras (SINELLI & WERNICK ¹ apud MONTENEGRO, 1990).

¹SINELLI,*,WERNICK,E. (1970). Análise estrutural em geomorfologia. *Noticias Geomorfológicas*.Campinas-SP, 10 (20):39-54 apud MONTENEGRO, A. A. A.(1990). *Modelação matemática do manancial subterrâneo de Ribeirão Preto*. São Carlos. 154 p Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.p 7

Figura 14 – Distribuição de freqüência dos comprimentos das fissuras em Ribeirão Preto – SP (SINELLI & WERNICK¹, 1970 apud MONTENEGRO, 1990).

A condutividade hidráulica do fissuramento horizontal é bem superior a do fissuramento vertical. Desse modo, espera-se que modelos bidimensionais horizontais simulem adequadamente os escoamentos no aquífero Serra Geral. A distinção entre as regiões de Botucatu freático e confinado pode-se dar a partir do coeficiente de armazenabilidade, levando-se em consideração que esse coeficiente aumenta na razão inversa ao do grau de confinamento.

Testes no aquífero Botucatu (Fig. 15) indicam uma transmissividade média de $26,5 \text{ m}^2 / \text{h}$. No sentido Leste-Oeste, estes valores crescem, apresentando valores entre $11,80 \text{ m}^2 / \text{h}$ e $44,27 \text{ m}^2 / \text{h}$ (SINELLI, 1980). Possivelmente, essa diferença entre os dados pode ser devido ao fato dos primeiros valores não levarem em consideração a contribuição da formação Pirambóia no aquífero conjugado.

Para armazenabilidade do Botucatu, serão usados valores entre 10^{-4} e 10^{-6} , conforme grau de confinamento, e de 10^{-1} nas zonas de afloramento (TEISSEDRE² apud MONTENEGRO, 1990).

¹SINELLI, O.; WERNICK, E. (1970). Análise estrutural em geomorfologia. *Notícias Geomorfológicas*. Campinas-SP, 10 (20):39-54 apud MONTENEGRO, A. A. A. (1990). *Modelação matemática do manancial subterrâneo de Ribeirão Preto*. São Carlos. 154 p Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p 8

²TEIDRESSE, J.M.; SANCHES, J.L.; LOPES, M.F.C. (1982). Geometria e condições de exploração do aquífero Botucatu no estado de São Paulo, 2º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas-Salvador-BA apud MONTENEGRO, A. A. A. (1990). *Modelação matemática do manancial subterrâneo de Ribeirão Preto*. São Carlos. 154 p Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p 16

Dentre os modelos aproximados, citados por MONTENEGRO (1990), para análise de escoamentos através de formações fraturadas, dois são destacados. O primeiro considera um meio poroso equivalente. Nele, o sistema fraturado é tratado como um meio equivalente estatisticamente contínuo e anisotrópico. Parâmetros físicos tais como potencial hidráulico, porosidade e pressão são tomados em valores médios sobre elementos do meio contendo grande número de fissuras. A dimensão destes elementos de rocha será tanto maior quanto maior o espaçamento entre fraturas. O uso de modelos de escoamento em meios contínuos para aquíferos fraturados é prática comum em simulações regionais, onde a área de interesse é suficientemente grande para que se tenha conhecimento preciso da geometria de suas fissuras (HUYAKORN, 1983).

O segundo modelo trata da aproximação de dupla porosidade para as formações fraturadas, considerando suas porosidades e permeabilidades primária e secundária. Esta concepção assume um volume elementar representativo do meio (REV), que consiste de um número suficientemente elevado de blocos primários e fraturas (HUYAKORN, 1983), interagindo mutuamente. Os parâmetros hidráulicos que serão utilizados no modelo serão obtidos a partir das informações pontuais presentes na Figura 15 e estudos da FIPAI (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

2.3.5.1.1 Modelo Hidrogeológico para o Serra Geral

A formação Serra Geral em Ribeirão Preto apresenta-se puramente fraturada, com elevado módulo de fissuramento, o que favorece ao tratamento contínuo do meio (SINELLI ¹ apud MONTENEGRO, 1990). MONTENEGRO (1990), apresenta o estudo para se obter Volumes Elementares Representativos – REV's. Neste, um REV de 1 Km² é concebido como um meio poroso equivalente de mesma dimensão, e as condutividades geradas através do estudo deste autor para os REV's do Serra Geral serão usadas neste estudo.

¹SINELLI, O.A. (1987). Comunicações pessoais apud MONTENEGRO, A. A. (1990). *Modelação matemática do manancial subterrâneo de Ribeirão Preto*. São Carlos. 154 p Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p 44

Figura 15 - Dados hidrodinâmicos no Manancial de Ribeirão Preto – SP . Fonte : MONTENEGRO (1990).

Ainda como este autor, o Serra Geral, em Ribeirão Preto será assumido contínuo e freático, com coeficiente de armazenabilidade igual a sua porosidade efetiva. Isto porque o armazenamento d'água nessa formação é devido, basicamente, a sua porosidade fissural.

2.3.5.2 Geologia

No município afloram três formações geológicas do Grupo São Bento e depósitos cenozóicos:

- Grupo São Bento

- Formação Pirambóia (TR Jp)

Esta formação aflora no extremo Leste da área do município de Ribeirão Preto. É constituída por arenito avermelhado, com granulometria muito fina a média, e grãos hialinos. Às vezes, apresenta-se siltico-argilosos na base, e grosseiro a conglomerático no topo da formação. Há predominância da estratificação plano-paralela, caracterizada pela alternância de lâminas siltico-argilas e arenosas. A espessura máxima investigada nos poços tubulares na região é 160 metros (poço DAERP 129) (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

- Formação Botucatu (JKb)

A formação Botucatu é caracterizada por arenitos avermelhados, finos a médios, que contém grãos foscas com boa seleção e alta esfericidade. Arenitos médios a conglomeráticos ocorrem sob a forma de lentes na porção inferior dos depósitos. De forma restrita, também, podem ocorrer leitos de argilito e silito arenoso com estratificação plano-paralela. Os grãos são arredondados a sub arredondados na fração maior que 0,5 mm e sub angulosos abaixo dessa granulometria. A sua espessura varia de 60 m a 150 m. Do ponto de vista estratigráfico, a Formação Botucatu está sobre os depósitos da Formação Pirambóia por um contato concordante gradual, ou localmente brusco. No topo, o contato com os derrames basálticos de Formação Serra Geral, dá-se por discordância ou interdigitação (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

- Formação Serra Geral (JK sg)

A Formação Serra Geral é representada por derrames de basaltos toleíticos, às vezes com arenitos intertrapianos, semelhantes aos da Formação Botucatu; e intrusivas básicas associadas tais como diques e “sills”. Os diques e “sills” não apresentam espessuras definidas. A Formação Serra Geral está em contato com os arenitos da Formação Botucatu por interdigitação ou discordância (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

- Depósitos Cenozóicos (Qc)

Representados por sedimentos aluvionares, com o predomínio de areias inconsolidadas de granulometria variável, argilas e cascalhos fluviais; e por

sedimentos coluvionares, arenosos a argilosos a encostas e indicados como coberturas superficiais associadas ao solo “areia quartzosa” (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

Figura 16 – Carta Geológica de Ribeirão Preto. Fonte: NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L. (1996)

Para o tipo de solo da Bacia do Rio Pardo (área de recarga do aquífero Botucatu-Pirambóia) o armazenamento é considerado igual a 50 mm (cinquenta milímetros) por mês. A taxa média de excedente hídrico (água que infiltra) equivale a 20,3% (298,26 mm) da precipitação média anual de 1.469,3 mm ou $4.541,9 \text{ m}^3 / \text{s}$ (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

2.3.5.3 Hidrologia Subterrânea

- Aquífero Aluviões-Coluviões

O aquífero ocorre nos sedimentos aluvionares existentes ao longo dos cursos d'água dos córregos e do Rio Pardo e como um aquífero suspenso nos coluviões. Caracteriza-se por ser um meio poroso não-confinado por estar em comunicação hidráulica com a drenagem local. A litologia é composta de sedimentos não consolidados de areia fina em forma de lentes alternadas com areias siltsas a argilosas e siltes arenosos. Ensaio de permeabilidade indicam valores de $6,0 \cdot 10^{-5}$ a $1,29 \cdot 10^{-2}$ cm/s para permeabilidade horizontal e $1,4 \cdot 10^{-5}$ a $1,3 \cdot 10^{-3}$ cm/s para permeabilidade vertical. A localização do aquífero Aluvião é sobrejacente ao aquífero Botucatu-Pirambóia na Zona Leste, estando também em comunicação hidráulica com este aquífero maior (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

- Aquífero em Magmatitos Fraturados

Fraturas com pequenas aberturas são capazes de ter uma condutividade hidráulica da ordem de 10^{-3} cm/s. SINELLI e WERNICK, 1970 apud NETO, D. C., 1996, indicam a direção N50-60E e o sentido NE-SW para o escoamento subterrâneo nas fraturas. A ocorrência deste aquífero está restrita às zonas Oeste, Central, e Sul do município (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

- Aquífero Botucatu-Pirambóia

As águas subterrâneas reservadas nos poros do aquífero Botucatu-Pirambóia são de boa qualidade, e são utilizadas no abastecimento de toda a cidade de Ribeirão Preto. É constituído pelo pacote saturado de arenitos das formações Botucatu e Pirambóia. Do topo para base do aquífero nota-se sucessão de arenitos finos a médios com grãos foscas e arredondados, selecionados a moderadamente selecionados, por arenitos siltsos a argilosos com grãos hialinos, sub angulosos e mal selecionados. Na distribuição espacial distingue-se as áreas da zona leste e zona nordeste do município com afloramentos das formações Botucatu-Pirambóia (vide figura 16), e as áreas da zona central, zona sul, zona oeste, zona norte e zona noroeste com afloramentos de Magmatitos básicos (basaltos). As camadas do aquífero mergulham no sentido EW (eixo do rio Paraná – vide figura 17) (NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996).

No estudo de NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L. (1996), foram considerados os seguintes valores e parâmetros:

- espessura do aquífero Botucatu-Pirambóia: 250 m;

- porosidade efetiva do reservatório: 0,20;
- taxa média anual de infiltração de água (20,3% da Precipitação) 298,2 mm.

Figura 17 : Modelo Hidrogeológico . Fonte: Departamento de Água e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (1974)

O cenário atual indica consumo per capita igual a 547 l/dia. Quando se trata de aquífero confinado o armazenamento é representado pela armazenabilidade específica; quando o aquífero é não confinado utiliza-se a porosidade efetiva.

No estudo de NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L., 1996, foram adotados os seguintes valores para as seguintes variáveis:

- Condutividade hidráulica horizontal ($K_{xx} = K_{yy}$) 2,4 m/dia;
- Condutividade hidráulica vertical (K_{zz}) $0,1 * K_{xx}$;
- Armazenabilidade específica (S_s) 0,0001;
- Porosidade efetiva (n_e) 0,2;

- Porosidade total (n)

0,4

No estudo de NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L. (1996), o modelo do aquífero foi desenvolvido pelo VISUAL MODFLOW versão 2.0 da Waterloo Hydrologic Software. A concepção espacial do aquífero Botucatu-Pirambóia foi estabelecida com base nos dados dos mapeamentos geológicos e na geologia de subsuperfície contida nos dados dos poços construídos na área de interesse. Foram considerados 85 poços do DAERP em operação contínua (24 h/dia) simultânea e com vazão constante. Como resultado das simulações, o programa computacional fornece a carga hidráulica em cada coordenada.

A apresentação desses resultados é realizada por meio da carta de superfícies potenciométricas (figura 18) e pelas figuras dos blocos diagramas de superfícies potenciométricas para cada tempo de simulação.

Figura 18 –Carta da superfície potenciométrica – Aquífero Botucatu – Pirambóia. Tempo de simulação: 4 anos. Fonte: NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L. (1996)

2.3.6 Risco de Poluição

✓ Segundo FOSTER (1988), a idéia mais aproximada de poluição de água subterrânea baseia-se na associação e interação entre a vulnerabilidade natural do aquífero e a carga contaminante aplicada no solo ou em sub superfície. A carga poluidora pode ser controlada ou modificada, o mesmo não ocorrendo com a vulnerabilidade natural, característica intrínseca do aquífero.

✓ A caracterização da vulnerabilidade do aquífero pode ser mais bem expressa por meio dos seguintes fatores:

- acessibilidade da zona saturada à penetração de poluentes;
- capacidade de atenuação, resultante de retenção físico-química ou reação de poluentes.

✓ Entre esses dois fatores naturais, são passíveis de interação com os elementos característicos da carga poluidora:

- o modo de disposição no solo ou em sub superfície;
- a mobilidade físico-química e a persistência do poluente.

A interação desses fatores permite avaliar o grau de risco de poluição a que um aquífero está sujeito.

Dentre as características da carga contaminante que devem ser estabelecidas, ressaltam-se as seguintes:

- a classe de contaminante envolvida;
- intensidade da contaminação;
- a forma de disposição no subsolo;
- o tempo de aplicação da carga contaminante.

Segundo FERREIRA (1992), quando se deseja desenvolver um esquema prático de avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas, tornam-se inevitáveis à redução e simplificação da lista de parâmetros a serem estimados.

Caso a seleção dos parâmetros se baseie em dados provavelmente disponíveis ou facilmente coletáveis, Ter-se-ia a seguinte redução radical:

- I. Tipo e ocorrência da água subterrânea;
- II. Características (e espessuras) das litologias até o nível d'água em função da textura e grau de consolidação;
- III. Profundidade do nível d'água.

Para avaliação da vulnerabilidade de aquíferos pela metodologia proposta por FOSTER & HIRATA (1991) , adaptada às condições da região de Ribeirão Preto, faz-se à indexação dos parâmetros a serem estimados em três fases (figura 19):

- I. Identifica-se o tipo e ocorrência da água subterrânea, ao qual se atribui um peso;
- II. Faz-se a caracterização da litologia sobrejacente ao nível d'água considerando-se
 - a. grau de consolidação e, portanto a ocorrência ou não de permeabilidade por fissuramento e.
 - b. caráter litológico, e, indiretamente, a porosidade relativa, a permeabilidade e o conteúdo de umidade.
- III. Finalmente, determina-se a profundidade do nível d'água, atribuindo-lhe um peso.

A ênfase que se tem dado para definir uma vulnerabilidade geral a um contaminante universal em uma área típica de contaminação pode conduzir a conclusões errôneas.

Ocorre que a interação entre os componentes da vulnerabilidade à contaminação e os da carga contaminante é muito complexa. Esta interação determina com que risco os contaminantes alcançam o aquífero.

Por isto, considera-se que um sistema generalizado de classificação de aquíferos com um só índice de vulnerabilidade pode ser de uso prático para determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas só em nível de reconhecimento. Sua validade técnica pode ser mantida caso se esclareça que não se pretende aplicá-lo a contaminantes móveis e persistentes.

A figura 19 é o esquema mais lógico de combinação de parâmetros relevantes. O índice de vulnerabilidade do aquífero é o produto dos componentes indicados.

E concluindo, FOSTER & HIRATA (1991) comentam que surge um problema adicional quando se tenta fazer a caracterização da vulnerabilidade em área de aquífero fraturado. Sua grande heterogeneidade dificulta a elaboração de mapas de profundidade da água, sobretudo quando não se dispõe de boas informações e em quantidades apropriadas.

Figura 19 – Sistema para avaliação do índice de vulnerabilidade dos aquíferos Serra Geral e Botucatu / Pirambóia na região de Ribeirão Preto Fonte: Ferreira (1992)

2.3.6.1 Ato de Proteção de Água de Consumo – Safe Drinking Act (SDWA)

Para cada uma das substâncias que a EPA identifica, existem dois métodos para o desenvolvimento de medidas regulatórias. A EPA tanto estabelece um Nível Máximo de Contaminante (MCL – Maximum Contaminant Level), ou se não é economicamente ou tecnicamente viável sugere monitorar o nível de contaminante na água de consumo, especifica uma técnica de tratamento para remover o contaminante da água de abastecimento ou reduzir sua concentração na água de abastecimento.

As correções para os esforços regulatórios mandam que a EPA proponha os MCLs, os quais são padrões cumpríveis, Objetivos de Níveis Máximos de Contaminantes (MCLGs – Maximum Contaminant Level Goals), os quais são objetivos de saúde não cumpríveis, simultaneamente.

Tabela 8 - Químicos Orgânicos Voláteis (VOCs – Volatiles Organic Chemicals) MCLGs e MCLs finais (em mg/L) (traduzido). Fonte: UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY (1990)

Contaminante	Efeito na saúde	Classe da EPA	MCGL Final	MCL final
benzeno	Carcinoma humano	A	Zero	0,005

Tabela 9 – MCGLs e MCLs propostos para esforços regulatórios (em mg/L) (traduzido). Fonte: UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY (1990)

Químico	MCL proposto	MCGL proposto
Etilbenzeno	0,7	0,7
Tolueno	0,003	2,0
Xileno	10,0	10,0

2.3.6.1.1 Princípios da avaliação do risco

✓ A avaliação do risco é composta de quatro componentes principais : identificação do perigo, avaliação da dose-reação, avaliação da exposição humana, e caracterização do risco.

✓ O Risco é a probabilidade de prejuízo, doença, ou morte sob circunstâncias específicas. A quantidade de uma substância no meio (ar, dieta, etc.) na qual está presente ou administrada é a concentração de exposição. A quantidade do químico que é recebida pelo alvo, ou a dose pode ser diferente da quantidade de exposição.

A tabela 10 lista os dados necessários para se obter doses de dados de concentração de uma substância na água através de cinco rotas ou meios. Um humano pode estar simultaneamente exposto a mesma substância através de diversos meios. A dose total recebida por um indivíduo é a soma das doses recebidas através de cada rota individual.

Tabela 10 – Dados e suposições necessárias para estimar a dose humana de um contaminante de água do conhecimento de sua concentração (traduzido).

Fonte: USEPA (1990)

Ingestão direta através do consumo de água:

- quantidade de água consumida cada dia (geralmente assumida como 2 L para adultos e 1L para crianças de 10 Kg);
- fração de contaminante absorvida através de todo trato gastrointestinal;
- peso corpóreo médio humano;

Inalação de Contaminantes:

- concentrações no ar resultante de lavagens, banhos públicos , e outros usos da água;
- variação da concentração no ar sobre o tempo;
- quantidade de ar inspirado durante aquelas atividades que podem levar a volatilização;
- fração de contaminante inalado absorvido através dos pulmões;
- peso corpóreo humano médio.

Exposição Dermal

- período de tempo gasto em lavagens e banhos;
- fração de contaminante absorvida através da pele durante lavagens e banhos;
- peso corpóreo humano médio

Ingestão de comida contaminada

- concentrações de contaminante em porções comestíveis de várias plantas e animais expostos a água subterrânea contaminada;
- quantidade de comida contaminada ingerida cada dia;
- fração de contaminante absorvida através de todo trato gastrointestinal;
- peso corpóreo médio humano

Exposição da pele em solo contaminado

- concentrações do contaminante em solo exposto a água subterrânea contaminada;
- quantidade do contato diário da pele com o solo;
- quantidade de solo ingerido por dia (por crianças);
- proporções de absorção;
- peso corpóreo médio humano.

A avaliação da exposição humana requer estimação do número de pessoas e a magnitude, duração, e duração de sua exposição.

Depois que vários fatores são conhecidos, dados humanos podem ser estimados. A dose, sua duração, e a natureza e tamanho da população recebendo-a são medidas críticas da exposição para caracterização do risco.

2.3.6.1.1.1 Caracterização do risco

O passo final na avaliação do risco combina informações colhidas a análises executadas durante os três primeiros estágios (identificação do perigo, avaliação da dose-reação e avaliação da exposição humana) para determinar a probabilidade que humanos irão experimentar qualquer das várias formas da toxicidade associadas com uma substância. O risco é geralmente caracterizado como se segue:

- Para não carcinogênicos e para efeitos não carcinogênicos de carcinogênicos, a margem de exposição (MOE – Margin-of-exposure) é estimada pela divisão do NOAL (No – Or –Lowest – Observed – Adverse – Effect Level , nenhum ou menor efeito adverso observado) experimental pela dose de exposição estimada.
- Para carcinogênicos, o risco é estimado na dose humana pela multiplicação da dose humana real pelo risco por unidade da dose projetada do modelamento da dose-reação. Uma faixa de riscos pode ser produzida, usando diferentes modelos e suposições sobre curvas de dose-reação e susceptibilidade de humanos e animais.

Embora a caracterização do risco possa ser bem mais complexa que indicado aqui (especialmente se problemas de tempo e duração da exposição são introduzidos), o MOE e risco carcinogênico são as medidas últimas da probabilidade de prejuízo humano ou doença de uma dada exposição ou variações de exposição.

2.3.7 Zonas em torno do poço a ser protegido:

- **ZI – Zona de Influência** – o cone de depressão da superfície potenciométrica ao redor do poço em bombeamento, corresponde à área encerrada pelo contorno de menor rebaixamento.
- **ZC – Zona de Contribuição** – é a área de recarga do poço, correspondendo, portanto a toda zona (área superficial ou volume superficial) ou elemento hidrológico contribuindo com água para o poço ou bateria de poços bombeando. Toda ZC é envolta por uma superfície que une os pontos de estagnação, uma superfície divisória de águas. No contorno das superfícies de estagnação com a potenciométrica, produz-se uma linha de estagnação ou contorno de APP, que delinea a APP.
- **ZT - Zona de transporte** – Na figura 20, a área hachurada representa as zonas delimitadas por isócronas (contornos de igual tempo de trânsito), chamadas zonas de transporte (ZT). Em alguns casos, a ZT corresponde a área circundada não por isócronas, mas por isoconcentradas (contornos de igual valor de concentração). A zona de transporte pode ser igual à zona de

contribuição, ou aí estar contida se delimitada por isócrona de menor tempo de trânsito.

Figura 20 – Ilustração gráfica do critério de tempo de trânsito e das zonas em torno do poço a ser protegido: zonas de contribuição (ZC), zona de influência (ZI), zona de transporte (ZT). Fonte: CLEARY (1992)

2.3.8 Critérios e limites de critério para delimitação de APPs

A delimitação de APPs é baseada em conceitos padrões conhecidos como critérios de delimitação. Os critérios referem-se a fatores usados como conceitos nos quais baseia-se a delimitação da área de proteção de poço. O WHPA Guidelines Delineation (US EPA¹ apud CLEARY, 1992), o guia de delimitação de APP preparado pela EPA para orientar as municipalidades americanas identifica cinco critérios, relacionados na tabela 11, a exemplos de limites de critérios para ameaça de compostos químicos:

Tabela 11 – Critérios de delimitação de APPs e exemplos correspondentes.
Fonte: CLEARY (1992)

Critério	Limite de Critério
Distância	3 metros, a mais de 3 quilômetros
Rebaixamento	3 a 30 centímetros
Tempo de trânsito	5-50 anos (dentro do aquífero); < 5 anos em situações de fluxo rápido, como em terreno cárstico
Contornos de fluxo	físico e hidrológico
Capacidade assimilativa	substância específica; destinado a padrões de água potável

Um número de critérios está disponível para delimitação dessas áreas de proteção de poços e podem incluir distância, tempo de trânsito, limites do sistema de fluxo, e a capacidade do aquífero em assimilar contaminantes. A escolha dos critérios irá depender dos dados hidrogeológicos disponíveis e a complexidade do sistema hidrogeológico, bem como do custo envolvido frente aos recursos financeiros (OLIVEIRA, 1990). O critério de distância define a área de proteção de poço como sendo um círculo com um raio selecionado arbitrariamente ou pelo uso de um simples balanço de água calculado por um poço de bombeamento abrangendo a área de preocupação.

¹UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1987). Guidelines for Delineation of Wellhead Protection areas. Office of groundwater protection. Washington, D.C. 185 p. apud CLEARY, M. T. (1992). *Investigação através de Modelos Matemáticos em Microcomputadores dos Efeitos dos Principais Parâmetros Hidrogeológicos e dos Processos Atenuantes de Transporte na Delimitação de Áreas de Proteção de Poços (APPs) e na Remediação de Aquíferos Contaminados*. São Paulo. 169 p. Dissertação (Mestrado)- Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

O critério de rebaixamento define como a área ao redor do poço de bombeamento na qual a água ou a superfície potenciométrica é inferior a um valor previamente selecionado pelo bombeamento. O critério de tempo de trânsito limita a área de proteção sobre o tempo requerido para contaminantes alcançarem o manancial de abastecimento. O critério de contornos de fluxo incorpora a conhecida localização da divisão do aquífero e outras características físicas ou hidrogeológicas que controla o movimento do aquífero subterrâneo. O critério de assimilação é baseado na capacidade de formação sub superficial em diluir ou atenuar concentrações de contaminantes antes deles atingirem os poços de água pública (OLIVEIRA, 1990).

Depois da escolha do critério, diversos métodos podem ser empregados para delinear as áreas de proteção de poços. A Agência de Proteção Ambiental (EPA), define os seguintes métodos em seu documento "Linhas Gerais para Delineação de Áreas de Proteção de Poços" (U.S. EPA ¹ apud OLIVEIRA, 1990), dentre os quais encontram-se:

- método dos raios fixados arbitrariamente;
- método dos raios calculados;
- métodos numéricos;
- métodos analíticos;
- mapeamento hidrogeológico;

2.3.8.1 Métodos analíticos

Nos métodos analíticos a APP é delineada através de equações analíticas. As equações de fluxo uniforme são provavelmente os métodos analíticos mais usados para definir a zona de contribuição de um poço bombeando em condições de superfície potenciométrica inclinada. A distância entre o poço e o ponto de estagnação à jusante, e a largura da zona de contribuição (ZC) é calculada usando parâmetros hidrogeológicos do local do poço, porém estas equações não calculam o limite à montante da ZC (figura 21).

¹UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1987). Guidelines for Delineation of Wellhead Protection areas. Office of groundwater protection. Washington, D.C. 185 p. apud OLIVEIRA, E; CLEARY, R. W.; CUNHA, R. C. A. (1990). Gasoline Hydrocarbons: Groundwater Pollution Potencial in Metropolitan São Paulo. In: INTERNATIONAL SEMINAR OF POLLUTION, PROTECTION AND CONTROL OF GROUNDWATER. Porto Alegre. 1990. Anais. Porto Alegre. ABAS. p. 92-103.

A equação de tempo de trânsito (TT) usada pela Southern Water Authority, na Inglaterra (U.S. EPA ¹ apud OLIVEIRA, 1990) pode ser usada para o determinar o limite à montante da ZC.

Segundo a U. S. EPA² apud CLEARY (1992), os métodos analíticos estão classificados como:

- **métodos analíticos de rebaixamento:** utilizam equações analíticas que calculam rebaixamento, delineando a ZI, em geral parcial. Ideal para situações de superfície potenciométrica plana, porque ZI coincide com ZC. A equação mais comumente usada neste caso é a de Theis.;
- **métodos analíticos de tempo de trânsito:** utilizam equações analíticas para delinear APPs baseadas em critério de tempo de trânsito. A distância entre o poço e o contorno da APP é o produto da velocidade média da água subterrânea pelo valor limite do tempo de trânsito;
- **métodos analíticos de zona de contribuição:** as equações de fluxo uniforme são as mais utilizadas para definir a ZC.

Figura 21 – Delineação de APP usando o método analítico, através do modelo analítico de fluxo uniforme. Fonte: U. S. EPA (1987) apud CLEARY (1992)

¹UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1987). Guidelines for Delineation of Wellhead Protection areas. Office of groundwater protection. Washington, D.C. 185 p. apud OLIVEIRA, E.; CLEARY, R. W.; CUNHA, R. C. A. (1990). Gasoline Hydrocarbons: Groundwater Pollution Potencial in Metropolitan São Paulo. In: INTERNATIONAL SEMINAR OF POLLUTION, PROTECTION AND CONTROL OF GROUNDWATER. Porto Alegre . 1990. Anais. Porto Alegre. ABAS. p. 92-103.

A abordagem da delimitação de APPs em aquíferos fraturados depende das condições de confinamento em que se encontra. Em aquíferos livres, a velocidade da água subterrânea e de transporte de massa pode atingir altos valores em função da condutividade hidráulica e da porosidade efetiva, indicativos da alta vulnerabilidade deste tipo de aquífero. A presença de fraturas irregularmente distribuídas e interconectadas determinam o caráter altamente anisotrópico dos meios fraturados (CLEARY, 1992).

Baseado em simulações, CLEARY (1992) concluiu que:

- sob geologia homogênea e isotrópica, a largura da APP para um único poço é inversamente proporcional à transmissividade e ao gradiente, mas é diretamente proporcional à taxa de bombeamento;
- sob geologia heterogênea, o tamanho da APP é diretamente proporcional ao valor da condutividade hidráulica. Quanto mais condutor o aquífero, maior a APP para um determinado tempo de trânsito;
- a porosidade efetiva para o fluxo (n_e) é inversamente proporcional ao tamanho de APPs para tempo específico. Quanto menor a n_e , maior a velocidade da água subterrânea, e, por conseguinte, maior a distância que um contaminante pode percorrer neste tempo específico.

2.3.8.2 Tipos de zonas de captura

Os tipos de zona de captura são (BLANDFORD, T. N., WU., Y. , 1993):

- **Zonas de captura de estado constante.**

Uma zona de captura de estado constante é a área superficial ou sub superficial aos arredores de um poço de bombeamento que irá abastecer a recarga de água envolvida ao poço sobre um período de tempo infinito. A forma fechada da zona de captura é devido ao fato que dado um período de tempo suficiente para qualquer partícula de água gradiente acima do poço, dentro dos limites da zona de captura, irá eventualmente caminhar ao poço.

- **Zonas de captura relativas a tempo.**

Uma zona de captura relativa a tempo é a área superficial ou sub superficial aos arredores de um poço que irá abastecer a recarga de água subterrânea dentro de um período de tempo especificado.

- **Zonas de captura híbridas**

Uma zona de captura híbrida é uma combinação entre zonas de captura de estado constante e relativas a tempo. Uma zona de captura híbrida é idêntica à zona de captura de estado constante em todos aspectos, exceto que é limitada sobre um final gradiente acima. Uma partícula de água vazada de um ponto médio do segmento limitante irá alcançar o poço de bombeamento dentro do período de tempo especificado.

Figura 22 – Tipos de zona de captura (traduzido). Fonte: BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993)

2.3.9 APIDSS (American Petroleum Institute Decision Support System)

O programa APIDSS estima exposições humanas e riscos provenientes de locais contaminados. É usado para identificar a necessidade de intervenção e avaliar o efeito de parâmetros e variáveis na estimativa do risco. Os arquivos de banco de dados para providenciar as propriedades físicas, químicas e toxicológicas dos contaminantes podem ser editados para alterar ou adicionar produtos químicos (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999).

2.3.9.1 DSS Versão 2.0

Como com a versão 1.0, a versão 2.0 do DSS incorpora um número de modelos de transporte e destino para cálculo fácil de concentrações em pontos receptores. Exposição, riscos carcinogênicos, e efeitos não carcinogênicos (índices de risco) são calculados usando procedimentos coerentes com aqueles descritos no guia da EPA. Novas características incorporadas dentro da versão 2.0 do DSS são projetadas para fazer o software fácil de usar, e aumentar as opções de modelamento disponíveis para o usuário. Essas novas características incluem (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999):

- Novo modelo de transporte e destino do contaminante da zona vadosa/ zona saturada;
- Upgrade do modelo da zona vadosa SESOIL (permite o modelamento de camadas de solos adicionais);
- Upgrade o modelo de zona saturada AT123D (permite ao usuário o ajustamento de passos de tempo);
- Melhora o sistema de coordenadas do AT123D da zona da fonte;
- Novo módulo permite importação de dados de séries de concentração de módulos de rodadas externas.

A expansão da base de dados proporciona dados de propriedades físico/químicas e toxicológicas para 86 hidrocarbonetos de petróleo, aditivos de produtos de petróleo, hidrocarbonetos clorados, e metais. A nova interface permite a modificação fácil pelo usuário da base de dados de propriedades físico/químicas e toxicológicas.

O APIDSS versão 2.0 consiste de quatro módulos. O módulo de desenvolvimento do cenário de risco permite desenvolver um modelo conceitual para estimativa do risco. O módulo de concentração do ponto receptor permite a entrada das concentrações do ponto receptor ou estima concentrações pelo modelamento de transporte e destino. Os modelos de transporte e destino incluídos no DSS são : modelos da zona não saturada SESOIL, VADSAT e Jury; modelos da zona saturada AT123D e VADSAT; e modelos de emissão no ar (Farmer), Jury e VADSAT e Thibodeaux ligados a uma “caixa” ou modelo de dispersão Gaussiana. O módulo de cálculo do risco e quantidade química ingerida usa as concentrações do ponto receptor estimadas ou inseridas para estimar quantidades químicas ingeridas por um receptor humano em diversas rotas diferentes de exposição. Além disso, este módulo usa as doses estimadas e toxicidade específica do químico (fator de declividade ou valor potencial para carcinogênicos e a dose de referência para não carcinogênicos) para estimar risco de carcinoma e índice de perigo não carcinogênico. Finalmente, o módulo de apresentação de risco permite visualizar os resultados da análise em formatos de tabelas e gráficos (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999).

O módulo de quantidade química ingerida e cálculo do risco pode ser implementado tanto nos modos de simulação determinístico ou de Monte Carlo. O último é usado para quantificar a incerteza na exposição e resultados de risco devido a incerteza nos parâmetros de entrada. A nova versão do AT123D desenvolvida pelo HSI Geo Trans (para a EPA) foi incorporada; essa versão corrigiu um problema com a opção de fonte pulso no código original do AT123D (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999).

A tabela 12 lista os modelos incluídos no APIDSS e as linhas de trajetória associadas a elas. A figura 23 apresenta como os modelos trabalham juntos.

Tabela 12 – Modelos de Transporte e Destino nos tipos de Modelos do DSS (traduzido). Fonte : AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999) (modificado).

Tipo do Modelo	Nome do Modelo	Processos Simulados	Concentrações do Ponto Receptor calculadas
Zona Vadosa	VADSAT	<ul style="list-style-type: none"> • Lixiviamento à água subterrânea • Transporte de água subterrânea • Emissões de Voláteis 	Água Subterrânea
Zona Vadosa	SESOIL	<ul style="list-style-type: none"> • Lixiviamento à água subterrânea • Mistura na água subterrânea • Emissões de voláteis 	Água Subterrânea (diretamente abaixo da fonte)
Zona Vadosa	Jury	<ul style="list-style-type: none"> • Lixiviamento à água subterrânea • Emissões de voláteis 	Nenhum
Emissões Voláteis somente	Farmers	<ul style="list-style-type: none"> • Emissões de voláteis 	Nenhum
Emissões Voláteis somente	Thibodeaux-Hwang	<ul style="list-style-type: none"> • Emissões de voláteis 	Nenhum
Emissões de partículas (poeira)	Cowherd	<ul style="list-style-type: none"> • Emissões de partículas 	Nenhum
Zona Saturada	VADSAT	<ul style="list-style-type: none"> • Transporte de água subterrânea 	Água Subterrânea
Zona Saturada	AT123D	<ul style="list-style-type: none"> • Transporte de água subterrânea 	Água Subterrânea

Tipo do Modelo	Nome do Modelo	Processos Simulados	Concentrações do Ponto Receptor calculadas
Ar	Box (caixa)	• Mistura em uma “caixa”	Ar
Ar	Gaussian	• Transporte vento abaixo	Ar

Figura 23 – Esquema dos Modelos incluídos no DSS (traduzido).

Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999)

VADSAT é um modelo de Zona Vadosa (VADose zone) e zona saturada (SATured zone) e pode somente ser rodado em seu modo ligado. Esse modelo oferece diversas vantagens sobre SESÖIL e Jury. Foi desenvolvido especificamente para tratar de misturas tais como hidrocarbonetos de petróleo totais (TPH – Total Petroleum Hydrocarbons). Essa é uma importante consideração se os contaminantes de interesse são parte de uma mistura porque eles irão solubilizar e transportar diferentemente caso fossem os únicos contaminantes presentes no solo AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).

2.3.9.1.1 Propriedades de transporte e destino

A tabela 13 lista os valores de propriedades dos químicos pertencentes a ambos **transporte e destino** e **toxicidade**. Esses valores foram derivados de HOWARD & MEYLAN, 1997 e EPA¹, VERSCHUEREN² e documentos guias da EPA (EPA³, EPA⁴, 1986 e 1988) apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).

Tabela 13 – Base de dados das propriedades químicas (traduzido). Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999)

	Benzeno	Etilbenzeno	Tolueno	Xileno
Peso Molecular [g/mole]	78	106,2	92,1	106,2
Densidade [g/cc]	0,88	0,87	0,87	0,87
Pressão de Vapor [mmHg]	9,52 10 ⁺⁰¹	9,60 10 ⁺⁰⁰	2,84 10 ⁺⁰¹	8,84 10 ⁺⁰⁰
Solubilidade	1,75 10 ⁺⁰³	1,69 10 ⁺⁰²	5,26 10 ⁺⁰²	1,98 10 ⁺⁰²
Constante da Lei de Henry [(mg/l)/(mg/l)]	2,28 10 ⁻⁰¹	3,23 10 ⁻⁰¹	2,72 10 ⁻⁰¹	2,90 10 ⁻⁰¹
Koc [ml/g]	5,89 10 ⁺⁰¹	3,63 10 ⁺⁰²	1,82 10 ⁺⁰²	2,40 10 ⁺⁰²

¹UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. May 1996. Soil Screening guidance: Technical Background Document, Office of Soild Waste and Ermegency response, EPA/540/R-95/128 apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0*. (Publicação número 4685).p. 9.0

²VERSCHUEREN,K. (1983). *A Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*.Van Nostrand Reinhold Co.,New York apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0*. (Publicação número 4685).p. 9.0

³UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1986). Superfund Public Health Evaluation Manual. EPA/540/1-88/001 apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0*. (Publicação número 4685).p. 9.0

⁴UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1988). Superfund Exposure Assessment Manual. EPA/640/1-88/001 apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0*. (Publicação número 4685).p. 9.0

	Benzeno	Etilbenzeno	Tolueno	Xileno
Coeficiente de Difusão no ar [cm ² / s]	8,80 10 ⁻⁰²	7,50 10 ⁻⁰²	8,70 10 ⁻⁰²	7,20 10 ⁻⁰²
Coeficiente de Difusão na água [cm ² / s]	9,80 10 ⁻⁰⁶	7,80 10 ⁻⁰⁶	8,60 10 ⁻⁰⁶	8,50 10 ⁻⁰⁶
K _d [-]	ND	ND	ND	ND

2.3.9.2 SESOIL

SESOIL, SEasonal SOIL, (BONAZOUNTAS & WAGNER ¹⁾ atualizado por HETRICK² apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999), é um modelo de transporte unidimensional para zona não saturada. Simula transporte de água e contaminante em um compartimento de solo vertical, ou coluna, da superfície subterrânea à superfície de água. Quanto ao módulo hidrológico, sua proposta é estimar a infiltração e conteúdo de mistura na coluna de solo. Esses resultados são então passados ao módulo de transporte de poluente. O ciclo hidrológico é baseado no algoritmo de balanço anual de água descrito por EAGLESON (1978). A hidrologia do SESOIL é baseada nas seguintes equações de balanço de água (expressas por área unitária horizontal).

$$P = E + MR + S + G \tag{34}$$

$$I = P - S$$

$$Y = S + G$$

onde:

P = precipitação (cm)

E = evapotranspiração (cm)

¹BONAZOUNTAS,M.;WAGNER,J.M. (1984). SESOIL, a Seasoanl Soil Compartment Model. Developed for U. S. EPA Office of Toxic Substances. Report reproduced by NTIS C-85875 apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0.* (Publicação número 4685).p. A-1.
²HETRICK,D.M.;SCOTT,S.J.;BARDEN,M.J. (1994). The new SESOIL User's Guide. Wisconsin Department of Natural resources, PUBL-SW-200-94 (Ver). apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0.* (Publicação número 4685).p. A-1.

MR = retenção da mistura (cm)

S = runoff da superfície (cm)

G = runoff da água subterrânea ou recarga (cm), inclui termo para ascensão da capilaridade

Y = campo (cm)

I = infiltração (cm)

SESOIL assume que a precipitação pode ser representada pela chegada de pulsos quadrados que têm profundidades e durações aleatórias (randômicas). O modelo assume que o tamanho da temporada de chuva é constante de ano a ano. A infiltração é calculada usando a equação de Philip, a qual assume que o solo superficial é semi-infinito, e o conteúdo da mistura interna de solo no início de cada período de tempestade e intertempestade é uniforme, igual à sua média de longo-termo (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE 1999).

A rede de percolação ao aquífero é estimada da média de longo-termo da mistura de solo, a condutividade hidráulica efetiva, e ascensão capilar. A condutividade hidráulica do solo é uma função da mistura de solo que é estimada pela relação de Brooks e Corey (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE 1999):

$$K = K_{sat} \cdot Sat^c \quad (35) \quad \text{onde:}$$

K = condutividade hidráulica em S (cm/s)

K_{sat} = condutividade hidráulica saturada (cm/s)

Sat = saturação do solo (cm^3 água / cm^3 espaço de poro)

c = índice de desconectividade do solo (ou poro)

SESOIL estima uma média de profundidade – pesada para o uso no ciclo hidrológico da seguinte equação:

$$K_z = \left(\frac{d}{\sum \frac{d_i}{K_i}} \right) \quad (36)$$

onde:

K_z = permeabilidade média verticalmente (cm^2)

K_i = permeabilidade para camada i (cm^2)

d = profundidade da superfície ao aquífero (cm)

d_i = espessura da camada i (cm)

n = número de camadas no modelo SESOIL

A evapotranspiração oferece duas opções, pode-se entrar com valores mensais, ou, com informações sobre capacidade de radiação solar e o SESOIL irá calcular a evapotranspiração. As saídas do componente hidrológico do SESOIL são: proporção de infiltração na superfície subterrânea, proporção de recarga da água subterrânea, e mistura média de solo na zona não saturada. Esses resultados são usados pelo módulo de transporte de contaminante.

2.3.9.2.1 Destino químico e Módulo de Transporte

O SESOIL simula o transporte de poluente pela divisão da coluna de solo dentro de um máximo de quatro camadas. A comunicação entre as camadas se dá pela advecção e difusão, e a advecção fora de uma camada superior torna-se advecção dentro de uma camada inferior adjacente. A difusão toma lugar de uma camada de concentração menor e pode ser somente na direção ascendente. O transporte químico no SESOIL é baseado na seguinte equação de balanço de massa:

$$M_{rem}(T) = M_{orig}(t-1) + M_{inp}(t) - M_{out}(t) - M_{trans}(t) \quad (37)$$

onde:

$M_{orig}(t-1)$ = massa inicial no compartimento no início do passo de tempo

$M_{inp}(t)$ = massa vindo dentro do compartimento durante o passo de tempo

$M_{trans}(t)$ = transformação do poluente (ou perda) dentro do compartimento durante o passo de tempo

$M_{out}(t)$ = poluente exportado durante o passo de tempo

A equação acima é aplicada às três fases na matriz do solo (i) fase líquida (mistura de solo), (ii) solo, (iii) ar – solo.

Para concentrações de poluentes abaixo do nível residual (fase livre), o SESOIL assume que todas as fases do contaminante estão em equilíbrio em todos os tempos.

$$C_T = \theta_a C_v + \theta_w C_w + \rho_b C_s \quad (38)$$

onde:

C_T = concentração total do poluente no solo ($\mu\text{ g} / \text{cm}^3$)

C_v = concentração na fase de vapor ($\mu\text{ g} / \text{cm}^3$)

C_w = concentração na fase líquida ($\mu\text{ g} / \text{cm}^3$)

C_s = concentração sorvida ($\mu\text{ g} / \text{cm}^3$)

θ_a = porosidade de ar-preenchido (cm^3/cm^3)

θ_w = porosidade de água-preenchida (cm^3/cm^3)

ρ_b = densidade de solo seco (g / cm^3)

$$C_v = \frac{C_w H}{R(T + 273)} \quad (39)$$

onde:

C_v = concentração na fase de vapor ($\mu\text{ g} / \text{cm}^3$)

C_w = concentração na fase líquida, ou solubilidade, qualquer que seja menor ($\mu\text{ g} / \text{cm}^3$)

H = constante da lei de Henry ($\text{m}^3\text{atm} / \text{mol}$)

R = constante universal dos gases [$8,2 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3\text{atm} / (\text{mol} \cdot \text{K})$]

T = temperatura do solo ($^\circ\text{C}$)

A concentração na fase sorvida é estimada usando a equação isotérmica de Freundlich.

$$C_s = K_D C_w^{\frac{1}{n}} \quad (40)$$

onde:

n = expoente de Freundlich.

A troca catiônica é um outro processo modelado pelo SESOIL que calcula adsorção. A troca de cátions causa fisicamente a sorção sobre o solo do constituinte em fase dissolvida.

$$MCEC = \frac{10.0CECMW}{Val}$$

onde:

$MCEC$ = massa de cátion máxima do poluente trocada pelo solo ($\mu\text{g} / \text{g}$ solo)

CEC = capacidade de troca catiônica do solo ($n_{eq} / 100 \text{ g}$ solo wt. Seco)

MW = peso molecular do poluente (g / mol)

Val = valência do cátion (-)

A massa de contaminante pode entrar em uma camada por dois caminhos: (i) uma entrada especificada pelo usuário ou (ii) massa transportada de uma camada adjacente. A massa entra nas subcamadas através do transporte advectivo na fase líquida ou do transporte difusivo na fase gasosa.

Quando emissões voláteis são calculadas, SESOIL assume que o ar acima da superfície de solo tem concentração zero e calcula emissões de voláteis como fluxo difusivo sobre a área da fonte ao ar. O algoritmo usado é o modelo de Farmer (FARMER¹ apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999). O fluxo difusivo de vapor é estimado por:

$$J_a = -D_a \frac{\theta_a}{\theta_T} \left(\frac{dC_v}{dz} \right) \quad (41)$$

onde :

J_a = fluxo difusivo (u g / cm² s)

D_a = coeficiente de difusão no ar para o composto (cm² s)

θ_a = porosidade do ar-preenchido (cm³ / cm³)

θ_T = porosidade total (cm³ / cm³)

C_v = concentração do composto no vapor do solo (u g / cm³)

z = profundidade (cm)

SESOIL usa a equação de Freundlich para estimar concentrações na fase sólida. A isoterma de Freundlich é definida como:

$$C_s = K_D \cdot C_w^{\frac{1}{n}} \quad (42)$$

onde

C_s = concentração do poluente adsorvida (μ g / g)

K_D = coeficiente de partição do poluente (μ g / g) / (μ g / ml)

C_w = concentração do poluente na água do solo (μ g / ml)

n = expoente de Freundlich

¹FARMER, W.J.; YANG, M.S.; LETEY, J.; SPENCER, W.F. (1980). Hexachlorobenzene: Its vapor pressure and vapor phase diffusion in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol 44 apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0*. (Publicação número 4685)p. A-11.

2.3.9.3 Modelo Jury de zona não saturada

O modelo Jury , JURY et al. (1990), é um modelo de exame de nível que estima a volatilização do fluxo químico do solo e o perfil da concentração variando com o tempo dentro da zona não saturada. Esse modelo é baseado na solução analítica para equação diferencial de balanço de massa e as condições iniciais e limites apresentadas abaixo:

$$\left(\frac{\partial C_T}{\partial t} \right) + \mu \cdot C_T = D_E \left(\frac{\partial^2 C_T}{\partial z^2} \right) - v_E \left(\frac{\partial C_T}{\partial z} \right) \quad (43)$$

onde

C_T = concentração total do solo, definida pela equação 44 (mg de contaminante / cm^3 de solo)

t = tempo (dia)

μ = constante de proporção de decaimento de primeira ordem (1/dia)

D_E = coeficiente de difusão, estimado pela equação 45 (cm^2 / d)

z = profundidade medida positiva descendente da superfície do solo (cm)

v_E = velocidade efetiva de contaminante (cm /d)

A condição inicial é:

$$C_T (0 < z < L, t=0) = C_0$$

$$C_T (z \geq L, t=0) = 0 \quad \text{onde}$$

C_0 = concentração total inicial de contaminante no solo (mg / cm^3)

L = profundidade inicial da concentração de contaminante (cm)

Na equação 43, a concentração total do solo é assumida para ser distribuída ao longo das fases sólida, aquosa e vapor e é estimada usando:

$$C_T = \rho_b C_s + \theta_w C_w + \theta_a C_v \quad (44)$$

onde:

ρ_b = densidade do volume de solo (g de solo seco / cm^3 de solo úmido)

C_s = concentração da fase sorvida (g de contaminante / g de solo seco)

θ_w = conteúdo volumétrico de água (cm^3 de água / cm^3 de solo úmido)

C_w = concentração da fase dissolvida (g de contaminante / cm^3 de solução)

θ_a = porosidade do ar (cm^3 gás no solo / cm^3 de solo úmido)

C_v = concentração da fase de vapor (g de contaminante / cm^3 gás no solo)

$$C_s = K_D \cdot C_w$$

$$C_v = H \cdot C_w$$

onde:

K_D = coeficiente de partição solo-água específico para o químico [(mg / g de solo seco) / (g / cm^3 de solução)]

H = constante da Lei de Henry [(mg/L de vapor) / (mg / L de solução)]

$$D_E = \frac{\left[\frac{(\theta_a^{3.33} D_g^a \cdot H + \theta_w^{3.33} D_i^w)}{\theta^2} \right]}{(\rho_b f_{oc} K_{oc} + \theta_w + \theta_a H)} \quad (45)$$

onde:

D_g^a = coeficiente de difusão gasosa específico do químico no ar (cm^2 / dia)

D_i^w = coeficiente de difusão líquida específico do químico no ar (cm^2 / dia)

θ_a = porosidade do ar-preenchido (cm^3 ar / cm^3 solo)

θ_w = porosidade de água preenchida (cm^3 água / cm^3 solo)

f_{oc} = fração de carbono orgânico (mg de carbono orgânico / mg de solo)

$$H_E = \frac{h \cdot H}{(\rho_b K_D + \theta_w + \theta_a H)} \quad (46)$$

$$h = \frac{D_g^a}{d} \quad (47)$$

onde:

h = coeficiente de transferência da camada limite (cm / dia)

D = ar estagnante da espessura da camada limite (cm)

H_E = coeficiente de transferência de massa variável estimada usando a equação 46 (cm/d)

$$D_E \left(\frac{\partial C_T}{\partial z} \right) + v_E C_T = -H_E C_T \quad \text{em } z=0$$

condição limite:

$$C_T(z=\infty, \forall t) = 0$$

Logo, o perfil da concentração será (JURY et al., 1990):

$$C_T(z, t, L) = \frac{1}{2} C_0 \exp^{-\mu} \left[\operatorname{erfc} \frac{(z-L-v_E t)}{\sqrt{4D_E t}} - \operatorname{erfc} \frac{(z-v_E t)}{\sqrt{4D_E t}} + \left(1 + \frac{v_E}{H_E} \right) \exp \frac{v_E z}{D_E} \cdot \right. \\ \left. \left(\operatorname{erfc} \frac{z+L+v_E}{\sqrt{4D_E t}} \right) - \operatorname{erfc}(z+v_E t) + \left(2 + \frac{v_E}{H_E} \right) \exp \frac{H_E(H_E+v_E)t}{(H_E+v_E)z} \right] \operatorname{erfc} \frac{(2H_E+v_E)t+z}{\sqrt{4D_E t}} - \\ \exp \frac{H_E}{D_E} \operatorname{erfc} \frac{(2H_E+v_E)t+z+L}{\sqrt{4D_E t}} \quad (48)$$

JURY¹ et al. (1990) também apresenta o fluxo de volatilização cumulativo $V_c(t)$, massa / unidade de área volatilizado, da superfície de solo entre o início da volatilização e o tempo t como:

$$V_c(t) = -\frac{C_0}{2} \left\{ \frac{v_E}{\mu} \left[1 - \exp^{-\mu} (S_1 - S_2) \right] - \frac{v_E - 2H_E}{\mu - \xi} \left[1 - \exp^{-\mu} (S_3 - S_4) \right] + \right. \\ \exp \left\{ \left[-\frac{P}{2} + \beta L \sqrt{D_E} \right] \left[\frac{v_E + 2H_E}{2(\mu - \xi)} \right] - \frac{v_E}{2\mu} - \frac{(v_E + 2H_E)^2}{4(\mu - \xi)\beta \sqrt{D_E}} + \frac{v_E^2}{4\mu\beta} \right\} S_5 + \\ \exp \left\{ \left[-\frac{P}{2} + \beta L \sqrt{D_E} \right] \left[\frac{v_E + 2H_E}{2(\mu - \xi)} \right] - \frac{v_E}{2\mu} - \frac{(v_E + 2H_E)^2}{4(\mu - \xi)\beta \sqrt{D_E}} + \frac{v_E^2}{4\mu\beta} \right\} S_6 + \\ \left. \left[\frac{1/2\beta \sqrt{D_E} (v_E + 2H_E)^2}{(\mu - \xi) D_E^2} \right] S_7 \right\} \quad (49)$$

onde:

$$P = \frac{v_E L}{D_E}$$

$$\xi = \frac{(H_E + v_E) H_E}{v_E}$$

$$\beta = \sqrt{\frac{v_E^2}{4D_E + \mu}}$$

$$S_1 = \operatorname{erfc} \frac{v_E t}{\sqrt{4D_E t}}$$

$$S_2 = \operatorname{erfc} \frac{L + v_E t}{\sqrt{4D_E t}}$$

$$S_3 = \exp(\xi \cdot t) \operatorname{erfc} \frac{(v_E + 2H_E)t}{\sqrt{4D_E t}}$$

$$S_4 = \exp\left(\xi \cdot t + \frac{H_E L}{D_E}\right) \operatorname{erfc} \frac{(v_E + 2H_E)t}{\sqrt{4D_E t}}$$

$$S_5 = \operatorname{erfc}\left(\frac{L}{\sqrt{4D_E t}}\right) - \beta\sqrt{t}$$

$$S_5 = \operatorname{erfc}\left(\frac{L}{\sqrt{4D_E t}}\right) + \beta\sqrt{t}$$

$$S_7 = \operatorname{erfc}\beta\sqrt{t}$$

As equações 48 e 49 apresentam o perfil de concentração variando com o tempo e o fluxo de volatilização acumulada para o caso quando o contaminante é inicialmente uniformemente incorporado sobre uma profundidade L.

As concentrações estimadas na superfície de água são usadas para computar o fluxo de contaminante na superfície de água usando:

$$M_{wt} = VC_w A + D \frac{\Delta C}{\Delta z} A \quad (50)$$

onde:

M_{wt} = massa anual preenchendo a superfície de água (mg / ano)

V = proporção de infiltração (m / ano)

A = área da fonte (cm²)

C_w = concentração da fase dissolvida na superfície de água (mg / cm³)

D = coeficiente de dispersão hidrodinâmica (cm² / ano)

$\frac{\Delta C}{\Delta z}$ = gradiente de concentração na superfície de água (mg / cm³ / cm)

O modelo Jury assume que o químico está em equilíbrio nas fases : sorvida, dissolvida e vapor. O residual não é tratado nas equações de Jury. O modelo no DSS checa a condição seguinte (equação 51) para verificar se os níveis residuais estão presentes, e, caso exceda a solubilidade inserida para o químico, Jury enviará uma mensagem.

$$C_w = \frac{C_0(\rho_b + \rho_w \theta_w)}{\rho_b f_{oc} K_{oc} + \theta_w + \theta_a H} \cdot \frac{kg}{1000mg} \quad (51)$$

2.3.9.4 Modelo VADSAT

O modelo VADSAT simula adsorção, biodecaimento, volatilização e lixiviamento na zona vadosa. O lixiviamento é composto por um modelo de zona saturada que considera dispersão, biodecaimento e adsorção. A fonte pode ser composta de níveis residuais de contaminação, que é uma mistura de hidrocarbonetos. O modelo calcula a solubilidade efetiva de espécies sendo modeladas e ajusta o fator de lixiviamento por conseguinte. Esta é uma importante característica do modelo VADSAT (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999).

2.3.9.4.1 Transporte na zona não saturada

O transporte da fase dissolvida do componente i é modelado do fundo da fonte à superfície de água. A expansão horizontal é considerada desprezível. Os processos de adsorção e decaimento de primeira ordem são considerados. Logo, a equação governante (equação de advecção-dispersão) para o transporte unidimensional na zona saturada é dada por (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999):

$$R_{ui} = \left(\frac{\partial C_i}{\partial t} \right) = D_u \left(\frac{\partial^2 C_i}{\partial x^2} \right) - v_u \left(\frac{\partial C_i}{\partial x} \right) - \mu_{ui} C_i \quad (52)$$

onde:

C_i = concentração da fase dissolvida do componente i [M/L³]

D_u = coeficiente de dispersão vertical na zona não saturada [L²/T]

v_u = velocidade da água de poro na zona não saturada [L/T]

μ_{ui} = coeficiente de decaimento de primeira ordem para o componente i na zona não saturada [T⁻¹]

x = distância do fundo da fonte [L]

t = tempo [T]

R_{ui} = fator de retardamento específico do químico [-]

Esta equação é resolvida usando as seguintes condições limites:

$$C_i(x, 0) = 0$$

$$C_i(0, t) = C_i^0 \exp(-\beta_i t)$$

$$\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right)_{(x, t) = (\infty, t)} = 0$$

onde β_i é o coeficiente de esgotamento [T^{-1}].

O fator de retardamento para o químico específico na zona não saturada, R_{ui} , é estimado usando:

$$R_{ui} = 1 + \frac{\rho_b f_{oc} K_{oc_i}}{\theta_w} \quad (53)$$

onde:

f_{oc} = fração de carbono orgânico no solo seco [kg / kg]

K_{oc_i} = coeficiente normalizado de partição de carbono orgânico [m^3 / kg]

A degradação é assumida para ser uma reação de primeira ordem ocorrendo na fase dissolvida e adsorvida. O coeficiente de decaimento é definido por:

$$\mu_{ui} = \mu_{ui} w \theta_w + F \mu_{ui} w \rho_b f_{oc} K_{oc_i} \quad (54)$$

onde:

μ_{ui} = coeficiente de decaimento total na zona vadosa para o químico i [L^{-1}]

μ_{uiw} = coeficiente de decaimento na fase aquosa para o químico i [L^{-1}]

F = um fator igual a 0 ou 1 dependendo se o decaimento da fase sorvida é considerado

$F = 0$, nenhuma degradação da fase adsorvida (sólida)

$F = 1$, degradação considerada na fase sólida

A dispersão é assumida para ocorrer na direção da infiltração somente (nenhuma expansão horizontal). O coeficiente de dispersão é assumido para ser uma função linear da velocidade de água de poro, v_u :

$$D_u = \alpha_L v_u$$

onde:

α_L = dispersividade longitudinal [L]

$$\ln(\alpha_L) = -4.933 + 3.811 \ln(x) \quad x \leq 2 \text{ m}$$

$$x \leq 2 \text{ m}$$

$$x \geq 2 \text{ m}$$

x = distância da fonte a locação observada [L], medida descendente do fundo da zona da fonte

2.3.9.4.2 Transporte na zona saturada

O modelo de transporte da zona saturada no VADSAT considera um campo de fluxo horizontal uni dimensional e dispersão tridimensional (muito similar ao AT123D).

2.3.9.4.2.1 Fonte plana horizontal e transporte em zona saturada

O modelo VADSAT assume que o vazamento (e químico) da zona vadosa entra na zona saturada via uma fonte plana horizontal. Este é o mesmo tipo de fonte usada quando o SESOIL é ligado ao AT123D no APIDSS.

$$R_{si} \left(\frac{\partial C_i}{\partial t} \right) = D_x \left(\frac{\partial^2 C_i}{\partial x^2} \right) + D_y \left(\frac{\partial^2 C_i}{\partial y^2} \right) + D_z \left(\frac{\partial^2 C_i}{\partial z^2} \right) - \frac{q_s}{\theta_{TS}} \left(\frac{\partial C_i}{\partial x} \right) - \mu \cdot S_i C_i + \frac{Q_i(x, y, z)}{\theta_{TS}} \quad (55)$$

onde:

R_{si} = coeficiente de retardamento para espécies i na zona saturada [-]

C_i = concentração aquosa de espécies i na zona saturada [M / L³]

q_s = velocidade de Darcy na zona saturada [L / T]

D_x, D_y, D_z = coeficientes de dispersão nas direções x, y e z [L² / T]

θ_{TS} = porosidade efetiva total na zona saturada [L / T]

μS_i = coeficiente de decaimento de primeira ordem para massa perdida na zona saturada [T⁻¹]

Q_i = termo de fonte para espécies i [M / T / L³], calculada pela parte da zona não saturada do modelo VADSAT.

Os coeficientes de dispersão na zona saturada são descritos por:

$$D_x = \frac{\alpha_x q_s}{\theta_{TS}}$$

$$D_y = \frac{\alpha_y q_s}{\theta_{TS}}$$

$$D_z = \frac{\alpha_z q_s}{\theta_{TS}}$$

onde:

$\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$ = dispersividades nas direções x, y e z [L]

$$\ln(\alpha_x) = -3.795 + 1.774 \ln(x) - 0.093(\ln(x))^2$$

$$\alpha_y = \frac{\alpha_x}{\tau_1}$$

$$\alpha_z = \frac{\alpha_y}{\tau_2}$$

onde τ_1 é assumido para ser igual a 3 e τ_2 é 87 (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE ,1999).

2.3.9.5 Transporte Analítico: Modelo uni, bi e tri dimensional AT123D

O modelo AT123D é um código analítico generalizado, transiente, uni, bi e tri dimensional para estimar o transporte de resíduos (resíduos quentes, químicos dissolvidos de fase aquosa, ou radioativos) em um sistema de aquífero poroso. O AT123D resolve a equação diferencial de balanço de massa (advectivo – dispersivo) que descreve o destino e transporte do contaminante na zona saturada. O fluxo do aquífero é assumido como uniforme , uni dimensional e constante na direção gradiente abaixo. Os processos simulados pelo AT123D incluem (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999):

- Dispersão tridimensional (longitudinal, lateral e vertical);
- Advecção uniforme unidimensional;
- Adsorção de equilíbrio reversível, linear;
- Decaimento de primeira ordem.

A zona saturada é assumida como homogênea e isotrópica em termos de suas propriedades físicas (porosidade, densidade de volume, etc.). Quando implementado, o AT123D pode ser usado para estimar concentrações como função do tempo em qualquer local especificado pelos diferentes valores das coordenadas x, y, z e t.

O AT123D usa a função de Green para resolver a equação de advecção – dispersão para as condições acima descritas, e uma solução separada é usada para

cada tipo de condição de fonte e limite. A maior parte dessas são soluções analíticas de forma fechada; entretanto as soluções para um aquífero de profundidade e/ou largura finitos requerem truncamentos de séries de convergência infinitas. Quando o modelo SESOIL ou Jury é usado para simular o transporte de químicos através da zona não saturada a proporção de massa química carregada à superfície de água é usada diretamente como uma entrada para o AT123D. Um modelo SESOIL – AT123D ligados pode então ser usado para simular o transporte de químicos de solos contaminados para um poço receptor de água subterrânea (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999).

2.3.9.5.1 Estimando concentrações médias nos poços

Poços são geralmente projetados sobre um intervalo vertical finito através da zona saturada. Logo, a concentração de químicos na água bombeada de um poço é, na realidade uma concentração média horizontalmente e verticalmente da água aos arredores da projeção do poço, e não pode ser representada com acuracidade pela concentração em um ponto único no aquífero.

O APIDSS emprega um método aproximado para estimar concentrações médias do poço. As concentrações são estimadas pelo AT123D em um número especificado pelo usuário de intervalos igualmente espaçados verticalmente ao longo do poço; essas são então calculadas aritmeticamente para obter a concentração do poço:

$$C_{well} = \sum_z \frac{C(z)}{N_z} \quad (56)$$

onde

C_{well} = concentração média verticalmente do poço (mg / l)

$C(z)$ = concentração em uma profundidade z (mg / l)

$N_z = n^0$ de intervalos entre o topo e o fundo do poço (adimensional)

Esse método assume pesos iguais para todos intervalos verticais entre topo e fundo da seção filtrante, e não calcula para a água debaixo ou acima da seção filtrante. Este método também não calcula para concentrações menores na água de poço desenhada radialmente do lado do gradiente abaixo do poço (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999).

2.3.9.6 Módulo de ingestão química e cálculo do risco

A ingestão química é calculada usando equações que incluem variáveis para concentração de exposição, frequência, duração de exposição, peso do corpo, e taxa de contato. O último reflete a taxa na qual o meio contaminado (solo, água, ar) entra em contato com o receptor. A ingestão estimada é então usada para quantificar o risco de cada rota de exposição (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999).

Os procedimentos para cálculo da ingestão estão de acordo com aqueles descritos no Guia de cálculo do risco da EPA (EPA, 1990). Este módulo especificamente pode ser usado para estimar a ingestão química para as seguintes rotas:

- Ingestão de água contaminada;
- Inalação durante o banho;
- Contato dermal com água subterrânea contaminada;
- Ingestão de solo contaminado;
- Contato dermal com solo contaminado;
- Inalação de ar contendo vapores químicos ou particulados;

As equações no DSS calculam doses administrada. A dose administrada ou quantidade ingerida é definida como a massa de uma substância que entra em contato com um limite de troca dentro de um organismo (e. g. , trato gastrointestinal, pele, pulmões) por peso do corpo unitário daquele organismo por tempo unitário. A dose absorvida, por outro lado, é a massa da substância que, após o contato, penetra os limites de troca, entra no sistema metabólico e causa efeitos adversos de saúde. Isto é muitas vezes referido como uma dose biodisponível. A EPA (1990) declarou que a maior parte dos valores de toxicidade é baseada sobre a dose absorvida e, portanto a quantidade ingerida calculada deve ser quantidades ingeridas administradas. Ocasionalmente, valores de toxicidade podem ser baseados sobre dose absorvida e então a dose administrada deve ser ajustada para refletir a quantidade de químico absorvida. A biodisponibilidade, em termos do DSS é usada para fazer esse ajuste.

2.3.9.6.1 Descrição de cada rota de ingestão

A ingestão química e módulo do cálculo do risco primeiro estima a ingestão do químico que ocorre durante um evento de exposição. Esta taxa de ingestão, expressa em mg por dia do químico dentro do corpo por unidade de peso do corpo (mg / kg – d), é então calculada sobre o tempo para uso na caracterização do risco.

2.3.9.6.1.1 Ingestão de água de consumo

A quantidade ingerida diária da ingestão de água contaminada é calculada da taxa de ingestão de água e a concentração de contaminante na fonte da água de consumo.

$$DI = \frac{b_i IRC_w}{BW} \quad (57)$$

onde

DI = dose absorvida diária da ingestão de água (mg / kg – d);

IR = taxa de ingestão de água (l / d);

C_w = concentração de contaminante na água de consumo (mg / l);

BW = peso do corpo (kg);

b_i = biodisponibilidade específica do químico para ingestão (mg /mg).

2.3.9.6.1.2 Inalação durante o banho

A inalação diária durante o banho é calculada como uma função da concentração de químicos voláteis no ar do banho, taxa de inalação, e a duração do banho:

$$DI = \frac{b_{sh} C_{sh} IH \cdot ET}{BW} \quad (58)$$

onde

DI = dose diária absorvida da inalação durante o banho (mg / kg – d);

C_{sh} = concentração de químicos no ar do banho (mg / m³);

IH = taxa de inalação durante o banho (m³ / h);

ET = duração do banho (hr / dia);

BW = peso do corpo (kg);

b_{sh} = biodisponibilidade específica do químico para inalação (mg / mg);

2.3.9.6.1.3 Absorção dermal durante o banho

$$D_{abs} = \frac{10^{-3} C_w SA \cdot PC \cdot ET}{BW} \quad (59)$$

onde

D_{abs} = dose dermal absorvida (mg / kg – d);

C_w = concentração de químicos na água (mg / l);

SA = área superficial de pele exposta (cm²);

PC = constante de permeabilidade da pele específica do químico (cm / h);

ET = duração da lavagem ou banho (hr / dia);

BW = peso do corpo (kg);

10^{-3} = fator de conversão de (l / cm³).

A permeabilidade da pele específica do químico é igual a difusividade química através da pele, cm² / h, dividida pela espessura da pele, cm. Este método assume que a difusão ao longo da camada de pele pode ser descrita pela Lei de Fick, e que a concentração na corrente sanguínea é pequena relativa a concentração na água.

A constante de permeabilidade quantifica as propriedades de difusão da pele e o químico; valores de PC estão tabulados no Manual do usuário para sistema de cálculo do risco do poluente (U. S. ARMY ¹ apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999) bem como Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications. Interim Report. EPA ² apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).

2.3.9.6.1.4 Ingestão do solo

$$DI = \frac{10^{-6} b_s C_s IR \cdot FI}{BW} \quad (60)$$

¹U.S. Army Biomedical research Laboratory (1991). The Pollutant Hazard Assessment System Version 20:Documentation and User's Guide (PHAS20) apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0.* (Publicação número 4685).p. 6-6.

²UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992). Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications. Interim Report. EPA/600/8-91/011B apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0.* (Publicação número 4685).p. 6-6.

onde

DI = dose diária absorvida da ingestão de solo (mg / kg -d);

C_s = concentração do químico em solo contaminado (mg / kg);

IR = taxa de ingestão do solo (mg / d);

FI = fração do solo total ingerida que está contaminada (mg / mg);

10^{-6} = fator de conversão de (kg / mg);

b_s = biodisponibilidade específica do químico para ingestão de solo (mg /mg).

2.3.9.6.1.5 Contato dermal com solo

$$D_{abs} = \frac{10^{-6} C_s SA \cdot AF \cdot ABS}{BW} \quad (61)$$

onde

D_{abs} = dose dermal absorvida (mg / kg -d);

C_s = concentração de químicos no solo (mg / kg);

SA = área superficial da pele exposta ao solo por dia (cm^2 / d);

AF = fator de aderência solo – pele (mg / cm^2);

ABS = fração do químico que é absorvida (mg / mg);

BW = peso do corpo (kg);

10^{-6} = fator de conversão de (kg / mg).

2.3.9.6.1.6 Inalação de emissão do solo

A emissão de voláteis e particulados de locais contaminados misturam com o ar ambiente e são transportados do local pela advecção e dispersão. Receptores dentro e fora do local podem , entretanto estarem expostos a químicos pela inalação.

$$DI = \frac{b_a C_a IH \cdot ET}{BW} \quad (62)$$

onde

DI = dose diária absorvida da inalação de emissões do solo (mg / kg - d);

C_a = concentração do químico no ar ambiente (mg / m^3);

IH = taxa de inalação (m^3 / hr);

ET = tempo de exposição (hr / dia);

BW = peso do corpo (kg);

b_a = biodisponibilidade específica do químico para inalação (mg / mg).

2.3.9.6.2 Estimativa da quantidade ingerida diária crônica e do tempo de vida

A ingestão diária crônica (CDI) é usada no cálculo de efeitos não carcinogênicos de exposição crônica, e é calculada pela quantidade ingerida média diária sobre o período de exposição:

$$CDI = \frac{DI \cdot EF \cdot ED}{365 AT}$$

onde

CDI = dose absorvida crônica diária (mg / kg -d);

DI = quantidade ingerida estimada usando as equações apresentadas acima (mg / kg - d);

EF = frequência de exposição (dias por ano);

ED = duração da exposição (anos);

AT = tempo médio (anos).

Quando se avalia efeitos não carcinogênicos o tempo médio (AT) é igual a duração da exposição (ED).

A dose diária média durante a vida (ou quantidade ingerida - LADD ou LADI) é usada para calcular o risco carcinogênico, e é estimada pela quantidade média ingerida diária sobre um tempo de vida humana:

$$LADD = \frac{DI \cdot EF \cdot ED}{365 AT} \quad (63)$$

onde

LADD = dose diária média absorvida no tempo de vida (mg / kg -d);

AT = tempo médio (anos).

Quando se avalia efeitos carcinogênicos o tempo médio é igual a duração de uma vida humana (anos). A frequência de exposição (EF nas equações 63 e 64) corresponde ao número de eventos de exposição diários que ocorrem dentro de um ano e é específico para cada local.

2.3.9.6.3 Cálculo do risco

O cálculo do risco é o passo final do processo de cálculo, e serve como a ponte entre o cálculo e a gerência do risco. Neste passo, informações sobre toxicidade de químicos são combinadas com estimativas de quantidades ingeridas para calcular o risco potencial a receptores humanos. Se o risco calculado excede níveis aceitáveis, resultados dessa análise devem ser cuidadosamente analisados para identificar opções alternativas de gerência de risco, ou a necessidade de modelamento mais detalhado e / ou monitoramento para melhor estimar o risco. **A EPA geralmente permite 10^{-6} a 10^{-4} de excesso de risco.**

Para cada receptor, o risco total e o risco devido a cada químico e cada caminho de interesse são avaliados. Metodologias de cálculo separadas são proporcionadas para avaliar efeitos de riscos carcinogênicos e não carcinogênicos; estes são discutidos em detalhe abaixo.

2.3.9.6.3.1 Cálculo do risco para efeitos carcinogênicos

Para carcinogênicos, o risco é quantificado como a probabilidade excedente de um indivíduo desenvolver câncer sobre um tempo de vida. Este risco, referido como o risco excedente individual de câncer durante a vida (IELCR), é o risco excedente incorrido por indivíduos expostos a químicos pelos caminhos e rotas identificados no cálculo da exposição. O risco é quantificado como o produto do fator de declividade (também referido como fator potencial) e a dose diária média durante a vida (LADD)

$$IELCR_{ij} = Sf_{ij} \cdot LADD_{ij} \quad (65)$$

onde

$IELCR_{ij}$ = risco excedente individual de câncer durante a vida para o químico i, rota de exposição j (adimensional);

Sf_{ij} = fator de declividade para o químico i, rota de exposição j $(\text{mg} / \text{kg} - \text{d})^{-1}$;

$LADD_{ij}$ = dose diária média durante a vida para o químico i, rota de exposição j $(\text{mg} / \text{kg} - \text{d})$;

Este caminho de estimativa do risco é baseado no modelo linear de risco de câncer por baixa dose descrito pela EPA (1990) e é válido para riscos abaixo de 0.01. O modelo assume que a exposição para qualquer quantidade de um carcinogênico irá aumentar o risco de câncer.

Para calcular o risco total a receptores expostos a múltiplas rotas de exposição e químicos, os riscos são assumidos para serem somados:

$$IELCR_t = \sum IELCR_{ij} \quad (66)$$

onde

$IELCR_t$ = risco excedente individual total de câncer durante a vida (adimensional);

Este método para estimativa de risco total assume que não existam quaisquer interações sinérgica ou antagonista entre os químicos.

2.3.9.6.4 Cálculo do índice de risco para efeitos não carcinogênicos

Efeitos não carcinogênicos são avaliados pela suposição que existe um nível limiar de exposição (i. e. , o RfD) abaixo do qual é improvável que populações sensíveis irão experimentar efeitos adversos de saúde. Efeitos não carcinogênicos são caracterizados pela comparação da quantidade ingerida crônica diária para cada químico e a rota de exposição para o químico – e rota específica RfD. Este risco é quantificado como a proporção da ingestão diária crônica para o RfD:

$$HQ_{ij} = \frac{CDI_{ij}}{RfD_{ij}} \quad (67)$$

onde

HQ_{ij} = quociente de risco para o químico i, rota de exposição j (adimensional);

CDI_{ij} = ingestão diária crônica para o químico i, rota de exposição j (mg / kg – d);

RfD_{ij} = dose de referência para o químico i, rota de exposição j (mg / kg –d);

O quociente de risco é um índice do potencial para efeitos não carcinogênicos , e não é um risco probabilístico . **Se o valor excede a unidade,**

existe um potencial para efeitos adversos de saúde não carcinogênicos, e algum gerenciamento de risco pode ser necessário.

Para receptores expostos a múltiplas rotas de exposição e químicos, o potencial para efeitos não carcinogênicos é quantificado pelo índice de risco (HI), igual a soma dos quocientes de risco para cada químico e rota de exposição:

$$HI = \sum HQ_{ij} \quad (68)$$

O quociente de risco é a proporção do nível de exposição de uma única substância sobre um período de tempo especificado para uma dose de referência para aquela substância. O índice de risco é a soma de mais que um quociente de risco para substâncias múltiplas e / ou caminhos múltiplos de exposição.

Este método de avaliação global do risco assume que os efeitos de todos os químicos são aditivos e nega quaisquer efeitos sinergista ou antagonista entre múltiplos químicos. **Se o índice total de risco é maior que a unidade, uma avaliação mais detalhada do potencial para efeitos adversos de saúde devem ser conduzidos.** Em tais análises, deve-se avaliar a toxicidade e o ponto final (o efeito adverso específico de saúde) para cada químico em detalhe. Índices de risco podem então serem calculados para cada efeito adverso de saúde. O DSS não executa essa avaliação de risco do efeito específico.

Para maiores informações sobre suposições/limitações, desenvolvimento e dados requeridos destes modelos, bem como modelos THIBODEAUX – HWANG, modelo Farmer de emissão de vapores e de Cowherd de emissão de partículas, consultar AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999).

CHEN (1998) em seu estudo propôs um caminho composto de:

- Um modelo de exame de vazamento de hidrocarboneto (HSSM - Hydrocarbon Spill Screening Model), o qual é usado para simulação de fluxo imiscível de hidrocarbonetos na zona vadosa, formação de lentes na franja capilar, dissolução de poluentes na superfície de água, e transporte de poluentes aos receptores;
- Um modelo de análise de relação fuzzy (FRA – Fuzzy Relation Analysis), o qual é desenvolvido para avaliação de riscos causados por um número de poluentes com diferentes características de impacto, baseados em resultados do HSSM.

No HSSM, as concentrações de contaminantes em diferentes unidades de tempo e espaço são obtidas através da equação de transporte:

$$nR\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = \nabla D_L \nabla C - q \nabla C - \lambda \cdot n \cdot R \cdot C - M(t)$$

onde n denota porosidade, R é o fator de retardamento, C é a concentração de contaminante na água subterrânea (mg / m^3), q é a velocidade de Darcy (m/s), D_L é a constante de dispersão (m), λ é a constante de decaimento de primeira ordem (s^{-1}), $M(t)$ é a quantidade de massa por unidade de volume do aquífero por unidade de tempo ($\text{mg} / \text{m}^3 \text{ s}$).

Baseado em resultados da simulação do HSSM, um modelo de análise de relação fuzzy é desenvolvido para avaliação de riscos ambientais para múltiplos poluentes com características de impacto incertas.

Os resultados obtidos por CHEN (1998) em um caso no oeste do Canadá foram úteis para análise de risco de vazamento e/ou derramamento de LNAPL bem como seus impactos no solo, aquífero, e receptores potenciais. Neste caso, os vazamentos foram contínuos de aproximadamente 1960 a 1990, a distância entre o local contaminado e o ponto receptor era de aproximadamente 450 m. A profundidade da água subterrânea é de 1,1 a 1,5m, podendo ser facilmente afetada pela contaminação do solo.

WEAVER (1996) utilizou o HSSM (Hydrocarbon Spill Screening Model) em dois casos para análise de sensibilidade por variação de parâmetros de entrada. O HSSM não pode incluir heterogeneidade. Em um dos casos, haviam dados da concentração em água devido a uma ampla rede de monitoramento. No segundo, a rede de monitoramento era pequena, porém os dados e volume de vazamento poderiam ser estimados. Normalmente o volume e duração do vazamento são desconhecidos. Dados típicos de um local que refletem o líquido hidrocarboneto são níveis de produto livre observados em poços e concentrações de amostras em solos. Os níveis de produto livres não podem proporcionar estimativos confiáveis do volume de vazamento, porque não existe uma relação clara entre níveis de produto livre em poços e a quantidade de produto livre na formação (KEMBLOWSKI & CHIANG¹ apud WEAVER, 1996).

¹KEMBLOWSKI, M.W.; CHIANG, C.Y. (1990). Hydrocarbon thickness fluctuations in monitoring wells. *Groundwater*, 28(2), 244-252 apud WEAVER, J. W. (1996). Non Aqueous Phase Liquids (NAPLs) in Subsurface Environment Assessment and Remediation, p. 788 – 7999. ASCE Specialty Conference, Proc, New York, USA.

Os dados de produto livre recuperado podem obviamente dar um limite inferior do volume do produto. Extratos do centro poderiam proporcionar estimativas mais confiáveis do volume do produto, mas eles podem somente serem pegos de instalações de poços e não podem ser analisados sobre seus comprimentos completos.

Existem 36 parâmetros químicos e físicos necessários para rodar o HSSM. Cada um deles têm impacto sobre os resultados do modelo. Dependendo do cenário específico do modelo, alguns parâmetros têm mais importância que outros.

Os valores dos dados de entrada e os locais de aplicação estão listados na tabela 15. As características gerais para as duas séries de dados estão listadas na tabela 14.

Tabela 14– Características gerais para as duas séries de dados (traduzido).

Fonte: WEAVER (1996)

Item	<i>Hagerman Ave. Patchoge, N. Y.</i>	<i>E. Mountain Fuels Salt Lake City Utah</i>
Dados do vazamento	Desconhecido	Conhecido
Volume do vazamento	Desconhecido	Estabelecido 7500 gal
Composição da gasolina	Desconhecido	Desconhecido
Massa na água subterrânea	Estabelecido	Desconhecido
Definição da pluma vertical	Sim	Não
Extratos analisados	30	-
Poços de monitoramento	48	4
Ciclo de amostras	3	8
Pontos de dados por ciclo de amostras	210	4
Testes Slug	13	Desconhecido
Testes de bombeamento	1	0

Tabela 15– Parâmetros principais ajustados para os casos (traduzido). Fonte: WEAVER (1996)

<i>Item</i>	<i>Hagerman Ave. E. Patchoge, N. Y.</i>	<i>Mountain Fuels Salt Lake City Utah</i>
Condutividade hidráulica	43, 94, 194 m / d	0.75, 1.5, 3.0 m/d
Gradiente Hidráulico	0.0013	0.02
Flutuação do nível de água	0.1 m	0.1 m
Concentração inicial de benzeno	8200 mg / l	4100 mg / l
Meia vida	2250 dias	69.3, 30 dias
Dispersividade longitudinal	10, 15, 20 m	15 m

Para o caso Hagerman Avenue foi simulado com valores relativamente baixos de dispersividade (GELHAR, 1992) e degradação, enquanto o caso Mountain Fuels foi simulado com altos valores de ambos parâmetros. Isto sugere que a dispersão e degradação são menos importantes em Hagerman Avenue que Mountain Fuels.

Quando a condutividade hidráulica aumentou, a taxa de vazamento do benzeno ao aquífero aumentou. Logo, as concentrações de benzeno para as simulações de condutividade maiores aumentam mais rapidamente que para os casos de condutividades baixas.

Nesse estudo o efeito da variação da dispersividade sobre a variação apresentada define um tanto à frente, mas não força a uma igualdade exata aos dados do monitoramento.

2.3. 10 WHPA

O WHPA é um modelo semi-analítico modular, de fluxo de água subterrânea projetado pela EPA para auxiliar o Estado e quadros técnicos locais na tarefa da delimitação de Áreas de Proteção de Poços (APPs) como obrigado pelas emendas do Ato de Proteção de Água de 1986 (Safe Drinking Act).

O modelo WHPA consiste de quatro módulos computacionais independentes (REESQC, MWCAP, GPTRAC e MONTEC) que podem ser usados para delinear zonas de captura. Três dos modelos contêm soluções semi-analíticas de zonas de captura; eles são aplicáveis a aquíferos homogêneos que exibem fluxo de água subterrânea bidimensional e constante em uma área plana. Múltiplos poços de bombeamento e injeção podem ser apresentados. Condições limite de barreiras ou rios os quais existem sobre a profundidade inteira do aquífero podem ser simulados. Diversos tipos de aquíferos disponíveis incluem confinado, semiconfinado e não confinado com recarga superficial. Um dos três módulos é o módulo de Monte Carlo que proporciona uma capacidade de análise de incerteza. Este módulo permite que os efeitos da incerteza dos parâmetros de entrada sobre a(s) zona (s) de captura sejam calculados quantitativamente BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993).

O quarto módulo é um módulo geral de caminhamento da partícula que pode ser usado como um pós-processador para modelos numéricos bidimensionais de fluxo de água subterrânea.

Dois problemas foram apresentados em BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993) para verificação comparando os resultados obtidos pelo WhAEM e WHPA. Os dois problemas envolvem a delimitação de zonas de captura e o cálculo de cargas hidráulicas para um único poço em um campo de ambiente de fluxo uniforme de água subterrânea.

Cada um dos problemas foi verificado usando o modelo WhAEM e WHPA. Além da verificação do perfil geral e locação das linhas de contorno, os valores mínimos e máximos de cargas hidráulicas calculados usando ambos códigos foram comparados. Para o primeiro problema, as cargas hidráulicas mínimas e máximas obtidas usando o WHPA são 8.62 e 25.4 ft, respectivamente, enquanto os equivalentes valores obtidos usando o WhAEM são 8.05 e 25.54 ft, respectivamente. Para o segundo problema os valores mínimos e máximos de cargas hidráulicas obtidos pelo código WHPA são 95.92 e 101.46 ft, respectivamente, e os equivalentes valores obtidos do WhAEM são 95.87 e 101.53 ft, respectivamente. Essas diferenças são de pouca importância e são provavelmente devido as diferentes configurações de rede usada pelos dois modelos: o WHPA calcula cargas hidráulicas no centro dos blocos da rede, enquanto que o código WhAEM calcula as cargas nas interseções das linhas da

rede. Para maiores detalhes sobre esses problemas utilizados na comparação, consultar em BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993).

2.3.10.1 Equações Potenciais

As equações potencias são resolvidas em termos da função potencial, ϕ , onde

$$\phi = K \cdot h + c \quad (69)$$

onde K é a condutividade hidráulica, h é a carga hidráulica, e c é uma constante arbitrária (SCC, por exemplo, JAVANDEL¹ apud BLANDFORD, T. N.; WU, Y. ,1993). As funções potencias para ambiente de fluxo uniforme de água subterrânea e o rebaixamento devido a múltiplos poços de bombeamento e injeção pode ser superposto como segue (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993):

$$\phi = -v \cdot (x \cos \alpha + y \sin \alpha) + \sum_{i=1}^{N_p} \frac{Q_i}{4\pi b} \left[(x - x_i)^2 + (y - y_i)^2 \right] - \sum_{i=1}^{N_i} \frac{Q_i}{4\pi b} \left[(x - x_i)^2 + (y - y_i)^2 \right] + c \quad (70)$$

v é a velocidade da Lei de Darcy do ambiente de fluxo uniforme, α é o ângulo do ambiente do fluxo, b é a espessura do aquífero, Q é a taxa de recarga ou descarga do poço i localizado em (x_i, y_i) , N_p é o número de poços de bombeamento, N_i é o número de poços de injeção, e c é uma constante de integração combinada. A equação 70 é resolvida para obter cargas hidráulicas nos módulos RESSQC, MWCAP e GPTRAC (cálculo semi-analítico em aquífero confinado). As cargas são resolvidas em localizações nodais (x, y) de uma rede uniforme (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. ,1993). Note que a incorporação de condições limites é tratada implicitamente pela equação acima, uma vez que limites de rio e barreira são incorporados através da teoria do poço imagem.

2.3.10.1.1 Aquífero Semi Confinado

¹JAVANDEL, I.; DOUGHTY, C.; TSANG, C. (1984). Groundwater transport: Handbook of mathematical models. *Water Resources Monograph Series 10*. Washington, D.C.: American geophysical union, p.288 apud BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993). *Addendum to the WHPA Code Version 2.0 User's Guide: Implementation of Hydraulic Head Computation and Display into the WHPA*. <http://www.epa.gov/crdlweb/databases/whpa/> (03/04/2000).

A solução potencial para um poço de bombeamento em um aquífero semiconfinado pode ser escrita (BEAR, 1979).

$$\phi = \frac{Q}{2\pi b} k_0 \frac{r}{\lambda} + c \quad (71)$$

onde k_0 é a função de Bessel modificada do segundo tipo de ordem zero, r é a distância radial do poço definido como

$$r = \sqrt{(x - x_w)^2 + (y - y_w)^2} \quad (72)$$

onde (x_w, y_w) é a localização do poço, e λ é o fator de vazamento definido como

$$\lambda^2 = \frac{K \cdot b \cdot b'}{K'} \quad (73)$$

onde b' e K' são espessuras e condutividade hidráulica vertical, respectivamente, do aquitarde através do qual o vazamento ocorre. A equação 71 pode ser combinada com a função potencial para ambiente fluxo uniforme, e múltiplos poços de injeção e bombeamento podem ser implementados (Q deveria ser positivo para poços de injeção).

2.3.10.1.2 Aquíferos não confinados com recarga

Para determinar o rebaixamento devido a poços de bombeamento em aquíferos não confinados a seguinte definição da função potencial é introduzida para linearizar matematicamente o problema (cálculo para a variação na espessura saturada do aquífero nas proximidades do poço de bombeamento):

$$\phi = \frac{Kh^2}{2} \quad (74)$$

onde h é a carga hidráulica acima da base do aquífero. A solução potencial para uma penetração completa do poço de bombeamento em um irreal aquífero não confinado com recarga superficial aplicada sobre uma área circular determinada por $0 < r \leq R$. É assumido que em $r=R$, a carga hidráulica (h), e logo a espessura saturada é o máximo valor de H . Para este caso, a solução analítica pode ser expressa como (BLANDFORD, T. N.; WU, Y., 1993):

$$\phi = \phi_0 - \frac{Q}{2\pi} \ln \frac{R}{r} + \frac{N}{4} (R^2 - r^2) \quad \text{para } r \leq R \quad (75)$$

$$\phi = \phi_0 \quad \text{para } r > R \quad (76)$$

A equação 3.7 é linear (em h^2) e logo os efeitos de múltiplos poços podem ser superpostos. Note também que não existe constante de integração para avaliar uma vez que a solução é limitada e $r=R$. Na prática, a equação 74 é combinada com o campo de ambiente de fluxo uniforme da seguinte maneira. A equação 74 é rearranjada e resolvida para o rebaixamento, s , devido ao poço (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. ,1993).

$$S = H - h \quad (77)$$

Uma vez que o rebaixamento (em termos de h e não h^2) é determinado, é subtraído do campo da carga ambiente como definido pelo primeiro termo da equação 71. Esse procedimento é aproximado, uma vez que assume o ambiente de fluxo sob condições confinadas (aquífero de espessura constante); enquanto a condição de fluxo não confinada é diretamente incorporada na solução nas proximidades do poço (s) de bombeamento somente (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. ,1993).

2.3.10.1.3 Faixa de aquífero confinado

As soluções potenciais para faixas de aquíferos confinados (duas barreiras paralelas , dois rios paralelos ou uma barreira paralela a um rio) forma derivadas usando transformações ajustadas do complexo potencial; as condições limites para esse tipo de aquífero não são implementadas usando a simples teoria do poço imagem. As funções potenciais para um poço de bombeamento nos vários tipos de faixas de aquíferos são (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993):

- **Faixa de aquífero com duas barreiras limites**

$$\phi = -\frac{Q}{2\pi b} \ln \frac{r'' \cdot r_w}{r \cdot r'} + c \quad (78)$$

onde r_w é o raio de abertura do poço.

$$r = \sqrt{(u - u_0)^2 + (v - v_0)^2} \quad (79)$$

$$r_w = \sqrt{(u - u_0)^2 + (v + v_0)^2} \quad (80)$$

$$r'' = \sqrt{u^2 + v^2} \quad (81)$$

$$u = e^{\frac{\pi x}{a}} \cos \frac{\pi y}{a} \quad (82)$$

$$v = e^{\frac{\pi x}{a}} \sen \frac{\pi y}{a} \quad (83)$$

$$u_0 = e^{\frac{\pi x_0}{a}} \cos \frac{\pi y_0}{a} \quad (84)$$

$$v_0 = e^{\frac{\pi x_0}{a}} \sen \frac{\pi y_0}{a} \quad (85)$$

onde a é o tamanho da faixa e o poço está localizado em (x_0, y_0) .

- **Faixa de aquífero com dois rios limites**

$$\phi = -\frac{Q}{2\pi b} \ln \frac{r^2}{r'^2} + c \quad (86)$$

onde r e r' foram definidos anteriormente.

- **Faixa de aquífero com um rio limite (fundo) e uma barreira limite (topo):**

$$\phi = -\frac{Q}{2\pi b} \ln \frac{r_1 \cdot r_2}{r_3 \cdot r_4} + c \quad (87)$$

$$r_1 = \sqrt{(u - u_0)^2 + (v - v_0)^2} \quad (88)$$

$$r_2 = \sqrt{(u + u_0)^2 + (v - v_0)^2} \quad (89)$$

$$r_3 = \sqrt{(u + u_0)^2 + (v + v_0)^2} \quad (90)$$

$$r_4 = \sqrt{(u - u_0)^2 + (v + v_0)^2} \quad (91)$$

$$u = e^{\frac{\pi x}{a}} \cos \frac{\pi y}{a} \quad (92)$$

$$v = e^{\frac{\pi x}{a}} \sen \frac{\pi y}{a} \quad (93)$$

$$u_0 = e^{\frac{\pi x_0}{a}} \cos \frac{\pi y_0}{a} \quad (94)$$

$$v_0 = e^{\frac{\pi x_0}{a}} \sen \frac{\pi y_0}{a} \quad (95)$$

O quarto caso (barreira no topo e rio no fundo) é um caso especial da última solução. As soluções acima são aplicáveis a uma faixa horizontal de aquífero (em relação ao sistema de coordenadas cartesianas) com origem em (0,0).

As soluções potenciais para faixas de aquíferos podem ser superpostas sobre um campo de ambiente de fluxo uniforme como feito com outras soluções. Como é também o caso com outras soluções potenciais, entretanto, o campo de ambiente de fluxo não é influenciada pela presença das condições limites (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. ,1993).

2.3.10.1.4 Determinação das constantes de integração

Para cada das soluções potenciais (exceto para rebaixamento em um aquífero não confinado) existe uma constante de integração combinada, c , que deve ser avaliada. Uma vez que a constante é adicionada à solução inteira, ela simplesmente tem o efeito de mudança do campo potencial acima ou abaixo. A constante é avaliada pela solução das equações potenciais (70 , por exemplo) no ponto de referência (x_{ref} , y_{ref}) fornecido pelo usuário. A diferença entre a carga simulada usando as equações potenciais sem a constante, e a referência de carga h_{ref} é a constante c , a qual é, adicionada à solução potencial para carga em cada nó. Note que para a solução de aquífero não confinado, o ponto de referência e a carga são somente usados para resolver o campo de ambiente de fluxo uniforme (BLANDFORD, T. N.; WU, Y., 1993). Os quatros módulos computacionais do modelo WHPA estão listados na tabela 16.

Tabela 16 – Descrição dos módulos que compõem o código WHPA (traduzido). Fonte: BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993)

<i>Nome do módulo</i>	<i>Descrição</i>
RESSQC	Delineia zonas de captura relativas a tempo ao redor de poços de bombeamento, ou frentes de contaminação ao redor de poços de injeção, para múltiplos poços de injeção e de bombeamento em aquíferos homogêneos de extensão superficial infinita com ambientes de fluxo de água subterrânea constantes e uniformes. Os efeitos de interferências de poços não são calculados.

<i>Nome do módulo</i>	<i>Descrição</i>
MWCAP	<p>Delineia zonas de captura de estado constante, reativas a tempo e híbridas em aquíferos homogêneos com ambiente de fluxo de água subterrânea constantes e uniformes. O aquífero pode ser infinito em sua extensão superficial ou os efeitos de rios ou barreiras limites próximos podem ser calculados. Se múltiplos poços são examinados, os efeitos da interferência de poços são ignorados.</p>
GPTRAC	<p>Opção semi-analítica. Delineia zonas de captura relativas a tempo para poços de bombeamento em aquíferos homogêneos com ambiente de fluxo de água subterrânea constante e uniforme. O aquífero pode ser de extensão superficial infinita ou pode estar limitado por um ou dois rios e/ou barreiras limites paralelos. O aquífero pode ser confinado, semiconfinado ou não confinado com recarga superficial. Os efeitos de interferência de poços são calculados.</p> <p>Opção numérica. Delineia zonas de captura relativas a tempo sobre poços de bombeamento para campos de ambiente de fluxo de água subterrânea constante. Executa caminamento de partícula usando um campo de carga obtido de um código numérico de fluxo (elemento finito ou diferenças finitas)</p>

<i>Nome do módulo</i>	<i>Descrição</i>
MONTEC	Executa análise de incerteza para zonas de captura relativas a tempo para um único poço de bombeamento em aquíferos homogêneos de extensão superficial infinita. O aquífero pode ser confinado ou semiconfinado.

Tabela 17: Dados de entrada necessários à implementação dos módulos que compõem o código WHPA (traduzido). Fonte: BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993)

<i>Dados de entradas requeridos</i>	<i>RESSQC</i>	<i>MWCAP</i>	<i>GPTRAC</i> <i>Semi-analítico</i>	<i>GPTRAC</i> <i>Numérico</i>
Unidades usadas	•	•	•	•
Tipo de aquífero*			•	
Limites da área de estudo	•	•	•	•
Máximo passo de tempo	•	•	•	
No. de poços de bombeamento	•	•	•	•
No. de poços de recarga	•		•	•
Localizações dos poços	•	•	•	•
Taxas de bombeamento/injeção	•	•	•	•
Transmissividade do aquífero	•	•	•	•
Porosidade do aquífero	•	•	•	•
Espessura do aquífero	•	•	•	•
Ângulo do ambiente de fluxo	•	•	•	
Gradiente hidráulico do ambiente	•	•	•	
Taxa de recarga superficial			•	
Condutividade hidráulica da camada confinante			•	
Espessura da camada confinante			•	

<i>Dados de entradas requeridos</i>	<i>RESSQC</i>	<i>MWCAP</i>	<i>GPTRAC</i> <i>Semi-analítico</i>	<i>GPTRAC</i> <i>Numérico</i>
Tipo de condição limite		•	•	
Distância perpendicular do poço ao limite		•		
Orientação do limite		•	•	
Tipo de zona de captura		•		
No. de linhas de fluxo usadas para delinear zonas de captura	•	•	•	•
Tempo de simulação	•		•	•
Tempo da zona de captura	•	•	•	•
Parâmetros de redes retangulares				•
No. de linhas de fluxo reversas e avançantes	•		•	•
Valores nodais de cargas				•
No. de zonas heterogêneas do aquífero				•
Propriedades das heterogeneidades dos aquíferos				•
Coordenadas iniciais para as linhas de fluxo reversas/avançantes	•		•	•

* Confinado, não confinado ou semiconfinado.

O pós-processador do código WHPA é uma rotina de plotagem chamada GRAF. Uma das opções do módulo GRAF é o “Map Scale” que permite escala arbitrária da plotagem ou escala automática da plotagem em uma das cinco escalas padrões de mapas topográficos USGS (7.5 minutos, 7.5 x 15 minutos, 15 minutos, 30 x 60 minutos, 1 x 2 graus). Essa opção permite transferir zonas de captura diretamente do modelo WHPA para mapas base do projeto. As opções do módulo de plotagem podem ser usadas para salvar o arquivo de plotagem em formato ASCII, HPGL, ou ARC/INFO.

- **Opção de arquivo HPGL**

A opção “Save Plot” permite ao usuário salvar os arquivos no formato HPGL (Hewlett Packard Graphics Language).

- **Opção de arquivo ARC / INFO**

Um sistema de Informações Geográficas (SIG) pode ser uma ferramenta valiosa no programa de proteção de poços. A tecnologia SIG é comumente usada para integrar e analisar numerosos tipos de dados espaciais. Um uso comum da tecnologia SIG é o desenvolvimento de mapas ou “coberturas”.

2.3.10.2 Módulo geral de caminhamento da partícula (GPTRAC – General Particle Tracking)

O módulo GPTRAC consiste de dois componentes principais. O primeiro componente chamado de opção semi-analítica, proporciona a opção para delineação de linhas de fluxo e zonas de captura relativas a tempo para o caso simples usando técnicas de computação analíticas de velocidade. Essa opção assume um aquífero homogêneo, mas é capaz de acomodar uma faixa mais ampla de condições de limites e aquíferos que as opções RESSQC e MWCAP. O segundo componente, chamado de opção numérica proporciona delineação de linhas de fluxo e zonas de captura relativas a tempo para casos gerais usando técnicas numéricas de cálculo de velocidade que requerem entradas de valores de cargas em pontos nodais de uma rede retangular (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

- **Opção Semi Analítica**

A opção semi-analítica do GPTRAC é capaz de delinear zonas de captura relativas a tempo para um sistema de poços de injeção e bombeamento que penetram completamente em um aquífero homogêneo. Um campo de fluxo constante é assumido e o aquífero pode ser confinado, não confinado ou semiconfinado. Para cada tipo de aquífero, um limite de rio ou barreira pode ser especificado ao longo de qualquer borda da área de estudo. Os efeitos da interferência de poços são calculados através da superposição de soluções resultantes de poços individuais. Se o aquífero é confinado, “faixas” de aquífero (aquíferos com dois limites paralelos) podem ser simulados (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

i Suposições e limitações

As zonas de captura delineadas usando a opção semi-analítica do GPTRAC são válidas para poços completamente penetrantes examinados em aquíferos que são essencialmente homogêneos. O fluxo de água subterrânea nos aquíferos deve ser bidimensional em uma área plana x-y (as suposições de Dupuit são usadas para casos de fluxo não confinados). Um fluxo de água subterrânea em estado constante é assumido (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

Ser um limite de rio ou barreira está presente, o limite é assumido como linear e totalmente penetrante. A última suposição é muitas vezes violada nos casos onde limites de rios existem. Em geral, entre a maior profundidade e largura de um rio em relação à espessura do aquífero, a suposição mais válida é a penetração total do rio. Também, os efeitos da penetração parcial do rio limite decrescem quando a distância do rio ao poço aumenta. O rio e o aquífero são assumidos para estarem em perfeita conexão hidráulica; os efeitos de uma “camada entupidora” entre a base do rio e o aquífero não são considerados (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

Se, na realidade, o rio é parcialmente penetrante e/ou existe uma camada entupidora do material granulado que forra a base do rio, a zona de captura usando o GPTRAC será menor que a “verdadeira” zona de captura. Uma zona de captura é definida como a zona aos arredores de um poço de bombeamento que irá abastecer a recarga de água subterrânea ao poço. Uma zona de captura para um poço simples em um aquífero homogêneo, isotrópico com um ambiente de fluxo uniforme está apresentado na figura 24. Note que a extensão da zona de captura na direção gradiente abaixo é definida pela localização do ponto de estagnação. Partículas de água entre o poço e o ponto de estagnação caminham em direção ao poço na direção oposta ao gradiente hidráulico regional. Partículas de água gradiente abaixo do ponto de estagnação caminham na direção do fluxo regional, mesmo que possam estar localizados dentro do cone de depressão do poço de bombeamento. O próprio ponto de estagnação é definido matematicamente como o ponto de velocidade de fluxo de água subterrânea nula (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

2.3.10.3 Técnicas de solução

O modelo WHPA delinea zonas de captura sobre poços de bombeamento usando a técnica de caminhamento da partícula. O termo “partícula” é usado somente para propostas conceituais. Um modo enfoca uma partícula como uma molécula individual de água ou uma molécula individual de um traçador conservativo que se move através do aquífero coincidente com o movimento do volume de água subterrânea; a dispersão e a difusão não afetam a localização da partícula. Para obter zonas de captura híbridas ou de estado constante, as partículas são vazadas do(s) ponto(s) de estagnação do sistema. Os arcos das zonas de captura relativas a tempo obtidas pelos traçados das linhas de fluxo formados por uma série de partículas colocadas aos arredores do furo de um poço de bombeamento (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

- **Caminhamento da partícula**

O método de caminhamento da partícula requer o conhecimento da velocidade de fluxo de água subterrânea em qualquer ponto dentro do aquífero. As velocidades de fluxo são expressas em termos da Lei de Darcy (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

$$Q = K \cdot i \cdot A \quad (96)$$

Onde Q é a taxa de fluxo volumétrico, K é a condutividade hidráulica do meio poroso, i é o gradiente hidráulico e A é a seção transversal da área do fluxo. A descarga específica (ou velocidade da Lei de Darcy) é definida como:

$$q = \frac{Q}{A} = K \cdot i \quad (97)$$

A velocidade média poro – água para uma partícula individual de um fluido movendo através do meio poroso pode ser escrita como:

$$v = \frac{q}{n_e} \quad (98)$$

v é a velocidade de infiltração, n_e é a porosidade efetiva do meio. A equação 98 pode ser generalizada para descrever as componentes x e y da velocidade de infiltração para fluxo horizontal e bidimensional;

$$\begin{aligned} v_x &= \frac{q_x}{n_e} \\ v_y &= \frac{q_y}{n_e} \end{aligned} \quad (99)$$

Para as opções RESSQC, MWCAP, MONTEC e opção semi-analítica do GPTRAC do modelo WHPA, as velocidades requeridas são obtidas analiticamente.

A opção numérica do módulo GPTRAC usa um método muito diferente para calcular velocidades. Esta opção requer que valores de cargas hidráulicas nos nós da rede retangular sejam fornecidos ao código. A rede pode ser uma rede de elementos finitos ou diferenças finitas. As velocidades em qualquer localização são calculadas então usando uma solução analítica simples dentro de cada bloco de rede. As velocidades calculadas são dependentes dos valores nodais das cargas hidráulicas e das condutividades hidráulicas e porosidade efetiva dos blocos da rede (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

Uma vez que as velocidades podem ser determinadas, as linhas de fluxo (a rota que uma partícula individual segue através de um aquífero) podem ser delineadas usando o caminhamento da partícula. O caminhamento da partícula delineia as linhas de fluxo pelo cálculo da distância dl , que é percorrida em um dado período de tempo dt . A distância que uma partícula caminha durante um dado período de tempo é definida por (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993):

$$dl = \sqrt{dx^2 + dy^2} \quad 100$$

$$dx = v_x dt = \frac{q_x dt}{n_e} \quad 101.a$$

$$dy = v_y dt = \frac{q_y dt}{n_e} \quad 101.b$$

onde dx e dy são as projeções de dl sobre os eixos x e y , respectivamente. Na prática, as equações 100 e 101 são resolvidas usando alguma forma de integração; i.e. o diferencial dt é aproximado por um período de tempo finito Δt , e o diferencial dl é aproximado por um incremento espacial Δl . Logo, o fluxo de uma partícula de água pode ser traçado usando (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993):

$$x_{i+1} = x_i + \Delta x = x_i + v_x dt$$

$$y_{i+1} = y_i + \Delta y = y_i + v_y dt$$

onde (x_i, y_i) é a localização da partícula de água no tempo t , e (x_{i+1}, y_{i+1}) é a posição da partícula no tempo $t + \Delta t$.

- **Linhas de fluxo e delimitação de zonas de captura**

Usando o método de caminhamento da partícula, linhas de fluxo dentro de uma região podem ser delineadas para qualquer distância ou tempo de caminhamento especificados. As zonas de captura relativas a tempo são delineadas colocando uma série de partículas de água (geralmente cerca de 20 a 50) em localizações sequenciais ao longo do perímetro de um pequeno círculo representando o limite do poço. Linhas de fluxo individuais para cada dessas partículas são então traçadas usando caminhamento reverso. As linhas de fluxo terminam quando o valor fixado do tempo de caminhamento é alcançado ou quando um limite de plotagem é encontrado (figura 24). A zona de captura consiste na região inteira encerrada pelas linhas de fluxo delineadas (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

Onde a zona de captura intercepta o limite do rio, o próprio rio forma um segmento do limite da zona de captura, e as duas linhas de fluxo estendendo-se do ponto de estagnação ao poço divide a recarga do poço atribuída ao rio e ao fluxo ambiente do aquífero, respectivamente. A porção da zona de captura atribuída ao rio é referida como a “zona de captura do rio” (BLANDFORD, T. N.; WU, Y. , 1993).

Figura 24 – Caminhamento de linha de fluxo para delinear zonas de captura de (a) relativas a tempo (b) e estado constante (traduzido). Fonte: BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993)

2.3.10.4 Efeito da penetração parcial de poços

Em muitos casos, o buraco aberto ou perfil de um poço de bombeamento não se estende do topo ao fundo de um aquífero. Entretanto, o fluxo em direção ao poço parcialmente penetrante será tridimensional devido a componentes verticais de fluxo. Além disso, se o aquífero é anisotrópico, o valor da condutividade vertical, k_v , e a condutividade horizontal k_h , são importantes. Isso irá afetar ambos

a quantidade de água bombeada de um poço e o campo potencial causado pelo rebaixamento (FETTER, 1994).

Se um poço de observação penetra completamente em um aquífero, ou se um poço parcialmente penetrante está localizado a mais que $1.5 b (k_v / k_h)^{1/2}$ unidades de distância de um poço bombeado, o efeito da penetração parcial é desprezado (HANTUSH¹ apud FETTER, 1994). O rebaixamento é descrito tanto pela fórmula de Hantush – Jacob para aquíferos semiconfinados ou pela fórmula de Theis para aquíferos confinados.

Se, entretanto, o poço de bombeamento é parcialmente penetrante (figura 25), e os poços de observação também são parcialmente penetrantes e localizados a menos que $1.5 b (k_v / k_h)^{1/2}$ unidades de distância ao poço de bombeamento, a fórmula de rebaixamento é diferente e bem complexa. HANTUSH (1964) faz as seguintes observações sobre o rebaixamento em ambos casos.

- i. Se dois poços de observação equidistantes do poço de bombeamento são examinados em diferentes partes do aquífero, as curvas tempo – rebaixamento podem ser diferentes;
- ii. Dependendo do comprimento e posição relativa do poço de observação em exame, é possível para um poço mais distante ter um maior rebaixamento que um poço mais próximo;
- iii. Os efeitos da penetração parcial produzem uma curva tempo – rebaixamento similar em forma a uma produzida quando existe um vazamento para baixo da armazenagem através de uma camada espessa semipermeável.
- iv. Os efeitos da penetração parcial podem produzir uma curva tempo – rebaixamento que se parece com o efeito de um limite de recarga, um poço totalmente penetrante em tanto um aquífero com nível d'água em declive ou um aquífero de espessura não uniforme.

A solução de Theis pode superestimar o valor da armazenabilidade de aquíferos superficiais de aquíferos rasos elásticos. Se a taxa da profundidade média de um aquífero confinado a sua espessura é menor que 0.5, a superestimação pode ser maior que 40% devido à consolidação tridimensional do

aquífero (NEUMAN & WITHERSPOON, 1969). Se a taxa média profundidade / espessura é 1.0 ou mais, então a solução de Theis é válida mesmo para aquíferos deformantes.

2.3.10.5 Efeitos de limites hidrogeológicos

Se um poço não está localizado em um aquífero de extensão superficial infinita, como é o caso com todos os poços reais em aquíferos reais, o cone de depressão irá se estender até tanto o poço ser abastecido por uma recarga vertical ou um limite hidrogeológico ser alcançado. Um limite hidrogeológico poderia ser a borda de um aquífero, a região de recarga para um aquífero completamente confinado, ou a fonte de recarga como um rio ou um lago. Os limites são considerados para serem tanto limites de recarga ou barreiras. Um limite de recarga é uma região na qual o aquífero é reabastecido. Um limite de barreira é uma borda do aquífero, onde ele termina, tanto pelo estreitamento ou encontro de uma formação de baixa permeabilidade, ou minado para fora (FETTER, 1994).

A figura 26.1 apresenta um poço limitado por um limite de recarga. O limite de recarga pode ser simulado por um poço imagem de recarga localizado a uma distância equivalente fora do limite de recarga, mas no lado oposto. A figura 26 indica a presença de um limite de barreira. O limite de barreira é simulado por um poço imagem de descarga localizado a uma distância equivalente fora do limite, mas do lado oposto. Limites têm os impactos mais dramáticos sobre o rebaixamento de um poço bombeado para o aquífero com nenhuma fonte vertical de recarga. Como o poço extrai água somente da armazenada no aquífero, o rebaixamento prossegue como uma função do logaritmo do tempo (Fetter, 1994).

A figura 26.2 apresenta uma plotagem teórica de linha reta do rebaixamento como uma função do tempo sobre um papel semilogarítmico. O efeito de um limite de recarga é retardar a taxa de rebaixamento. A mudança no rebaixamento pode se tornar nula se o poço passa a ser inteiramente abastecido com água recarregadora. O efeito de uma barreira ao fluxo em alguma região do aquífero é acelerar a taxa de rebaixamento. O nível de água declina mais rápido que a linha reta teórica (FETTER, 1994).

Figura 26.2 - Seção idealizada de um poço em um aquífero limitado em um lado por uma camada impermeável (traduzido). Fonte: J. G. Ferris¹ et al., U. S. Geological Survey Water Supply Paper 1536 – E, 1962 apud FETTER (1994)

¹J. G. Ferris et al., U. S. Geological Survey Water Supply Paper 1536 – E, 1962 apud FETTER, C. W.; (1994). *Applied Hydrogeology*. New Jersey . USA, Prentice Hall, Inc.p. 259

Figura 27 – Impacto de limites de recarga e barreira sobre curvas semilogarítmicas tempo – rebaixamento (traduzido). Fonte: FETTER (1994)

2.3.11 Métodos indiretos para detectar contaminação

Os métodos indiretos para delineação da pluma podem proporcionar uma alternativa rápida e não custosa em relação à amostragem convencional.

2.3.11.1 Caracterização solo-gás

A caracterização da composição de solos-gás tem sido como uma excelente técnica para encontrar complexos orgânicos voláteis na água subterrânea. Este caminho envolve a definição de zonas de contaminação de água subterrânea baseada sobre a presença de componentes voláteis no solo-gás. Com o

tempo, alguns voláteis na franja capilar partem-se dentro do solo-gás e gradualmente difundem ascendentemente para a superfície subterrânea. A presença de voláteis é estabelecida comumente pela coleta de solo-gás de algumas profundidades fixadas e analisando a amostra com a cromatografia de gás. Entretanto, este caminho não detecta todos contaminantes orgânicos, porque nem todos são voláteis. Além disso, os compostos orgânicos podem ser solúveis. Voláteis altamente solúveis movendo através da zona não saturada irão dissolver dentro de qualquer água (REISINGER ¹ apud DOMENICO, P. A. ; SCHWARTZ, F. W., 1990) ilustram componentes típicos da gasolina, os quais podem ser detectados com sucesso em uma pesquisa solo-gás . Uma pesquisa solo-gás é conduzida dirigindo uma sonda metálica oca com uma ponta perfurada de 2 a 4 m dentro da zona não saturada e extraindo pequenas amostras de solo-gás por bombeamento.

Equipamentos portáteis analisam amostras no local e proporcionam uma estimativa da massa de um contaminante particular por volume de solo-gás (por exemplo $\mu\text{g} / \text{L}$). Quando cotados sobre um mapa, esses mapas podem delinear zonas de contaminação. Pela relação de concentrações de contaminantes no solo-gás para calcular concentrações na água, o solo-gás pode ser transformado para proporcionar a estimativa quantitativa de concentrações na água subterrânea.

REEVES (1996) em seu estudo utilizou técnicas simplificadas de cromatografia de gases (CG – Gas Chromatographic) e medidores portáteis para monitoramento de hidrocarbonetos voláteis (H C), gases exauridos, e vapores de solo durante uma remediação in situ usando extração de vapores de solo (SVE - soil vapor extraction) e extração de ar (AS - Air Sparging). O local de estudo é caracterizado por permeabilidade do solo de moderada a baixa devido a estratificação natural de materiais derivados de saprólitos.

¹REISINGER, H.J.;BURRIS,D.R.;CESSAR,L.R.;McCLEARY,G.D. (1987). Factors affecting the utility of soil vapor assessment data.First outdoor action conference on aquifer restoration, groundwater monitoring and geophysical methods,Proc.:Dublin, Ohio, National Water Well Assoc.p.425-435 apud DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. (1990). *Physical and chemical hydrogeology*. United States of America, Hamilton Printing Company.p. 624

A superfície de água ocorreu em aproximadamente 24 pés abaixo da superfície de terra, mas flutuou durante anos devido a períodos secos e úmidos. Gases de HC exauridos SVE e concentrações de CO₂ medidos usando um medidor de HC/O₂ portátil GT201 e um medidor RA-411A (Gas Tech), respectivamente, foram altamente correlacionados com análises laboratoriais ($r^2 = 0,91$). Os gases exauridos foram analisados para BTEX usando GC, e HC usando medidores portáteis para estimar a massa total de HC removida e a proporção de extração de massa de HC. As concentrações totais de HC (ppm, v/v) de gases exauridos medidos usando medidores portáteis e concentrações de BTEX (ppm, v/v) medidos pela GC forma altamente correlacionados ($r^2 = 0,91$) em uma faixa relativamente ampla de concentração. O medidor e o GC não foram medidos para os mesmos compostos, mas é notável que o BTEX esteve em uma proporção relativamente constante de HCs voláteis por todo o período de monitoramento.

2.3.11.2 Princípios da fotoionização

O detector de fotoionização (PID – Photoionization Detector) consiste de uma lâmpada ultravioleta e uma câmara iônica. O PID mede concentrações de gases presentes em uma amostra usando fotoionização. A fotoionização ocorre quando uma molécula absorve uma alta energia suficiente para que o elétron deixe seu orbital e crie um íon positivo:

onde:

RH = molécula das espécies a serem ionizadas;

$h\nu$ = fóton com um nível de energia igual ou maior que o potencial de ionização de RH;

RH^+ = íon positivo das espécies ionizadas;

e^- = elétron livre;

A figura 28 ilustra o processo PID de detecção. Amostras de gases entram através do filtro adaptador dentro da câmara iônica. Uma lâmpada ultravioleta adjacente à câmara de ionização gera fótons, o que leva a moléculas tendo potenciais de ionização menores ou iguais ao nível de energia da lâmpada a ionizar. Um eletrodo acelerador carregado positivamente repele estes íons, fazendo-lhes caminhar ao eletrodo “coletante” na câmara iônica. Esses íons geram

um sinal no coletor o qual é proporcional à concentração e é amplificado para proporcionar uma saída analógica para medidas eletrônicas e integração. A quantidade de ionização, e assim seu sinal de entrada ao amplificador, é proporcional à quantidade de gás na câmara iônica e à sensibilidade de ionização daquele gás. Quando o instrumento é usado para medir uma mistura de gases tais como hidrocarbonetos no ar, um gás de calibração é selecionado para aproximar a resposta média dos componentes a serem medidos. Neste caso, o isobutileno é o composto cuja resposta melhor aproxima esses hidrocarbonetos.

Figura 28– Princípios da fotoionização (traduzido). Fonte: HNU (1991).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Considerações Preliminares

O modelo APIDSS foi utilizado para obtenção das distribuições espaciais e temporais em torno dos poços de abastecimento público de água ativados no município de Ribeirão Preto – SP, e para quantificar risco à saúde humana carcinogênicos e não carcinogênicos, por exposição prolongada a BTEX.

A segunda tarefa envolveu a delineação das APPs em torno dos poços susceptíveis à contaminação por BTEX e comparação destas áreas com a carta de vulnerabilidade natural do sistema de aquífero Botucatu / Pirambóia descrito por FOSTER (1992). Em torno destes poços foram medidas as concentrações de BTEX usando-se o fotoionizador modelo DL-101.

3.2 Seleção dos postos de abastecimento de combustíveis

Foram feitas viagens a Ribeirão Preto-SP com o objetivo de selecionar postos de gasolina (anexo 1). Os critérios de seleção foram, idade do posto e topografia. Quanto maior a idade do posto, maior a chance de vazamentos devido a corrosão dos tanques. Postos localizados na parte alta da cidade também foram enfocados. Porém, postos muito próximos a poços de bombeamento em operação também foram utilizados na elaboração dos modelos, ainda que tais postos não estivessem presentes na seleção realizada em Ribeirão Preto.

Foram realizadas também visitas ao DAERP – Departamento de Águas e Esgoto de Ribeirão Preto para entrevistas com geólogo Laert, envolvido com o problema. Nestas entrevistas, foi informado que o DAERP não realiza exames laboratoriais para a série BTEX (Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno) nos poços tubulares em operação, bem como não se têm informações sobre os poços tubulares desativados.

A próxima etapa foi a elaboração dos arquivos do APIDSS. Os modelos escolhidos foram o SESOIL para zona vadosa, seguido do AT123D para zona saturada. Os dados de entrada para implementar estes modelos estão listados na tabela 18. Os modelos JURY e VADSAT não foram utilizados por não permitirem caracterização de geologia heterogênea.

3.3 Simulações utilizando o modelo SESOIL

Os dados necessários à implementação do modelo SESOIL estão listados na tabela 18.

Tabela 18 – Dados necessários para implementação do modelo SESOIL (traduzido). Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999)

DEFINIÇÃO DO PARÂMETRO	UNIDADES	UNIDADES DO APIDSS
Parâmetros de controle do modelo		
Tempo de simulação	[anos]	[anos]
Número de camadas	[-]	[-]
Número de sub camadas	[-]	[-]
Dados dos químicos		
Solubilidade	[ug / ml]	[mg / L]
Coeficiente de difusão no ar	[cm ² / s]	[cm ² / s]
Constante da Lei de Henry	[mg ³ atm / mole]	[(mg / L) / (mg / L)]
K _{oc}	[ug / g oc / ug/ml]	[ug / g oc / ug/ml]

DEFINIÇÃO DO PARÂMETRO	UNIDADES	UNIDADES DO APIDSS
Taxa de decaimento total	[1 / dia]	[1 / dia]
Dados climáticos		
Temperatura superficial	[C]	[C]
Evapotranspiração	[cm / dia]	[cm / dia]
Precipitação anual	[cm / ano]	[cm / ano]
Duração de tempestades	[dias]	[dias]
Eventos de tempestades	[no. eventos por ano]	[no. eventos por ano]
Tamanho da temporada de chuvas	[meses]	[meses]
Runoff superficial	[cm / ano]	[cm / ano]
Dados da zona não saturada para a coluna inteira de solo		
Porosidade efetiva	[-]	[-]
Densidade de solo seco	[g / cm ³]	[g / cm ³]
Dimensão x da fonte	[m]	[m]
Dimensão Y da fonte	[m]	[m]
Espessura da camada	[m]	[m]
Permeabilidade intrínseca	[cm ²]	[cm ²]
Fração de carbono orgânico	[mg /mg]	[mg /mg]
Poluente carregado para a camada de interesse	Kg	Kg

3.3.1 Caracterização do solo

No início da simulação (tempo = 0), foram especificadas as concentrações iniciais totais (tabela 19) para os contaminantes individuais, baseadas em informações de OLIVEIRA (1992). As concentrações não foram especificadas *in loco*, pela dificuldade em se colher amostras nas regiões próximas aos postos, bem como de análise destas. O uso do cromatógrafo aos arredores dos postos também foi inviabilizado, pois as regiões próximas aos postos de combustíveis de interesse estão asfaltadas.

Tabela 19 – Resultados das análises de solo. Fonte : OLIVEIRA (1992)

<i>Amostra</i>	<i>Benzeno</i> ($\mu\text{g} / \text{kg}$)	<i>Tolueno</i> ($\mu\text{g} / \text{kg}$)	<i>Etilbenzeno</i> ($\mu\text{g} / \text{kg}$)	Xileno ($\mu\text{g} / \text{kg}$)	<i>TPH</i> ($\mu\text{g} / \text{kg}$)
A1 - 02	170	1300	820	6000	Não realizado

Onde a mostra A1 – 02 foi retirada em duplicata , A1 – 02 A e A1 – 02 B , a profundidades de 8,00 m e 8,25 m, respectivamente.

3.3.2 Caracterização da gasolina

Como o contaminante individual modelado faz parte de uma mistura (como o benzeno em um vazamento de gasolina) a solubilidade efetiva foi modificada para contabilizar os efeitos da mistura (tabela 20).

Tabela 20 – Composição de uma gasolina regular. Fonte: Johnson et. al. (1990) apud OLIVEIRA (1992) (modificado)

<i>Componente</i>	<i>Fórmula</i> <i>Química</i>	<i>Massa</i> <i>Molecular</i>	<i>Fração</i> <i>Mássica</i>	<i>Fração</i> <i>Molar</i>
benzeno	C_6H_6	78,1	0,0076	0,0093
tolueno	C_7H_8	92,1	0,0550	0,0568
p-xileno	C_8H_{10}	106,2	0,0957	0,0858

A solubilidade efetiva foi então calculada da fração molar da solução e sua solubilidade na fase pura, conforme equação 102:

$$S_{ef} = x_i \cdot S_i \quad (102)$$

onde

S_i solubilidade aquosa do componente puro [g / l];

x_i fração molar do componente na mistura de hidrocarbonetos [mol / mol]

3.3.3 Dados de Entrada

Para os valores de coeficientes de difusão no ar e da lei de Henry foram usados os disponíveis na base de dados dos químicos do APIDSS. Os valores da base de dados para coeficiente de divisão de carbono orgânico K_{OC} no APIDSS vêm do Guia de Exame de Solo da EPA (EPA'S Soil Screening Guidance, USEPA, 1996 apud AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999). O coeficiente de divisão é K_D foi calculado da equação 103:

$$K_D = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (103)$$

onde

K_D = coeficiente de divisão ($\mu\text{g} / \text{g solo}$) / ($\mu\text{g} / \text{ml água}$);

f_{oc} = fração de carbono orgânico (mg oc / mg solo);

K_{OC} = coeficiente de divisão de carbono orgânico ($\mu\text{g} / \text{g solo}$) / ($\mu\text{g} / \text{ml água}$)

A taxa de degradação em líquido descreve a proporção na qual o químico degrada na fase dissolvida e pode ser calculada a partir da equação 104, a taxa de degradação em sólido descreve a taxa em que o químico degrada na fase sólida (sorvida). Foram usados os valores da base de dados do APIDSS.

$$Tx \text{ degradação} = -\frac{\ln(0.5)}{Meia - vida} = \frac{0.693}{Meia - vida} \quad (104)$$

A evapotranspiração representa a quantidade de água deixando a coluna de solo (através da superfície de solo). No SESOIL, a quantidade de evapotranspiração é especificada como uma fração da chuva de um determinado período. Os parâmetros de entrada que afetam a quantidade de água que infiltra são: precipitação, condutividade hidráulica (especialmente para a sub camada do topo), porosidade, e índice de desconectividade do solo. A temperatura do ar é usada para estimar a taxa de evapotranspiração e temperaturas do solo.

O valor adotado para evapotranspiração foi de 0.10 (fração da chuva). Valores para precipitação, duração de tempestades e números de tempestades por mês foram baseados em dados do DAEE (1998), conforme tabela 21.

Tabela 21 – Pluviograma acumulado médio mensal de 1944 a 1997. Fonte: DAEE (1998)

PLUVIOGRAMA ACUMULADO MÉDIO MENSAL DE 1944 ATÉ 1997		
POSTO C4-034	POSTO C4 - 057	POSTO C4 - 075
ALTITUDE 580 m	ALTITUDE 590 m	ALTITUDE 490 m
LATITUDE 21° 12'	LATITUDE 21° 17'	LATITUDE 21° 05'
LONGITUDE 47° 52'	LONGITUDE 47° 56'	LONGITUDE 47° 45'
Nome: Ribeirão Preto	Nome: Faz. Resfriado	Nome: Clube de Regatas
Município: Ribeirão Preto	Município: Ribeirão Preto	Município: Ribeirão Preto
Bacia: Preto	Bacia: Onca	Bacia: Pardo

PLUVIOGRAMA ACUMULADO MÉDIO MENSAL DE 1944 ATÉ 1997				
	POSTO C4-034	POSTO C4 - 057	POSTO C4 - 075	
	(mm)	(mm)	(mm)	Média
Janeiro	258.34	229.93	253.37	247.21
Fevereiro	207.98	184.49	211.68	201.38
Março	153.57	151.56	173.11	159.41
Abril	68.35	72.63	75.97	72.32
Maio	49.40	51.29	51.83	50.84
Junho	31.12	30.75	30.59	30.82
Julho	22.28	28.84	21.75	24.29
Agosto	21.30	21.33	19.69	20.77
Setembro	50.86	50.68	58.22	53.25
Outubro	129.42	125.23	128.71	127.79
Novembro	164.98	165.03	165.44	165.15
Dezembro	258.42	243.10	258.30	253.27
Total	1416.02	1354.86	1448.66	1406.51
Média	1406.51			

Evapotranspiração (anual)	140.65
Fração de evapo. (anual)	0.10

Fonte : Banco de Dados Pluviométricos do Estado de São Paulo (atualizado até 1997) V. 1.0 , 1998 - BcDAEE

Secretaria de Recursos Hídricos Saneamento e Obras

Departamento de Águas e Energia Elétrica

Centro Tecnológico de Hidráulica e Recursos Hídricos Convenio DAEE - USP

1998

Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica CD-Rom

O grupo de dados para a coluna de solo é constante para a coluna de solo inteira e compreende a porosidade efetiva, índice de desconectividade do solo, densidade de solo seco, dimensões x e y da fonte e Latitude. Baseado em informações já conhecidas sobre a região, o valor utilizado para a porosidade efetiva do aquífero Botucatu foi de 0,25, e para o aquífero Pirambóia foi de 0,30. Onde o aquífero Botucatu encontra-se confinado, o valor usado foi o da armazenabilidade, $1,0 \cdot 10^{-4}$. O valor adotado para densidade de solo seco foi de $1,80 \text{ g / cm}^3$ (NETO, D.C. 1999). O município de Ribeirão Preto-SP encontra-se a 22° de latitude.

O índice de desconectividade do solo foi utilizado segundo a tabela 22.

Tabela 22– Índice de desconectividade do solo por classe (traduzido). Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999)

<i>Classe da textura do solo</i>	<i>Índice de desconectividade</i>
Argila (muito fina)	12
Argila (mediamente fina)	12
Argila (fina)	12
Argila siltosa	12
Argila lodosa	10
Argila argilosa	7.5
Argila magra	6.5
Argila siltosa	5.5
Silte	12
Argila arenosa	6
Argila areno argilosa	4
Argila arenosa	4
Areia argilosa	3.9
Areia	3.7

A dimensão x da fonte representa o comprimento na direção do fluxo de água subterrânea no aquífero abaixo da coluna de solo. A dimensão y da fonte representa o comprimento da fonte perpendicular a direção do fluxo de água subterrânea. Uma vez que os tanques de armazenamento são cilíndricos com, geralmente 5m de extensão e 2m de diâmetro, os valores utilizados para x e y foram 5m e 2m, respectivamente.

Os dados para cada camada de solo compreendem espessura da camada, permeabilidade intrínseca, fração de carbono orgânico, pH, fração de emissões permitidas e expoente da equação de Freundlich (usado para determinar a sorção química). Para os últimos três parâmetros de entrada foram utilizados os valores da base de dados do APIDSS.

A permeabilidade intrínseca foi obtida da condutividade hidráulica, pelo uso da equação 105.

$$k = K \frac{\mu}{\rho g} \quad (105)$$

onde

k = permeabilidade intrínseca (cm^2);

K = condutividade hidráulica (cm / s);

μ = viscosidade dinâmica do fluido ($\text{g} / \text{cm s}$);

ρ = densidade do fluido (g / cm^3);

g = aceleração da gravidade (cm / s^2).

Para água a 20° C, nas unidades acima, o valor de $\mu / \rho g$ é igual a $1.0 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2$.

Foram observadas as coordenadas dos poços tubulares em operação e postos de abastecimento de combustíveis de interesse e a seguir foram localizadas na malha de elementos finitos presentes no estudo de MONTENEGRO (1990). De acordo com o nó correspondente, foi obtida a condutividade do Serra Geral para os pontos escolhidos (postos e poços). No aquífero Botucatu, foi considerada uma espessura média de 250m nas coordenadas que estão os postos de abastecimento de combustíveis. A espessura do aquífero (Botucatu ou Pirambóia) nas coordenadas dos poços tubulares em operação foi observada a partir de seus perfis geológicos (NETO, D.C., 1995). A transmissividade para estas coordenadas foram obtidas a partir da figura 15 do presente relatório.

Através da equação 106, a condutividade hidráulica do aquífero Botucatu foi, então obtida.

$$T = b \cdot K \quad (106)$$

onde

T = Transmissividade do aquífero (m^2 / h);

b = Espessura do aquífero (m);

K = Condutividade Hidráulica (m / h).

O valor para fração de carbono orgânico foi obtido através da tabela 3, logo $f_{oc} = 0,00023$ para o aquífero Botucatu e $f_{oc} = 0,00026$ para o aquífero Pirambóia.

Os dados de entrada da zona de mistura somente aparecem quando o SESOIL está ligado a um modelo de zona de mistura e envolvem a condutividade

saturada do aquífero (m/dia), o gradiente hidráulico (m/m), e espessura do aquífero (m).

A condutividade saturada do aquífero foi considerada como a condutividade do Serra Geral (tabela 23), onde este se sobrepõe ao Botucatu. Representa a condutividade exatamente embaixo da coluna de solo.

O valor adotado para o gradiente hidráulico do aquífero embaixo da coluna de solo foi o descrito por FERREIRA (1992), ou seja, de 0,6%. A direção do fluxo foi observada segundo figura 24. A espessura do aquífero (apêndice) foi obtida através dos perfis geológicos dos poços tubulares em operação presentes em NETO, D. C. (1995). Para o valor da altura da zona de mistura para o aquífero foi adotado um valor arbitrário de 2m.

Os valores de condutividade do Serra Geral (considerado condutividade saturada), condutividade hidráulica do Botucatu, e permeabilidade intrínseca para o Serra Geral e Botucatu encontram-se na tabela 23.

O tempo de simulação adotado foi de 30 anos. E, para o poço 103 o tempo de simulação foi de 45 anos, pois começou a apresentar contaminação por benzeno exatamente em 30 anos.

Tabela 23 – Dados de Entrada no modelo SESOIL para Botucatu e Serra Geral

Poço	Coordenadas UTM		Transmi(m2 / h)	Espessura Botucatu (m)	Condutividade Botucatu (m/d)	Permeabilidade Intrínseca (cm2)	Condutividade S. Geral (m /d)	Permeabilidade Intrínseca (cm2)
	Leste (km)	Oeste (km)						
22	205.50	7659.04					2.105E-02	2.436E-10
60	206.28	7655.86					7.457E-03	8.631E-11
65	208.03	7657.51					2.203E-01	2.549E-09
72	209.31	7655.40	22.85	154	3.56104	4.122E-08		
86	211.78	7655.42					1.556E-01	1.801E-09
87	207.84	7656.96	23.9	127	4.51654	5.227E-08		
93	209.77	7654.85					9.410E-02	1.069E-09
100	209.69	7658.75					8.245E-02	9.543E-10
103	208.67	7660.84	19	143	3.18881	3.691E-08		
106	209.53	7660.00	19	167.6	2.72076	3.149E-08		
107	213.65	7654.06	4.5	165	0.65455	7.576E-09		
114	217.16	7654.82	4.5	81.36	1.32743	1.536E-08		
118	205.92	7656.92	23.9	151.24	3.79265	4.390E-08		
125	210.85	7661.50	19	116.62	3.91014	4.526E-08		
129	209.30	7656.26	5.4	207.9	0.62338	7.215E-09		
139	212.53	7652.69	4.5	137.92	0.78306	9.063E-09		
140	212.69	7654.11	4.5	89.9	1.20133	1.390E-08		
141	210.25	7659.85	6.6	101	1.56832	1.815E-08		
142	205.79	7652.32	11.79	196.73	1.43832	1.665E-08		
145	208.89	7662.66	6.6	145.95	1.08530	1.256E-08		
147	205.85	7655.81	25.6	196	3.13469	3.628E-08		
151	206.53	7651.43	25.25	202.72	2.98934	3.460E-08		
3	207.41	7646.31	25.25	248.88	2.43491	2.818E-08		
149	213.18	7656.06					3.227E-02	3.735E-10
89	212.86	7655.11					3.227E-02	3.735E-10
61	213.82	7654.78	4.5	47.97	2.25141	2.606E-08		
150	212.73	7651.51	4.5	171	0.63158	7.310E-09		
92	206.52	7653.08	11.79	221	1.28036	1.482E-08		
133	212.50	7658.07	6.6	131.02	1.20898	1.399E-08		
105	209.81	7661.95	6.6	303.3	0.52226	6.045E-09		
111	213.35	7650.58	4.5	159	0.67925	7.862E-09		
105	209.81	7661.95	6.6	303.3	0.52226	6.045E-09		
84	205.3	7656.69	25.6	137.5	4.46836	5.172E-08	9.156E-02	1.060E-09
57*	205.87	7659.14	25.6	20	2.00000	2.315E-08		
104	208.29	7653.35	13.29	190	1.67674	1.943E-08		
43	208.34	7658.37					1.849E-02	2.141E-10
124	208.63	7654.83					4.147E-02	4.800E-10
147	205.85	7655.81					1.066E-01	1.233E-09
Posto	Coordenadas UTM		Transmi(m2 / h)	Espessura Botucatu (m)	Condutividade Botucatu (m/d)	Permeabilidade Intrínseca (cm2)	Condutividade S. Geral (m /d)	Permeabilidade Intrínseca (cm2)
	Leste (km)	Oeste (km)						
3	208.88	7668.76	19	250	1.82400	2.111E-08		
4	208.64	7668.18	19	250	1.82400	2.111E-08		

Posto	Coordenadas UTM		Transmi(m2 / h)	Espessura Botucatu (m)	Condutividade Botucatu (m/d)	Permeabilidade Intrínseca (cm2)	Condutividade S. Geral (m /d)	Permeabilidade Intrínseca (cm2)
	Leste (km)	Oeste (km)						
21	210.68	7657.71	19	250	1.82400	2.111E-08		
22	210.44	7657.31	19	250	1.82400	2.111E-08		
23	211.11	7660.91	6.6	250	0.63360	7.333E-09		
26	211.21	7658.54	6.6	250	0.63360	7.333E-09		
27	204.62	7657.04					7.214E-02	8.349E-10
28	204.66	7657.02					7.214E-02	8.349E-10
36	207.35	7657.90	19	250	1.82400	2.111E-08		
43	211.64	7662.10	6.6	250	0.63360	7.333E-09		
44	211.59	7661.99	6.6	250	0.63360	7.333E-09		
45	211.52	7661.83	6.6	250	0.63360	7.333E-09		
55	207.82	7656.76					2.203E-01	2.549E-09
58	207.39	7656.01					1.114E-01	1.289E-09
59	207.38	7655.98					1.114E-01	1.289E-09
63	207.69	7655.50					1.114E-01	1.289E-09
64	207.35	7654.80					1.114E-01	1.289E-09
67	207.40	7654.38					2.074E-01	2.400E-09
68	207.12	7653.97					2.310E-02	2.673E-10
76	208.85	7655.99					1.930E-01	2.234E-09
77	208.68	7655.96					1.930E-01	2.234E-09
80	208.11	7655.38					1.114E-01	1.289E-09
83	208.59	7654.53					1.114E-01	1.289E-09
84	208.65	7654.49	23.9	250	2.29440	2.656E-08		
85	208.62	7654.32	23.9	250	2.29440	2.656E-08		
86	208.55	7653.59	13.29	250	1.27584	1.477E-08		
87	208.49	7653.26	13.29	250	1.27584	1.477E-08		
88	208.49	7653.21	13.29	250	1.27584	1.477E-08		
89	208.29	7652.67	13.29	250	1.27584	1.477E-08		
93	209.57	7655.73					9.410E-02	1.089E-09
94	209.15	7655.53					4.147E-02	4.800E-10
95	209.21	7655.34					4.147E-02	4.800E-10
96	209.24	7655.28					4.147E-02	4.800E-10
97	209.28	7655.28					4.147E-02	4.800E-10
99	209.33	7654.97					4.147E-02	4.800E-10
100	209.51	7654.53	13.29	250	1.27584	1.477E-08		
101	209.51	7654.40	13.29	250	1.27584	1.477E-08		
102	209.59	7654.38	13.29	250	1.27584	1.477E-08		
110	210.62	7655.37	22.85	250	2.19360	2.539E-08		
111	210.66	7655.36	22.85	250	2.19360	2.539E-08		
52	205.84	7652.98	25.25	250	2.42400	2.806E-08		
61	207.00	7655.53	25.6	250	2.45760	2.844E-08		
62	207.09	7655.53	25.6	250	2.45760	2.844E-08		
48	207.69	7645.60	25.25	250	2.42400	2.806E-08		

Posto	Leste (km)	Oeste (km)	Transmi(m2 / h)	Botucatu (m)	Botucatu (m/d)	Intrinseca (cm2)	S. Geral (m /d)	Intrinseca (cm2)
46	213.56	7650.36	4.5	250	0.43200	5.000E-09		
4	208.64	7658.18					6.298E-02	7.290E-10
9	209.37	7659.85	22.85	250	2.19360	2.539E-08		
18	210.74	7661.4	19	250	1.82400	2.111E-08		
19	210.83	7661.17	6.6	250	0.63360	7.333E-09		
90	209.39	7656.51	6.6	250	0.63360	7.333E-09		
29	205.93	7659.15					1.252E-01	1.449E-09
31	205.38	7656.86					8.249E-03	9.547E-11
50	205.69	7655.89					4.742E-02	5.489E-10
51	205.79	7655.89					4.742E-02	5.489E-10
69	207.83	7653.49					1.146E-01	1.326E-09
82	208.59	7654.66					1.114E-01	1.289E-09
105	209.2	7654.05					4.147E-02	4.800E-10
106	209.21	7653.89					4.147E-02	4.800E-10
6	208.3	7657.48					2.074E-01	2.400E-09
7	208.27	7657.16					2.074E-01	2.400E-09
8	208.78	7656.94					2.074E-01	2.400E-09
98	209.95	7655.14					1.596E-01	1.847E-09
116	212.86	7654.99					3.227E-02	3.735E-10
117	212.99	7654.99					3.227E-02	3.735E-10
115	211.86	7653.84					1.556E-01	1.801E-09
119	212.06	7653.68					1.556E-01	1.801E-09
121	213.36	7653.88					1.556E-01	1.801E-09
120	213.81	7654.84					1.556E-01	1.801E-09
118	212.5	7653.94					1.556E-01	1.801E-09

3.4 Simulações utilizando o modelo AT123D

No AT123D o eixo x (ou eixo longitudinal) é a direção do fluxo de água subterrânea. O eixo z é a direção vertical medida positiva descendentemente e com valor nulo no nível de água. O eixo y é a direção transversa (em relação ao fluxo de água subterrânea). A fonte foi assumida ser horizontal plana com as mesmas direções x e y usadas no SESOIL.

3.4.1 Dados de entrada

Os dados necessários para implementação do modelo AT123D estão listados na tabela 24.

Tabela 24 – Dados necessários para o modelo AT123D (traduzido). Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999)

DEFINIÇÃO DO PARÂMETRO	UNIDADES / OPÇÕES
<i>Parâmetros de controle do modelo</i>	
Indicação se o aquífero é infinitamente largo (direção y)	SIM / NÃO
Indicação se o aquífero é infinitamente largo (direção z)	SIM / NÃO
Indicação do tipo da fonte / vazamento*	Clicar sobre seleção
<ul style="list-style-type: none">• Vazamento instantâneo• Razão de vazamento constante• Razão de vazamento por pulsos	
Passo do tempo*	(anos)
Tempo de simulação* (máximo de 100 anos)	(anos)
<i>Parâmetros da fonte*</i>	
Comprimento na direção x	(m)
Comprimento na direção y	(m)
Espessura na direção z	(m)
Duração do pulso	(anos)
Vazamento instantâneo do químico	(kg)
Razão do vazamento constante do químico	(kg / anos)

DEFINIÇÃO DO PARÂMETRO	UNIDADES / OPÇÕES
<i>Parâmetros do meio</i>	
Porosidade efetiva	($\text{cm}^3 / \text{cm}^3$)
Condutividade Hidráulica	(m / anos)
Gradiente Hidráulico	(m / m)
Dispersividade longitudinal	(m)
Dispersividade Transversal	(m)
Dispersividade Vertical	(m)
Densidade de volume do solo	(g / cm^3)
Conteúdo de carbono orgânico fracional	(g / g)
Espessura do aquífero**	(m)
Largura do aquífero**	(m)
<i>Parâmetros dos químicos***</i>	
Coefficiente de divisão de carbono orgânico	[(mg/g) / (mg/cm ³)]
Taxa de decaimento total	(1/ dia)
Coefficiente de difusão molecular	(cm^2 / s)
<i>Dados do poço receptor</i>	
Coordenada x do poço	(m)
Coordenada y do poço	(m)
Coordenada z do topo do poço	(m)
Coordenada z do fundo do poço	(m)

*Não necessário quando o AT123D está rodando em conjunto com o modelo SESOIL ou JURY.

**Necessário somente quando o aquífero é finito nas direções z ou y , respectivamente.

***Valores da base de dados dos parâmetros dos químicos estão disponíveis na base de dados do APIDSS.

No presente estudo o aquífero foi assumido como infinito na direção y e finito na direção z. Como foi rodado em conjunto com o SESOIL, o tipo de fonte, passo do tempo, tempo de simulação e parâmetros da fonte não são necessários na entrada de dados do AT123D. O passo do tempo implementado pelo APIDSS foi de 0.08 anos.

Quanto aos valores dos parâmetros do meio, foram utilizados:

- Porosidade – de 0.25 para o Botucatu, 0.30 para o Pirambóia e $1.00 \cdot 10^{-4}$ onde o aquífero está confinado (armazenabilidade);
- a condutividade hidráulica foi retirada da tabela 23;
- gradiente hidráulico - de 0.06% no sentido de fluxo indicado na figura 30.

Os parâmetros dos químicos utilizados foram obtidos da base de dados do APIDSS. Dados do poço receptor e de espessura do aquífero (apêndice) foram extraídos dos perfis geológicos dos poços tubulares em operação presentes no estudo da FIPAI (1995).

Quando o modelo SESOIL é usado para simular o transporte através da zona não saturada a proporção da massa do químico carregado a superfície de água é usada diretamente como uma entrada para o AT123D.

De acordo com a pesquisa bibliográfica, a região de Ribeirão Preto-SP foi dividida em oito grupos (figura 29). Essa divisão baseou-se no fato que a hidrografia presente na região comporta-se como contorno, pois os córregos absorvem a contaminação subterrânea por postos de combustíveis, uma vez que o aquífero subterrâneo alimenta os córregos.

Como mencionado durante a análise dos grupos, alguns postos de abastecimento de combustíveis inicialmente desprezados foram considerados, devido à grande proximidade com postos tubulares. Os postos de abastecimento de combustíveis e poços tubulares em operação considerados estão listados na tabela 23, e suas coordenadas estão presentes no anexo 1. Os poços tubulares escolhidos foram aqueles que possuíam as informações sobre nível dinâmico, espessura do aquífero, seção filtrante (usados no AT123D) e espessura das camadas (usado no SESOIL). Aqueles que possuíam estas informações e estavam a jusante de postos de abastecimento de combustíveis em relação ao fluxo de água subterrânea foram os poços de interesse (tabela 6).

Os poços do grupo II, III e poços 154, 148, 114, 109, 160 e 159 não foram analisados, por não apresentarem riscos, uma vez que se localizam à montante em relação ao fluxo de água subterrânea.

Figura 29 – Mapa de Ribeirão Preto-SP, com a divisão em grupos.

Figura 30 – Carta da superfície potenciométrica com a indicação do fluxo – aquífero Botucatu – Pirambóia. Fonte: NETO, D. C. (1996).

Figura 31 – Carta de localização dos poços ativados. Fonte: NETO, D. C. (1996)

Foi feita análise de sensibilidade em relação aos parâmetros de entrada de dispersividade. Na primeira simulação, os valores para dispersividade longitudinal, transversal e vertical foram de , respectivamente, 15 m, 3m e 0.2 m. Tais valores foram extraídos da literatura para solos semelhantes, por sugestão do Prof. Lázaro Valentim Zuquette. Também foram realizadas simulações para estes modelos com valor de dispersividade longitudinal de 20 m, a fim de realizar análise da sensibilidade do modelo.

3.5 Quantificando risco à saúde humana por contaminação por BTEX

As rotas de exposição escolhidas foram :

- Ingestão de água subterrânea contaminada;
- Inalação durante o banho;
- Contato dermal durante o banho.

As rotas de ingestão de solo contaminado, contato dermal com solo contaminado e inalação de ar não foram escolhidas uma vez que a área em estudo encontra-se asfaltada. Logo, os modelos de emissão de voláteis e partículas não foram usados.

Após o uso dos modelos SESOIL e AT123D, o passo seguinte foi o uso do módulo de quantidade ingerida do químico e cálculo do risco. Na tabela 25, estão listadas duas séries de valores da base de dados incluídos no DSS para as rotas escolhidas. São (1) Suposições de exposições máximas razoáveis recomendadas pela EPA, e (2) valores médios de parâmetros de ingestão mais prováveis derivados do livro de fatores de exposição da EPA e guia de cálculo do risco (AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE, 1999).

Tabela 25: Base de dados dos parâmetros de ingestão (traduzido). Fonte: AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999) (modificado)

<i>PARÂMETRO</i>	<i>UNIDADES</i>	<i>VALOR DE EXPOSIÇÃO MÁXIMO (Default)</i>	<i>VALOR MAIS PROVÁVEL (Default)</i>
<i>Comum a todas as rotas</i>			
Peso do corpo	[kg]	70(adulto);15 (criança)	70(adulto);15 (criança)
Tempo de vida	[anos]	70	70
<i>Ingestão de água de consumo</i>			
Duração da exposição	[anos]	30	30
Frequência da exposição	[dias / ano]	365	350
Taxa de ingestão	[litros / dia]	2	1,4
Biodisponibilidade	[mg / mg]	Específico do químico	Específico do químico
<i>Ingestão durante o banho</i>			
Duração da exposição	[anos]	30	9
Frequência da exposição	[dias / ano]	365	350
Tempo de exposição	[horas /dia]	0.333	0.12
Taxa de inalação	[m ³ / hora]	0.89	0.63
Biodisponibilidade	[mg / mg]	Específico do químico	Específico do químico
<i>Exposição dermal no banho</i>			
Duração da exposição	[anos]	30	9
Frequência da exposição	[dias / ano]	365	350
Tempo de exposição	[horas /dia]	0.333	0.12
Área superficial total da pele	[cm ²]	18150	18150
Coeficiente de permeabilidade	[cm / hora]	Específico do químico	Específico do químico

3.6 Combinações entre poços de fornecimento público de água e postos de abastecimento de combustíveis

As combinações entre poços e postos dentro de cada grupo para as quais foram simulados vazamentos de benzeno, etilbenzeno, tolueno e xileno (série BTEX) estão listadas abaixo:

• GRUPO 1

1. POÇO 106: postos 23, 43, 44, 45, 18 e 19;
2. POÇO 145: postos 40, 41, 42, 43, 44 e 45;
3. POÇO 105: postos 40, 41, 42, 43, 44, 45, 18 e 19;
4. POÇO 125: postos 18, 19, 43, 44 e 45;
5. POÇO 141: postos 23, 24, 25, 43, 44, 45, 18 e 19;

• GRUPO 4

1. POÇO 60: postos 27, 28, 30, 31, 50 e 51;
2. POÇO 103: posto 1;
3. POÇO 118: postos 27, 28 e 31;
4. POÇO 147: postos 27, 28, 50 e 51;
5. POÇO 84: postos 27, 28 e 31;
6. POÇO 57: posto 29;

• GRUPO 5

1. POÇO 130: posto 52 e 54;

• GRUPO 6

1. POÇO 104 : postos 69, 87, 88 e 89;
2. POÇO 143: postos 63, 64, 65, 66, 68 e 69;
3. POÇO 124: postos: 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 69, 105, 106 e 107;

• GRUPO 7

1. POÇO 65: postos 3, 4, 55, 76, 93, 94, 95, 96, 97, 99, 6, 7, 8 e 111;
2. POÇO 72: postos 93, 94, 95, 96, 97, 99, 100, 101, 102, 110, 111 e 98;
3. POÇO 86: postos 110, 111, 116, 117, 115, 119, 121 e 120;
4. POÇO 87: postos 17, 55, 76, 93, 94, 95, 96, 97, 99, 6, 7 e 8;
5. POÇO 93: postos 101, 102, 110 e 111;
6. POÇO 100: postos 3, 4, 55, 76, 93, 94, 95, 96, 97, 99, 100, 101, 102, 110, 111, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 6, 7, 8, 16 e 17;
7. POÇO 129: postos 55, 76, 93, 94, 92, 95, 96, 97, 99, 100, 101, 102, 110 e 111;

8. POÇO 139: postos 46 e 47;
9. POÇO 140: postos 118, 119, 120 e 121;
10. POÇO 149 : postos 109, 116, 117, 118, 120 e 121;
11. POÇO 89: postos 116, 117, 118, 120 e 121;
12. POÇO 61: postos 120 e 121;
13. POÇO 150: postos 46 e 47;
14. POÇO 111: postos 46 e 47;
15. POÇO 101 : postos 4, 5 e 10;
16. POÇO 96: postos 100, 101, 102, 98 e 99;
17. POÇO 72 : postos 100, 101, 102, 110, 111, e 97;
18. POÇO 50^A : postos 73, 74, 76 e 96;
19. Poço 156: postos 118 e 119.

• **GRUPO BOMFIM PAULISTA**

1. POÇO 03 : posto 48.

Estas combinações foram escolhidas observando-se o sentido do fluxo de água subterrânea (figura 24) e também a proximidade poço / posto. As coordenadas de todos os postos e poços estão no item anexos e foram extraídas do estudo de NETO, D. C. (1995).

Os poços que apresentaram contaminação nesta simulação foram:

- POÇO 65 : devido aos postos 55, 6, 7 , 8, 93, 94, 95, 96, 97 e 99;
- POÇO 72 : devido aos postos 100, 101, 102, 110, 111 e 97;
- POÇO 87 : devido aos postos 55 e 17;
- POÇO 96: devido aos postos 100, 101, 102, 98 e 99;
- POÇO 03 : devido ao posto 48;
- POÇO 101 : devido aos postos 4, 5 e 10;
- POÇO 125 : devido aos postos 105, 105, 107, 69, 82, 83, 84, 85, 86, 87 e 88;
- POÇO 130 : devido ao posto 52;
- POÇO 50^A : devido aos postos 73, 74, 76 e 96;
- POÇO 57: devido ao posto 29;
- POÇO 60: devido aos postos 27, 28, 31, 50 e 51;
- POÇO 61: devido ao posto 120;

- POÇO 156: devido aos postos 118 e 119.

Os resultados dessas simulações são observados em gráficos de concentrações médias de cada contaminante relativas ao tempo e também no risco de um indivíduo desenvolver câncer durante sua vida. Estes estão listados a seguir no item resultados.

Para estes modelos foram simulados vazamentos considerando-se dispersividade longitudinal de 20 m. Para o 50^A e 61 foram adotados valores de dispersividade longitudinal proporcionais à distância poço/posto (2m, 3m e 5m).

Para as simulações dos poços 50^A, 101, 61 e 156, os valores de dispersividade longitudinal usados foram de 4 m, pois os postos estão situados muito próximos a estes poços.

No anexo 6 encontra-se a análise de sensibilidade para os parâmetros armazenabilidade, densidade de solo seco, condutividade hidráulica e fração de carbono orgânico para o poço 60 e porosidade efetiva para o poço 61, relativa aos compostos benzeno e tolueno. Isto ilustra a influencia da incerteza dos parâmetros de entrada.

3.7 Delineação das APPs

A identificação dos pontos de maior risco e delimitação da área de proteção dos poços através do programa WHPA (WELL HEAD PROTECTION AREA) da EPA estão descritos a seguir.

Para delineação das áreas de proteção dos poços (APPs) 50^A, 57, 60, 61, 65, 72, 87, 96, 101, 103, 124, 125 130, foi utilizado o código WHPA. O código WhAEM não foi usado, pois na digitalização do mapa de hidrogeológico de Ribeirão Preto – SP foram encontradas dificuldades no reconhecimento de hardware pelo módulo GAEP (digitalizador do WhAEM).

Em virtude da acessibilidade do software WHPA e de seu bom desempenho em relação ao WhAEM, como descrito anteriormente, o WHPA foi escolhido para a tarefa de delineação de APPs.

3.7.1 Dados de entrada

O módulo semi-analítico do GPTRAC foi usado por permitir que limites de rios paralelos pudessem ser delineados, caracterizando faixas do aquífero. O aquífero, portanto foi considerado homogêneo com ambiente de fluxo de água subterrânea constante e uniforme, e assumido como confinado nas faixas estudadas.

As zonas de captura obtidas foram relativas a tempo. Para cada poço foi criado um respectivo arquivo, cujas entradas de valores mínimos e máximos das coordenadas x e y da área em estudo permitiram a configuração de uma faixa do aquífero aos arredores de cada poço em questão. A descrição e valores assumidos para os dados de entrada para a opção semi-analítica do GPTRAC estão listados na tabela 26.

Tabela 26 – Descrição e valores assumidos para os dados de entrada da opção semianalítica do módulo GPTRAC (traduzido). Fonte: BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993)

<i>Variável do programa</i>	<i>Descrição</i>	<i>Valores atribuídos</i>
Para cada problema		
IAQFR	Tipo do aquífero Confinado (confinado, semiconfinado, não confinado)	
IUNIT	Unidades dos parâmetros de entrada	Metros (m) e dias (d)
NPWELL	Número de poços de bombeamento dentro da área de estudo	Um para cada arquivo
NRWELL	Número de poços de injeção dentro da área de estudo	Zero para cada arquivo
XMIN	Mínima coordenada x da área de estudo	Dependente da geografia dos arredores do poço
XMAX	Mínima coordenada x da área de estudo	Dependente da geografia dos arredores do poço

<i>Variável do programa</i>	<i>Descrição</i>	<i>Valores atribuídos</i>
YMIN	Mínima coordenada y da área de estudo	Dependente da geografia dos arredores do poço
YMAX	Mínima coordenada y da área de estudo	Dependente da geografia dos arredores do poço
DLMAX	Maior passo de comprimento permitido, dl	750.00 metros
TRANS	Transmissividade do aquífero	636.00 m ² / d
GRADNT	Gradiente hidráulico regional	0.006
ALPHA	Ângulo do ambiente de fluxo de água subterrânea	Extraído graficamente da figura 31 do presente estudo
POROS	Porosidade do aquífero	0.25
B	Espessura saturada do aquífero	250.00 metros
KPRIM	Condutividade hidráulica da camada confinante	Não necessário para aquíferos confinados
BPRIM	Espessura da camada confinante	Não necessário para aquíferos confinados
CAPN	Taxa superficial de recarga	
CAPH	Espessura saturada anterior ao bombeamento	Não necessário para aquíferos confinados
RMAX	Máximo raio de influência do poço de bombeamento	Não necessário para aquíferos confinados
IBOUND	Tipo da condição limite (sem limite, rio ou barreira limitando uma borda da área de estudo, ou faixa de aquífero)	Faixa de aquífero
NFPATH	Número de linhas de fluxo posteriores	Zero

<i>Variável do programa</i>	<i>Descrição</i>	<i>Valores atribuídos</i>
NRPATH	Número de linhas de fluxo reversas	Zero
TMSIM	Período de tempo para o qual o GPTRAC será executado	18250.00 dias
TMCAPZ	Valor do período de tempo para as zonas de captura relativas a tempo	18250.00 dias
Para cada poço de bombeamento (I=1, NPWELL)		
XPWELL (I)	Coordenada x do poço	Extraído de FIPAI (1996) para cada arquivo de cada poço
YP WELL (I)	Coordenada y do poço	Extraído de FIPAI (1996) para cada arquivo de cada poço
QPWELL (I)	Taxa de descarga do poço	Extraído de FIPAI (1996) para cada arquivo de cada poço
R	Raio do poço	Extraído de FIPAI (1996) para cada arquivo de cada poço
NSTLIN (I)	Número de linhas de fluxo para delinear zonas de captura relativas a tempo	20
Para cada poço de injeção (I=1, NPWELL)		
XRWELL (I)	Coordenada x do poço	Não considerado
YR WELL (I)	Coordenada y do poço	Não considerado
QRWELL (I)	Taxa de recarga do poço	Não considerado
Para cada linha de fluxo posterior		

<i>Variável do programa</i>	<i>Descrição</i>	<i>Valores atribuídos</i>
FSTART (I, 1)	Coordenada x inicial	Não considerado
FSTART (I, 2)	Coordenada y inicial	Não considerado
Para cada linha de fluxo reversa		
RSTART (I, 1)	Coordenada x inicial	Não considerado
RSTART (I, 2)	Coordenada y inicial	Não considerado

Após a plotagem dos resultados, todas as zonas de captura foram sobrepostas e foram salvas na opção ARC / INFO, sendo então transferidas do Cartalinx para o Idrisi. Neste último software, foi sobreposto na composição de mapas com o mapa hidrogeológico de Ribeirão Preto – SP. A seguir comparou-se o mapa obtido com a carta de caracterização de vulnerabilidade natural do sistema de aquífero Botucatu / Pirambóia.

3.8 Análise da existência de contaminação por BTEX através do fotoionizador modelo DL-101 dos poços de bombeamento n^o 28, 124, 72, 65, 101, 60, 130 e 50 ^A.

O modo de operação usado foi o *Modo de Resíduos Perigosos*. É usado para monitoramento mais específico de locais de resíduos perigosos.

Dentre as técnicas de calibração possíveis no DL-101 foi utilizada a calibração com um gás alternativo. Neste caso, um gás possivelmente menos tóxico é usado para a calibração. Um valor ppm é determinado o qual relaciona os compostos de interesse ao gás usado para calibração. Dados da sensibilidade da fotoionização podem ser encontrados em HNU (1991). Se um padrão de calibração do composto a ser medido não está disponível ou é perigoso, é necessário executar uma calibração usando um gás alternativo de referência.

Neste estudo, o gás de calibração usado foi o isobutileno em 100 ppm (sensibilidade de fotoionização de 5.5).

Antes que se iniciasse a leitura nos poços, o procedimento foi de mensurar a concentração no ar até que se estabilizassem os valores lidos no display do aparelho. Foi calculada a média aritmética para estes valores que se encontram plotados nos gráficos. Introduziu-se então, o bico do HNU DL 101 no conduit

inserido no poço de bombeamento. Este conduit, na maior parte dos poços, é o único orifício através do qual se pode inserir a sonda do aparelho, além de alcançar profundidades significativas. Como os poços estavam vedados com uma tampa de concreto, julgou-se que caso existissem, os gases estariam confiados no interior deste. A figura 32 ilustra o processo de medição da fase de vapor de hidrocarbonetos utilizando-se o fotoionizador HNU DL-101.

Em visita realizada ao DAERP em 12/07/2000 foi informado que os poços 60, 61 e estavam desativados. Porém no poço 60, desativado a aproximadamente 40 dias da data de 12/07/2000 também foi realizada a medição com o DL-101.

Figura 32 – Uso do fotoionizador HNU DL-101

4 RESULTADOS

4.1 Resultados das concentrações médias de BTEX em torno dos poços de bombeamento de água

Concentração de etilbenzeno - poço 50a (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de benzeno - poço 50a (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de benzeno - poço 101 (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de tolueno - poço 101 (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de benzeno - poço 61 (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de tolueno - poço 61 (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de xileno - poço 61 (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de tolueno - poço 50a (disprsidade longitudinal 4 m)

Concentração de xileno - poço 50a (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de benzeno (mg / l) - poço 87 - dispersividade longitudinal 15m

Concentração média de tolueno (mg / l) - poço 72
dispersividade longitudinal 15m

Concentração média de benzeno (mg / l)- poço 60
dispersividade longitudinal 15m

Concentração média de tolueno (mg / l)-poço 60
dispersividade longitudinal 15m

Concentração de benzeno (mg / l) - poço 103 - dispersividade longitudinal 15m

Concentração de tolueno (mg / l) - poço 103 - dispersividade longitudinal 15 m

Concentração de xileno (mg / l) - poço 103 - dispersividade longitudinal 15m

Concentração média de benzeno (mg / l)- posto 101 dispersividade longitudinal 20 m

Concentração de benzeno - poço 156 (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração de tolueno - poço 156 (disprsidade longitudinal 4 m)

Concentração de xileno - poço 156 (dispersividade longitudinal 4 m)

Concentração média de benzeno (mg / l) - poço 103 - dispersividade longitudinal 20 m

Concentração média de tolueno (mg / l) - poço 103 - dispersividade longitudinal 20 m

Concentração média de xileno (mg / l) - dispersividade longitudinal 20 m

Concentração média de benzeno (mg / l) - poço 130 - dispersividade longitudinal - 20 m

Concentração média de benzeno (mg / l) - poço 60 - dispersividade longitudinal 20 m

Concentração média de etilbenzeno (mg / l) - poço 60 - dispersividade longitudinal 20m

Concentração média de tolueno (mg / l) - poço 60 - dispersividade longitudinal 20 m

Concentração média de xileno (mg / l) - poço 60 - dispersividade longitudinal 20m

Concentração média de benzeno (mg / l) - poço 61 - dispersividade longitudinal 20m

Concentração média de tolueno (mg / l) - poço 61 - dispersividade longitudinal 20m

Concentração média de benzeno (mg / l) - poço 87 - dispersividade longitudinal - 20m

4.2 Resultados de risco e quociente de risco

Tabela 27 – Risco e quociente de risco devido à ingestão de água (simulação com dispersividade longitudinal 15 m).

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
101 / 10	7,82 E -09	1,23 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	9,50 E -09	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 4	1,91 E -08	3,02 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,96 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 5	2,01 E -08	3,18 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,50 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 105	5,58 E -09	8,81 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,35 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 106	5,10 E -09	8,05 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,69 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 107	4,13 E -09	6,52 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 69	4,06 E -09	6,40 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 82	1,95 E -08	3,08 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	6,93 E -05	ND	7,51 E -07
124 / 83	1,26 E -08	1,98 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,16 E -05	ND	2,91 E -08
124 / 84	1,15 E -08	1,82 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,56 E -05	ND	7,88 E -09
124 / 85	8,65 E -09	1,36 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,31 E -05	ND	1,13 E -12
124 / 86	4,72 E -09	7,44 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 87	4,03 E -09	6,36 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 88	3,95 E -09	6,23 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
50 ^A / 73	2,99 E -06	4,72 E -01	ND	1,02 E -02	ND	1,51 E -02	ND	1,10 E -03
50 ^A / 74	1,63 E -05	2,57 E 00	ND	6,10 E -02	ND	8,42 E -02	ND	6,02 E -03
50 ^A / 76	3,70 E -07	5,84 E -02	ND	1,21 E -03	ND	1,77 E -03	ND	1,35 E -04
50 ^A / 96	8,67 E -08	1,37 E -02	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,94 E -04	ND	8,83 E -07
60 / 27	4,36 E -08	6,88 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 28	2,92 E -09	4,60 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,90 E -11	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 31	2,91 E -09	4,59 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,38 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 50	2,59 E -09	4,09 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,56 E -06	ND	6,17 E -11
60 / 51	1,11 E -09	1,75 E -04	ND	6,16 E -09	ND	4,30 E -06	ND	2,27 E -07
61 / 120	7,67 E -10	1,21 E -04	ND	3,47 E -08	ND	2,99 E -06	ND	1,93 E -07
65 / 55	6,21 E -08	9,79 E -03	ND	4,28 E -04	ND	4,66 E -04	ND	9,59 E -05
65 / 6	5,99 E -09	9,45 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 7	1,38 E -08	2,18 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 8	9,55 E -09	1,51 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 93	5,23 E -09	8,26 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 94	2,78 E -09	4,38 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 95	2,87 E -09	4,53 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 96	2,57 E -09	4,05 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 97	2,41 E -09	3,81 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 99	2,36 E -09	3,73 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 100	1,50 E -09	2,36 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 101	1,25 E -09	1,97 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 102	1,40 E -09	2,20 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 110	1,44 E -09	2,26 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 111	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 97	1,44 E -11	2,27 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,02 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
03 / 48	2,17 E -11	3,42 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 100	9,38 E -13	1,48 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 101	2,53 E -12	3,99 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 102	3,56 E -12	5,61 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 98	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 99	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 55	5,77 E -10	9,11 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 17	1,29 E -09	2,03 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 6	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 7	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 71	1,35 E -09	2,14 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 72	1,36 E -09	2,14 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 76	1,27 E -09	2,00 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 8	1,35 E -09	2,13 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 93	1,13 E -09	1,78 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
87 / 17	4,22 E -11	6,66 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 55	1,89 E -11	2,98 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/ 6	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/7	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/71	4,44 E -11	7,00 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/72	4,44 E -11	7,00 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/76	4,15 E -11	6,54 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/8	4,43 E -11	6,99 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/93	3,70 E -11	5,83 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/94	3,81 E -11	6,01 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/95	3,91 E -11	6,16 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/96	3,66 E -11	5,78 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/97	3,65 E -11	5,75 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87/99	3,51 E -11	5,54 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
156/118	3,96 E -10	6,24 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
156/119	2,02 E -09	3,18 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,28 E -05	ND	1,05 E -07
103/1	4,55 E -12	7,18 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,49 E -09	ND	1,61 E -11

Tabela 29– Risco e quociente de risco devido à inalação durante o banho (simulação com dispersividade longitudinal 15 m).

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
101 / 10	4,82 E -09	7,61 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	9,74 E -09	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 4	1,18 E -08	1,86 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,06 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 5	1,24 E -08	1,96 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,62 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 105	3,45 E -09	5,44 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,38 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 106	3,15 E -09	4,97 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,76 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 107	2,55 E -09	4,02 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 69	2,50 E -09	3,95 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 82	1,21 E -08	1,90 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	7,10 E -05	ND	4,17 E -06
124 / 83	7,76 E -09	1,22 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,26 E -05	ND	1,61 E -07
124 / 84	7,11 E -09	1,12 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,64 E -05	ND	4,38 E -08
124 / 85	5,33 E -09	8,42 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,35 E -05	ND	6,25 E -12
124 / 86	2,91 E -09	4,59 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 87	2,49 E -09	3,92 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 88	2,44 E -09	3,84 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
50 ^A / 73	9,43 E -10	1,49 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
50 ^A / 74	6,19 E -08	9,76 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,74 E -04	ND	7,86 E -05
50 ^A / 76	1,38 E -07	2,17 E -02	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	8,19 E -04	ND	2,44 E -04
50 ^A / 96	2,76 E -08	4,36 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,53 E -04	ND	8,36 E -07
60 / 27	2,69 E -08	4,25 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 28	1,80 E -09	2,84 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,00 E -11	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 31	1,79 E -09	2,83 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,41 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 50	1,60 E -09	2,52 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,60 E -06	ND	3,43 E -10
60 / 51	6,84 E -10	1,08 E -04	ND	1,18 E -09	ND	4,41 E -06	ND	1,26 E -06
61 / 120	4,73 E -10	7,47 E -05	ND	6,67 E -09	ND	3,06 E -06	ND	1,07 E -06
65 / 55	3,83 E -08	6,04 E -03	ND	8,22 E -05	ND	4,77 E -04	ND	5,33 E -04
65 / 6	3,70 E -09	5,83 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 7	8,51 E -09	1,34 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 8	5,89 E -09	9,29 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 93	3,23 E -09	5,10 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 94	1,71 E -09	2,70 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 95	1,77 E -09	2,80 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 96	1,58 E -09	2,50 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 97	1,49 E -09	2,35 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 99	1,46 E -09	2,30 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 100	9,23 E -10	1,46 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 101	7,72 E -10	1,22 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 102	8,62 E -10	1,36 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
72 / 110	8,86 E -10	1,40 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 111	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 97	8,88 E -12	1,40 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,12 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
03 / 48	1,34 E -11	2,11 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 100	5,79 E -13	9,13 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 101	1,56 E -12	2,46 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 102	2,20 E -12	3,46 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 98	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 99	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 17	7,96 E -10	1,25 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 55	3,56 E -10	5,62 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 6	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 7	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 71	8,36 E -10	1,32 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 72	8,36 E -10	1,32 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 76	7,81 E -10	1,23 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 8	8,35 E -10	1,32 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 93	6,96 E -10	1,10 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 94	7,17 E -10	1,13 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 95	7,36 E -10	1,16 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 96	6,90 E -10	1,09 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 97	6,87 E -10	1,08 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 99	6,61 E -10	1,04 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
156 / 118	7,45 E -09	1,18 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
156 / 119	3,80 E -08	6,00 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,32 E -04	ND	4,68 E -06
103 / 1	8,58 E -11	1,35 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,17 E -08	ND	7,17 E -10

Tabela 30– Risco e quociente de risco devido à ingestão de água (simulação com dispersividade longitudinal 20 m).

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
101 / 10	7,70 E -09	1,21 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,53 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 4	1,90 E -08	3,00 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,03 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 5	2,00 E -08	3,15 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,56 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 105	5,51 E -08	8,70 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,28 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 106	5,03 E -09	7,94 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,11 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 107	4,07 E -09	6,42 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 69	3,99 E -09	6,30 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 82	1,95 E -08	3,07 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	6,88 E -05	ND	8,21 E -07
124 / 83	1,25 E -08	1,97 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,05 E -05	ND	4,87 E -08
124 / 84	1,14 E -08	1,80 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,46 E -05	ND	1,66 E -08
124 / 85	8,55 E -09	1,35 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,35 E -05	ND	2,25 E -11
124 / 86	4,65 E -09	7,34 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,54 E -11	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 87	3,97 E -09	6,26 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 88	3,88 E -09	6,13 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
50 ^A / 73	9,93 E -08	1,57 E -02	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,59 E -04	ND	1,40 E -05
50 ^A / 74	2,14 E -07	3,38 E -02	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	8,01 E -04	ND	4,36 E -05
50 ^A / 76	4,43 E -08	6,98 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,45 E -04	ND	2,38 E -07
50 ^A / 96	2,30 E -08	3,62 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,66 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 27	2,82 E -09	4,45 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	5,38 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 28	2,81 E -09	4,43 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,17 E -09	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 31	2,52 E -09	3,98 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,79 E -06	ND	2,80 E -10
60 / 50	1,11 E -09	1,76 E -04	ND	1,01 E -08	ND	4,25 E -06	ND	2,10 E -07
60 / 51	7,88 E -10	1,24 E -04	ND	3,95 E -08	ND	3,02 E -06	ND	1,85 E -07
61 / 120	6,03 E -08	9,51 E -03	ND	4,16 E -04	ND	4,52 E -04	ND	9,49 E -05
65 / 55	5,91 E -09	9,32 E -03	0,00 E +00	4,28 E -04	0,00 E +00	4,66 E -04	0,00 E +00	9,59 E -05
65 / 6	1,38 E -08	2,18 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 7	9,45 E -09	1,49 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 8	5,15 E -09	8,13 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
65 / 93	2,70 E -09	4,25 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 94	2,80 E -09	4,42 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 95	2,49 E -09	3,93 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 96	2,34 E -09	3,69 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 97	2,29 E -09	3,62 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 99	1,48 E -09	2,34 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 100	1,24 E -09	1,95 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 101	1,38 E -09	2,18 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 102	1,42 E -09	2,23 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 110	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 111	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 97	2,44 E -11	3,85 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,78 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
03 / 48	2,34 E -11	3,69 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 100	1,29 E -12	2,04 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 101	3,14 E -12	4,95 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 102	4,28 E -10	6,75 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 98	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 99	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 17	1,28 E -09	2,01 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 55	6,00 E -10	9,46 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 6	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 7	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 71	1,34 E -09	2,12 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 72	1,34 E -09	2,12 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 76	1,25 E -09	1,98 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 8	1,34 E -09	2,12 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 93	1,12 E -09	1,76 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 94	1,15 E -09	1,81 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 95	1,18 E -09	1,86 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 96	1,11 E -09	1,75 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 97	1,10 E -09	1,74 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 99	1,06 E -09	1,67 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
103 / 1	1,36 E -10	2,14 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,77 E -08	ND	4,13 E -10

Tabela 31– Risco e quociente de risco devido ao contato dermal durante o banho (simulação com dispersividade longitudinal 20 m).

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
101 / 10	2,52 E -10	3,98 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,48 E -09	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 4	6,23 E -10	9,82 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,88 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 5	6,55 E -10	1,03 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,20 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 105	1,81 E -10	2,85 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,00 E -09	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 106	1,65 E -10	2,60 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,48 E -11	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 107	1,33 E -10	2,10 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 69	1,31 E -10	2,06 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 82	6,38 E -10	1,01 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,83 E -06	ND	1,03 E -07
124 / 83	7,70 E -09	6,45 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,84 E -06	ND	6,08 E -09
124 / 84	3,74 E -10	5,91 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,43 E -06	ND	2,07 E -09
124 / 85	2,80 E -10	4,42 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	9,45 E -07	ND	2,81 E -12
124 / 86	1,52 E -10	2,40 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,79 E -12	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 87	1,30 E -10	2,05 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 88	1,27 E -10	2,01 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
50 ^A / 73	1,85 E -06	2,91 E -01	ND	2,05 E -03	ND	1,54 E -02	ND	6,09 E -03
50 ^A / 74	1,00 E -05	1,58 E -00	ND	1,17 E -02	ND	8,63 E -02	ND	3,34 E -02
50 ^A / 76	2,28 E -07	3,60 E -02	ND	2,33 E -04	ND	1,81 E -03	ND	7,47 E -04
50 ^A / 96	5,35 E -08	8,44 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,04 E -04	ND	4,90 E -06
60 / 27	9,23 E -11	1,46 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,78 E -11	0,00 E +00	0,00 E +00

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
60 / 28	9,20 E -11	1,45 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	8,25 E -11	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 31	8,26 E -11	1,30 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,25 E -07	ND	3,50 E -11
60 / 50	3,56 E -11	5,75 E -06	ND	1,17 E -09	ND	2,98 E -07	ND	2,62 E -08
60 / 51	2,85 E -11	4,07 E -06	ND	4,56 E -09	ND	2,12 E -07	ND	2,30 E -08
61 / 120	1,97 E -09	3,11 E -04	ND	4,80 E -05	ND	3,18 E -05	ND	1,18 E -05
65 / 55	1,94 E -10	3,05 E -05	ND	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 6	4,52 E -10	7,13 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 7	3,09 E -10	4,88 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 8	1,69 E -10	2,66 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 93	8,83 E -11	1,39 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 94	9,18 E -11	1,45 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 95	8,15 E -11	1,29 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 96	7,67 E -11	1,21 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 97	7,52 E -11	1,19 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 99	4,86 E -11	7,67 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 100	4,05 E -11	6,40 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 101	4,52 E -11	7,13 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 102	4,64 E -11	7,32 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 110	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 111	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 97	8,00 E -13	1,26 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,65 E -11	0,00 E +00	0,00 E +00
03 / 48	7,65 E -13	1,21 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 100	4,24 E -14	6,69 E -09	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 101	1,03 E -13	1,62 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 102	1,40 E -13	2,21 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 99	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 99	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 17	4,18 E -11	6,60 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 55	1,96 E -11	3,10 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 6	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 7	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 71	4,40 E -11	6,94 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 72	4,40 E -11	6,94 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 76	4,11 E -11	6,49 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 8	4,39 E -11	6,93 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 93	3,66 E -11	5,78 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 94	3,76 E -11	5,94 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 95	3,87 E -11	6,11 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 96	3,63 E -11	5,72 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 97	3,61 E -11	5,70 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 99	3,47 E -11	5,48 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
103 / 1	4,44 E -12	7,01 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,65 E -09	ND	5,16 E -11

Tabela 32– Risco e quociente de risco devido à inalação durante o banho (simulação com dispersividade longitudinal 20 m).

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
101 / 10	4,57 E -09	7,50 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,62 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 4	1,17 E -08	1,85 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,13 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00
101 / 5	1,23 E -08	1,94 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,67 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 105	3,40 E -09	5,37 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,39 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 106	3,11 E -09	4,90 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,16 E -09	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 107	2,51 E -09	3,96 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 69	2,45 E -09	3,89 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 82	1,20 E -08	1,90 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	7,05 E -05	ND	4,56 E -06
124 / 83	7,70 E -09	1,21 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	4,15 E -05	ND	2,71 E -07
124 / 84	7,05 E -09	1,11 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,55 E -05	ND	9,23 E -09

Poço/Posto	BENZENO		ETILBENZENO		TOLUENO		XILENO	
	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco	Risco	Quociente de risco
124 / 85	5,28 E -09	8,33 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,38 E -05	ND	1,25 E -10
124 / 86	2,87 E -09	4,53 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,61 E -11	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 87	2,45 E -09	3,86 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
124 / 88	2,40 E -09	3,58 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
50 ^A / 73	6,12 E -08	9,66 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,68 E -04	ND	7,78 E -05
50 ^A / 74	1,32 E -07	2,08 E -02	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	8,21 E -04	ND	2,42 E -04
50 ^A / 76	2,73 E -08	4,31 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,49 E -04	ND	1,32 E -06
50 ^A / 96	1,42 E -08	2,24 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	2,72 E -08	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 27	1,74 E -09	2,74 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	5,51 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 28	1,73 E -09	2,73 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,20 E -09	0,00 E +00	0,00 E +00
60 / 31	1,56 E -09	2,45 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	1,83 E -06	ND	1,56 E -09
60 / 50	6,87 E -10	1,08 E -04	ND	1,94 E -09	ND	4,35 E -06	ND	1,17 E -06
60 / 51	4,86 E -08	7,67 E -05	ND	7,59 E -09	ND	3,09 E -06	ND	1,03 E -06
61 / 120	3,72 E -10	5,87 E -03	ND	7,99 E -05	ND	4,64 E -04	ND	5,27 E -04
65 / 55	3,64 E -09	5,75 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 6	8,51 E -09	1,43 E -03	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 7	5,83 E -09	9,20 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 8	3,18 E -09	5,02 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 93	1,66 E -09	2,62 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 94	1,73 E -09	2,73 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 95	1,54 E -09	2,42 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 96	1,45 E -09	2,28 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 97	1,42 E -09	2,23 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
65 / 99	9,16 E -10	1,45 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 100	7,64 E -10	1,20 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 101	8,51 E -10	1,34 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 102	8,74 E -10	1,38 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 110	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 111	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
72 / 97	1,51 E -11	2,38 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,87 E -10	0,00 E +00	0,00 E +00
03 / 48	1,44 E -11	2,28 E -06	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 100	7,98 E -13	1,26 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 101	1,94 E -12	3,06 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 102	2,64 E -12	4,16 E -07	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 98	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
96 / 99	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 17	7,88 E -10	1,24 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 55	3,70 E -10	5,84 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 6	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 7	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 71	8,29 E -10	1,31 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 72	8,29 E -10	1,31 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 76	7,74 E -10	1,22 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 8	8,28 E -10	1,31 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 93	6,90 E -10	1,09 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 94	7,09 E -10	1,12 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 95	7,29 E -10	1,15 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 96	6,83 E -10	1,08 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 97	6,80 E -10	1,07 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
87 / 99	6,54 E -10	1,03 E -04	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00	0,00 E +00
103 / 1	8,37 E -11	1,32 E -05	0,00 E +00	0,00 E +00	ND	3,87 E -08	ND	2,30 E -09

4.3 Delineação de APPS

Para os poços 50^A, 57, 60, 61, 65, 72, 87, 96, 101, 103, 124, 125 130 e 03, as respectivas APPs estão ilustradas na figura 33.

Figura 33 – Delineação das APPs para poços sujeitos à contaminação descritos no item 7.1 deste trabalho.

4.4 Resultados da análise *in loco* com o uso do fotoionizador modelo DL-101

Leitura do fotoionizador
poço 28 (12/07/2000)

Leitura do fotoionizador
poço 124 (12/07/2000)

Leitura do fotoionizador
poço 72 (12/07/2000)

Leitura do fotoionizador
poço 65 (12/07/2000)

Leitura do fotoionizador
poço 101 (12/07/2000)

Leitura do fotoionizador
poço 60 (12/07/2000)

Leitura do fotoionizador
poço 130 (12/07/2000)

Leitura do fotoionizador
poço 50A (12/07/2000)

4.5 Análise dos resultados

4.5.1 Concentrações de BTEX em torno dos poços de fornecimento público de água

- Posto 50^A
 - benzeno – todos os postos apresentariam concentrações superiores ao limite OMS atingindo picos em menos de 5 anos. O posto 73 teria seu pico acima do limite OMS de aproximadamente 0.41499 mg/l. As concentrações diminuiriam em 10 anos após o suposto vazamento.
 - Etilbenzeno – os postos 73 e 74 teriam alcançado seus picos entre 10 e 15 anos, de respectivamente, 0.338 e $5.86 \cdot 10^{-02}$ mg/l.
 - Tolueno – os postos 73 e 74 teriam seus picos entre 5 e 10 anos, de respectivamente, 1.03 e 0.181 mg/l, e estes superariam o MCL de até 1.027 e 0.178 mg/l diminuído sensivelmente suas concentrações em torno dos 30 anos.
 - Xileno- os postos 73 e 74 atingiriam seus picos de, respectivamente 0.628 e 0.112 mg/l, os quais persistiriam durante o período de simulação (30 anos).
- Posto 61
 - Benzeno – o posto 120 apresentaria concentração menor que o MCL, porém acima do limite recomendado pela OMS, superando de até 0.00088 mg / l.
 - Tolueno - teria concentração acima do MCL de até $1.93 \cdot 10^{-3}$ mg /l em aproximadamente 18.67 anos, diminuindo em 30 anos.
- Posto 65
 - benzeno – todos os postos teriam concentrações acima do limite recomendado pela OMS, porém abaixo do MCL. Começariam a superar o limite OMS em 12 anos, com pico em cerca de 14 a 18 anos, diminuindo em 30 anos.
- Posto 72
 - Benzeno – os postos 100, 101 e 102 ficariam com concentrações acima do limite OMS (de aproximadamente $1.12 \cdot 10^{-5}$ mg /l, devido ao posto 102), alcançando picos em 16, 17 anos e diminuindo em 30 anos. Porém as concentrações permaneceriam abaixo do MCL.
 - Tolueno – o posto 97 apresentaria sensível aumento a partir de cerca de 28 anos.
- Posto 87

- Benzeno – o posto 55 seria o único a ter concentração abaixo do limite OMS , os demais permaneceriam com concentrações bem superiores ao MCL.
- Posto 101
 - Benzeno – os postos 4 e 5 apresentariam concentrações acima do limite OMS e abaixo do MCL. Superariam em cerca de 8.5 anos, atingiriam o pico em 10 anos e diminuiriam somente em 25 anos. O ponto mais crítico seria o vazamento do posto 5 em 10.25 anos, superando o limite OMS de até $3.13 \cdot 10^{-4}$ mg /l.
- Posto 124
 - Benzeno – todos os postos ficariam com concentrações acima do limite OMS, superariam entre cerca de 6.92 e 14.5 anos e somente diminuiriam sensivelmente em 30 anos. O ponto mais crítico seria atingido devido ao posto 82 em 8.83 anos superando o limite OMS de até $2.84 \cdot 10^{-4}$ mg /l .
 - Xileno – o posto 88 aumentaria a concentração sensivelmente em aproximadamente 27.17 anos.
- Posto 130
 - Benzeno – O posto 52 começaria a ter a concentração acima do limite OMS a partir de 20.08 anos, atingiria o pico em 22.92 anos (superaria de até $1.29 \cdot 10^{-5}$ mg /l), e só diminuiria em cerca de 30 anos. Porém, não superaria o MCL.
- Poço 60
 - Benzeno – todos os postos apresentariam concentrações bem superiores ao limite recomendado pela OMS, iniciariam entre cerca de 6.33 a 9.50 anos e só cairiam abaixo do limite entre 21.25anos a 25.42 anos. O pico seria alcançado devido aos postos 27, 28 e 31 em cerca de 12 a 16 anos. A concentração crítica acima do limite OMS seria alcançado devido aos postos 27 e 28 superior de até aproximadamente 3.64 mg / l.
 - Etilbenzeno – todos os postos teriam concentrações abaixo do MCL, porém o posto 54 apresentaria sensível acréscimo em cerca de 28 anos.
 - Tolueno - todos os postos teriam concentrações abaixo do MCL, e o pico seria atingido em torno dos 22 a 23 anos.
 - Xileno - todos os postos teriam concentrações abaixo do MCL, e o pico seria atingido em torno dos 30 anos.
- Poço 156

- Benzeno- os valores tempo/pico para os postos 118 e 119 são de, respectivamente 21 anos / $1.78 \cdot 10^{-04}$ mg / l e 18 anos / $9.16 \cdot 10^{-04}$ mg / l, superando o limite OMS de até $1.78 \cdot 10^{-04}$ e $9.06 \cdot 10^{-04}$, mantendo suas concentrações acima desse limite até o final da simulação (30 anos).
- Tolueno- o posto 119 superaria o MCL em torno dos 26 anos, sendo o pico de $4.76 \cdot 10^{-03}$ mg/l (acima do MCL de 0.00176 mg/l) atingido em aproximadamente 28 anos e permanecendo esse valor praticamente inalterado até o final da simulação.
- Xileno- o posto 119 teria o valor de concentração aumentado em torno dos 30 anos em aproximadamente 0.001 mg/l.

As demais simulações não apresentaram concentrações acima dos limites OMS e MCL.

A simulação realizada com o valor de dispersividade longitudinal de 20 m não apresentou alteração significativa nos valores finais de concentração de contaminantes em torno dos poços, portanto não alterando significativamente os valores de risco e quociente de risco. Isto indica que para o cenário de Ribeirão Preto, como no estudo de WEAVER (1996), a variação da dispersividade não foi representativa no resultado final.

Os riscos e concentrações de BTEX em torno dos poços de bombeamento podem ser extrapolados para postos próximos, como é o caso dos postos 121, 122 e 123 em relação ao poço 61.

Em resumo, os poços de bombeamento que seria atingidos pela contaminação por benzeno em níveis acima do limite recomendado, para os modelos estudados, seriam:

- Grupo 7 – 50^a, 61, 65, 72 e 101.
- Grupo 6 - 124.
- Grupo 5 - 130.
- Grupo 4 - 57 e 60.

Poços de bombeamento que seriam atingidos pela contaminação por tolueno em níveis acima do MCL, para os modelos estudados, seriam:

- Grupo 7 – 50^a e 61.

Quanto à contaminação por etilbenzeno e xileno, nenhum dos poços estudados apresentaria contaminação em níveis acima do MCL, para os modelos estudados.

4.5.2 Análise dos resultados de risco e quociente de risco

A EPA geralmente permite 10^{-6} a 10^{-4} de excesso de risco.

Se o valor do quociente de risco excede a unidade, existe um potencial para efeitos adversos de saúde não carcinogênicos algum gerenciamento de risco pode ser necessário.

Conforme observado nas tabelas 27, 28, 29, 30, 31 e 32 nenhum dos supostos vazamentos extrapolaria esses valores, exceto para o poço 50^A devido aos postos 73 e 74, nas seguintes rotas:

- Risco carcinogênico por benzeno: ingestão de água e inalação durante o banho (posto 73) e ingestão de água (posto 74);
- Risco não carcinogênico por benzeno: ingestão de água e inalação durante o banho (posto 74).

4.5.3 Análise dos resultados de delineação de APPs

Observando os resultados apresentados na figura 31, foram notados seguintes postos de abastecimento de combustíveis que se localizam no interior das áreas encerradas pelas APPs dos respectivos poços de bombeamento de água.

- Poço 125 – Postos 18 e 45;
- Poço 101 – Posto 3, 4, 5 e 10;
- Poço 65 – Postos 6, 7 e 16;
- Poço 50^A – Postos 73 e 74;
- Poço 87 – Postos 55, 17, 7, 8, 71, 8 e 72;
- Poço 72 – Postos 73 e 74;
- Poço 96 – Postos 97, 98, 99 e 112;
- Poço 124 – Postos 81, 82, 83, 84, 85, 105 e 106;
- Poço 130 – nenhum;

- Poço 60 – Postos 50 e 51;
- Poço 57 – Posto 29;
- Poço 61 – Posto 120, 121, 122 e 123;
- Poço B3 – Posto 48.

Observa-se que a área abrangida por estes poços de bombeamento de água e postos de abastecimento de combustíveis encontra-se localizada em área de risco moderado de contaminação do aquífero, descrito por FERREIRA (1992). Para melhor visualização do resultado, a figura 33 encontra-se ampliada no anexo 5 deste trabalho.

4.5.4 Análise dos resultados da leitura *in loco* através do uso do fotoionizador DL-101

Observando-se as leituras no exterior e interior dos poços e os respectivos erros intrínsecos de uma medida de campo, pode-se afirmar que nenhum dos poços apresentou hidrocarbonetos em fase de vapor que pudessem estar relacionados com contaminação por hidrocarbonetos de gasolina provenientes de derramamentos de tanques de armazenamento.

Para o poço 101, observou-se uma concentração de aproximadamente 5.0 ppm no início, o que poderia advir de alguma interferência externa. Neste caso, se recomendaria uma análise mais acurada deste poço em relação à contaminação por BTEX, como por exemplo, exames laboratoriais.

5 CONCLUSÕES

A maior parte dos poços de bombeamento em operação que apresentariam problemas em relação a concentração do benzeno, mesmo para pequenos vazamentos, localizam-se no Grupo 7. Este grupo corresponde à região central da cidade. Poços dos grupos 6, 5 e 4 também apresentariam problemas por contaminação por benzeno.

O fato de poços do grupo 1 não terem apresentado problemas nesta simulação não significa que não sejam focos de preocupação, pois estão localizados na região onde o aquífero Botucatu aflora. Isto significa que postos instalados a montante em relação ao fluxo de água subterrânea também representariam risco de contaminação dos poços em operação.

Poços que não apresentaram problemas de contaminação por BTEX no período de simulação (30 anos), também não estão isentos de atenção, pois quantidades de contaminantes ficam adsorvidos no solo e funcionam como fonte contínua de contaminação pelas flutuações do nível do aquífero. O APIDSS não considera essas flutuações.

O parâmetro dispersividade longitudinal, para o qual foi realizada análise de sensibilidade, não alterou significativamente os valores finais de concentração de BTEX em torno dos poços de bombeamento e conseqüentemente permanecendo inalterados os valores de risco e quociente de risco. Tais valores não excederam o patamar estabelecido pela EPA em ambas simulações, com exceção do poço 50^A, por contaminação de benzeno devido aos postos 73 e 74.

Os postos localizados no interior das APPs deveriam ser constantemente monitorados em relação a possíveis vazamentos visando manter a boa qualidade de água distribuída para o consumo da população de Ribeirão Preto - SP. A área encerrada pelas APPs delineadas encontra-se em área de moderado risco de contaminação do aquífero descrita por FERREIRA (1992) e inclui diversos postos de abastecimento de combustíveis, especialmente na região central da cidade. Os postos descritos como potencialmente poluidores pelo software APDSS também devem sofrer constante monitoramento, uma vez que este código inclui no processo de transporte de contaminantes a dispersão e difusão de BTEX.

Em relação às medidas realizadas *in loco*, utilizando-se o HNU DL-101, conclui-se que os poços para os quais foram aferidas as concentrações em fase de vapor a fim de determinar o conteúdo de fases livre e adsorvida, não foram observadas as presenças de hidrocarbonetos em fase de vapor, com exceção do poço 101, para o qual recomenda-se uma análise laboratorial mais acurada (a hipótese de interferência externa na medida não é descartada). No entanto, recomenda-se contínuo monitoramento dos poços de bombeamento de água das regiões central da cidade e de recarga do aquífero Botucatu. Isto deverá ser feito inclusive pelo uso da cromatografia, visando preservar a qualidade da água subterrânea deste aquífero.

Os resultados deste trabalho podem ser refinados e não são conclusivos, pois os diversos parâmetros que o envolvem sofrem variações temporais e espaciais e para muitos foram admitidos valores médios. Oferecem uma primeira estimativa, e suas variações influem nos resultados (anexo 6).

A continuidade da pesquisa utilizando outros modelos e valores mais acurados é incentivada, uma vez que o sistema de aquífero Botucatu / Pirambóia constitui-se em um dos mais importantes do Brasil e é a única fonte de abastecimento do município de Ribeirão Preto.

6 BIBLIOGRAFIA

AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1999). *API's Decision Support System for Exposure and Risk Assessment (DSS) Version 2.0*. (Publicação número 4685).

APPELO, C. A. J. ; POSTMA, D. (1994). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema. Netherlands.

BEAR, J. (1972). *Dynamics of Fluids in Porous Media*. American Elsevier, New York.

BEAR, J. (1979). *Hydraulics of Groundwater*. McGraw-Hill, New York.

BEAR, J.; VERRUIJT, A . (1987). *Modeling Groundwater Flow and Pollution – Theory and Applications of Transport in Porous Media*.

BECKER, A. ; ADAR, E. M.; NATIV, R. (1999). Designing a monitoring network for contaminated ground water in fractured chalk. *Ground water*, V. 37, n. 1, p. 38-47, Jan-Feb.

BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWLL, C. J. (1994). *Groundwater contamination : transport and remediation*. USA, Prentice Hall PTR.

BLANDFORD, T. N.; HUYAKORN, P. S. (1991). A Modular Semi – Analytical Model for Delineation of Well Head Protection Areas. <http://www.epa.gov/crdlvweb/databases/whpa/> (03/04/2000).

BLANDFORD, T. N.; WU, Y. (1993). Addendum to the WHPA Code Version 2.0 User's Guide: Implementation of Hydraulic Head Computation and Display into the WHPA . <http://www.epa.gov/crdlvweb/databases/whpa/> (03/04/2000).

BUENO, F. C. C. (1998). *Estudo de Programas Computacionais para Avaliação da Poluição Baseada no Risco*. São Carlos. EESC. / Digitado/

CLEARY, M. T. (1992). *Investigação através de Modelos Matemáticos em Microcomputadores dos Efeitos dos Principais Parâmetros Hidrogeológicos e dos Processos Atenuantes de Transporte na Delineação de Áreas de Proteção de Poços (APPs) e na Remediação de Aquíferos Contaminados*. São Paulo. 169 p. Dissertação (Mestrado)- Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

CHEN, Z.; HUANG, H.; CHAKMA, A . (1998). Integrated environmental risk assessment for petroleum – contaminated sites – a north american case study. *Water Science Technology*, v. 38, n. 4-5, p. 131 – 138.

CHERRY, J. A. ; GILLHAM, R. W.; PARKER, B. L. (1994). Diffusive Disappearance of immiscible – phase organic liquids in fractured geologic media. *Ground water*, V.32, n.5, p. 805-820, Sept – Oct.

DAGAN, G. (1982). Stochastic modeling of groundwater flow by unconditional probabilities . The solute transport. *Water Resources Research*. 18, 835-848.

DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo).
Estudo de águas subterrâneas – Região Administrativa 6- Ribeirão Preto. São Paulo: 1974. 4 v.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DAEE. Banco de
Dados Pluviométricos do Estado de São Paulo V. 1.0, 1998 – BcDAEE.
Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. 1998.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. (1990). *Physical and chemical hydrogeology*. United States of America, Hamilton Printing Company.

DULLIEN, F.A .L. (1992). *Porous Media:Fluid transport and Pore Structure* . 2nd
ed. Academic Press, Inc., San Diego, CA. 574 pp.

EAGLESON,P.S. (1978). Climate, Soil and vegetation. *Water Resources Research*. Vol. 14 (5), pp. 705-776.

FERREIRA, S. T. (1992). *Estudo da Vulnerabilidade à Contaminação das águas Subterrâneas na região de Ribeirão Preto-SP*. Rio Claro. 69 p. Dissertação (Mestrado)- Instituto de Geociências – Universidade Estadual Paulista.

FERREIRA, S. B. (2000). *Estudos Laboratoriais para Avaliação do Potencial de Contaminação de Água e de Solo por Gasolina Oxigenada*. São Carlos, 2000. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

FETTER, C. W.; (1994). *Applied Hydrogeology*. New Jersey . USA, Prentice Hall, Inc.

FOSTER, S.S.D.; HIRATA, R.C.; ROCHA, G.A (1988). Riscos de Poluição de Águas Subterrâneas, uma proposta metodológica de avaliação regional.. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5., São Paulo, 1988. Anais. São Paulo., p. 175-185.

- FOSTER, S.S.D.; HIRATA, R.C.(1991). *Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas:una metodología basada en datos existentes*.Lima:Centro Panamericano de Ingeniería sanitaria y Ciencias del Ambiente. 81 p.
- FOSTER, S.S.D.; HIRATA, R.C. (1993). *Determinação do Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas - um método baseado em dados existentes*. São Paulo, Instituto Geológico.
- FREEZE, R. A . ; CHERRY, J. A . (1979). *Groundwater*. USA. Prentice – Hall.
- FREEZE, R. A.; GORELICK, S. M.; KEEY, J. F. (1993). *Groundwater contamination:optimal capture and containment*. USA, Lewis Publishers.
- GHELHAR, L.W.;AXNESS,C.L. (1983). Three-dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers. *Water Resources Research*. 19(1), 161-180.
- GELHAR, L.W.; WELTY, C.;REHFELDT,K.R. (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers.*Water Resources Research*. 28(7), 1955-1974
- GUIGER, N. (1996) . Poluição das águas Subterrâneas e do Solo Causada por Vazamentos em Postos de Abastecimento . *Waterloo hydrogeologic, Inc.* Waterloo. Ontário, Canadá. ✖
- HAITJEMA, H. M. (1995). *Analytic Element Modeling of Groundwater Flow*. San Diego, California. Academic Press, Inc. USA.
- HANTUSH,M.S. (1964). Hydraulic of wells. In *Advances in hydroscience*,vol. 1, ed. V. T. Chow, 281-432. New York: Academic Press.
- HNU (1991). *HNU Systems, Inc. DL-101Operator's Manual*.USA.

- HOWARD,P.H.;MEYLAN,W.M. (1997). Handbook of physical properties of organic chemicals, CRC PRESS, Boca Raton, FL.Lyman, W.J.,W.F. Reehl, and D.H. Rosenblatt. 1982. *Handbook of chemical property estimation methods*.McGraw-Hill, New York
- HUYAKORN,P.S.;LESTERB.H.;FAUST,C.R. (1983). Finite element techniques for modeling groundwater flow in fractured aquifers. *Water Resources Research*.19 (4): 1019-1035
- JURY, W. A.; RUSSO, D.; STRELLE; ELABD, H. (1990). Evaluation of Volatilization by Organic Chemicals Residing Below the Soil Surface. *Water Resources Research*, v.26, n.1, p. 13-20, Jan.
- KONIKOW,L.F.;BREDEHOEFT,J.D. (1974). Modeling flow and chemical quality changes in a irrigated steam-aquifers system *Water Resources Research*. Vol 10 (3), pp. 546-562
- KOSTECKI, P. T.; CALABRESE, E. J. (1993). *Hydrocarbon Contaminated Soils and Groundwater*. Michigan. Lewis Publishers, Inc. USA.
- LERMAN, A . (1979). *Geochemical Process: Water and Sediment Environments*. John Wiley and Sons, Inc., New York. 481 pp.
- MACKAY, D. M.; FREYBERG, D.L.; ROBERTS P. V. (1986). A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer.1. Approach and overview of plume moviment . *Water Resources Res.* , v.22, n_o 13, p. 2017-2029.
- MAZAC et al. (1996). Experiência with a new Soil Technique for Detecting Petroleum Pollution. *Volatile Organic Compounds in the Environment*. American Society for Testing and Materials ASTM STP 1261, p. 192-200.
- MONTENEGRO, A. A. A.; RIGHETTO, A. M.; SINELLI, O. (1988). Modelação do Manancial Subterrâneo de Ribeirão Preto. 1. Descrição do Domínio. In:

- CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5, São Paulo, 1988. Anais. São Paulo. p. 32-41.
- MONTENEGRO, A. A. A.(1990). *Modelação matemática do manancial subterrâneo de Ribeirão Preto*. São Carlos. 154 p Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- NETO, D. C. (1995). Relatório técnico do projeto de gestão da qualidade de águas subterrâneas – resultados. São Carlos. /Relatório técnico FIPAI/
- NETO, D. C. ; ROSELLI, M. L. (1996). Relatório técnico do projeto de gestão da quantidade de águas subterrâneas – resultados. São Carlos. /Relatório técnico FIPAI/
- NETO, D. C. (1999). *Comunicação pessoal*.
- NEUMAN,S.P.;WITHERSPOON,P.A . (1969). Aplicability of current theories of flow in leaky aquifers. *Water Resources Research*. 5:817-829.
- OLIVEIRA, E; CLEARY, R. W.; CUNHA, R. C. A. (1990). Gasoline Hydrocarbons: Groundwater Pollution Potencial in Metropolitan São Paulo. In: INTERNATIONAL SEMINAR OF POLLUTION, PROTECTION AND CONTROL OF GROUNDWATER. Porto Alegre . 1990. Anais. Porto Alegre. ABAS. p. 92-103.
- OLIVEIRA, E. (1992). *Contaminação de Aquíferos por Hidrocarbonetos Provenientes de Vazamentos em Tanques de Armazenamento Subterrâneo*. São Paulo. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências – Universidade de São Paulo.
- PINDER,G.F. (1973). A Galerkin-finite element simulation of groundwater of groundwater contamination on Long Island, N. Y. *Water Resources Research*, Vol 9 (6), pp. 1657-1669

- REEVES, H. W.; WIDDOWSON, M. A.; RAY, R. P. ; SHAW, J. N.; AELION, C. M. (1996). Simplified methods for monitoring petroleum – contaminated ground water and soil vapor. *Journal of soil contamination*, V.5, n. 3, p. 225-241.
- RIBEIRÃO PRETO (Município). Leis, etc. (1992) Lei Complementar n. 204 de 24 de dezembro de 1992. Dispõe sobre a utilização e proteção de depósitos naturais de águas subterrâneas, e sobre a aplicação da legislação vigente para sua conservação e exploração, dentro do município de Ribeirão Preto – SP.
- ROSS, B.; LU, N. (1999). Dynamics of DNAPL penetration into fractured porous media. *Ground water*, V. 37, n. 1, p. 140-147, Jan-Feb.
- SAINT – FORT, R. (1997). Practical Groundwater Monitoring for Underground Storage Tanks. *Journal Science Health*, A 32 (7), p. 1963 – 1973.
- SHERIF, M. N.; HASSAN, E. A.; SINGH, V. P. (1994). Simulation of Leachate Migration in Leaky Aquifers . *Water Resources Research Manegement*, v. 8, n. 4 , p. 265-284.
- SINELLI, O ;SOUZA,A .;DAVINO,A .;GONÇALVES,N;TEIXEIRA,J.A . (1980). Hidrogeologia da região de Ribeirão Preto-SP, 1^o CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Recife-PE:319-335
- SPITZ, K.; MORENO, J., (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc. Canadá.
- SUDICKY, E. A .(1986). 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*. 22.p.2069-2082
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTCTION AGENCY (1990). Seminar Publication – Risk assessment, manegment and comunication of drinking water contamination. Washington, DC.

WALTON, W. C. (1991). *Principles of Groundwater Engineering*. Michigan. Lewis Publishers, Inc. USA.

WEAVER , J. W. (1996). Non Aqueous Phase Liquids (NAPLs) in Subsurface Environment Assessment and Remediation , p. 788 – 7999. ASCE Specialty Conference, Proc, New York, USA.

WHAEM : program documentation for the wellhead analytic element model (1994). EPA / 600 / R-94 / 210.

7 ANEXO 1

Dados cadastrais da localização dos postos de
combustíveis de Ribeirão Preto – SP

Posto No.	Coordenadas U.T.M.	
	E-W (km)	N-S (km)
1	207.92	7660.97
2	208.67	7658.93
3	208.88	7658.75
4	208.64	7658.18
5	208.54	7658.10
6	208.30	7657.48
7	208.27	7657.16
8	208.78	7656.94
9	209.37	7659.85
10	209.13	7658.25
11	209.60	7657.97
12	209.57	7657.94
13	209.64	7657.73
14	209.51	7657.66
15	209.87	7657.55
16	209.28	7657.17
17	209.13	7656.95
18	210.74	7661.40
19	210.83	7661.17
20	210.63	7658.32
21	210.68	7657.71
22	210.44	7657.31
23	211.11	7660.91
24	211.71	7660.13
25	211.66	7660.12
26	211.21	7658.54
27	204.62	7657.04
28	204.66	7657.02
29	205.93	7659.15
30	205.94	7657.28
31	205.38	7656.86
32	206.24	7658.79
33	207.84	7659.91
34	207.56	7659.62
35	207.46	7658.95
36	207.35	7657.90
37	207.62	7657.69
38	207.15	7657.21
39	207.46	7656.81
40	209.90	7662.73
41	210.33	7664.02
42	210.92	7663.23
43	211.64	7662.10
44	211.59	7661.99
45	211.52	7661.83
46	213.56	7650.36
47	213.83	7648.72
48	207.69	7645.60
49	206.30	7662.36
50	205.69	7655.89

Posto No.	Coordenadas U.T.M.	
	E-W (km)	N-S (km)
51	205.79	7655.89
52	205.84	7652.98
53	206.82	7655.29
54	206.52	7654.60
55	207.82	7656.76
56	207.60	7656.43
57	207.75	7656.18
58	207.39	7656.01
59	207.38	7655.98
60	207.12	7655.72
61	207.00	7655.53
62	207.09	7655.53
63	207.69	7655.50
64	207.35	7654.80
65	207.32	7654.75
66	207.27	7654.66
67	207.40	7654.38
68	207.12	7653.97
69	207.83	7653.49
70	208.27	7656.79
71	208.69	7656.62
72	208.38	7656.20
73	208.64	7656.19
74	208.57	7656.15
75	207.98	7655.90
76	208.85	7655.99
77	208.68	7655.96
78	208.65	7655.75
79	208.77	7655.40
80	208.11	7655.38
81	208.83	7654.98
82	208.59	7654.66
83	208.59	7654.53
84	208.65	7654.49
85	208.62	7654.32
86	208.55	7653.59
87	208.49	7653.26
88	208.49	7653.21
89	208.29	7652.67
90	209.39	7656.51
91	209.50	7656.53
92	209.75	7656.04
93	209.57	7655.73
94	209.15	7655.53
95	209.21	7655.34

Posto No.	Coordenadas U.T.M.	
	E-W (km)	N-S (km)
96	209.24	7655.28
97	209.28	7655.28
98	209.95	7655.14
99	209.33	7654.97
100	209.51	7654.53
101	209.51	7654.40
102	209.59	7654.38
103	210.00	7654.53
104	209.96	7654.43
105	209.20	7654.05
106	209.21	7653.89
107	209.30	7653.47
108	209.60	7652.90
109	210.13	7656.50
110	210.62	7655.37
111	210.66	7655.36
112	210.26	7654.91
113	210.57	7654.78
114	211.20	7655.77
115	211.86	7653.84
116	212.86	7654.99
117	212.99	7654.99
118	212.50	7653.94
119	212.06	7653.68

7 ANEXO 2

Dados geológicos da sub-superfície de Ribeirão Preto
– SP

Dados Geológicos de Sub-Superfície da Área de Ribeirão Preto - SP

Poço	Aluvião					Formação Serra Geral (Basalto)					Formação Serra Geral (Diabásio)					Formação Botucatu					Formação Pirambóia				
	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.
	Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota	
Nº	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
1	-	-	-	-	-	0.00	528.00	74.50	453.50	74.50	-	-	-	-	-	74.50	453.50	80.00	448.00	5.50					
2	-	-	-	-	-	0.00	530.00	76.00	454.00	76.00	-	-	-	-	-	76.00	454.00	82.00	448.00	6.00					
3	-	-	-	-	-	0.00	522.00	93.00	429.00	93.00	-	-	-	-	-	93.00	429.00	96.00	426.00	3.00					
4	-	-	-	-	-	0.00	525.00	92.50	432.50	92.50	-	-	-	-	-	92.50	432.50	96.00	429.00	3.50					
5	-	-	-	-	-	0.00	525.00	80.00	445.00	80.00	-	-	-	-	-	80.00	445.00	91.00	434.00	11.00					
6	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
7	-	-	-	-	-	0.00	527.00	85.00	442.00	85.00	-	-	-	-	-	85.00	442.00	96.00	431.00	11.00					
8	-	-	-	-	-	0.00	535.00	110.00	425.00	110.00	-	-	-	-	-	110.00	425.00	120.00	415.00	10.00					
9	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
10	-	-	-	-	-	0.00	539.00	83.00	456.00	83.00	-	-	-	-	-	83.00	456.00	122.00	417.00	39.00					
11	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
12	-	-	-	-	-	0.00	518.00	64.00	454.00	64.00	-	-	-	-	-	64.00	454.00	68.00	450.00	4.00					
13	-	-	-	-	-	0.00	519.00	66.00	453.00	66.00	-	-	-	-	-	66.00	453.00	68.00	451.00	2.00					
14	-	-	-	-	-	0.00	517.00	82.00	435.00	82.00	-	-	-	-	-	82.00	435.00	86.00	431.00	4.00					
15	-	-	-	-	-	0.00	518.00	34.00	484.00	34.00	-	-	-	-	-	34.00	484.00	67.00	451.00	33.00					
16	-	-	-	-	-	0.00	528.00	75.00	453.00	75.00	-	-	-	-	-	75.00	453.00	80.00	448.00	5.00					
17	-	-	-	-	-	0.00	530.00	83.00	447.00	83.00	-	-	-	-	-	83.00	447.00	87.00	443.00	4.00					
18	-	-	-	-	-	0.00	532.00	83.50	448.50	83.50	-	-	-	-	-	83.50	448.50	87.00	445.00	3.50					
19	-	-	-	-	-	0.00	530.00	83.45	446.55	83.45	-	-	-	-	-	83.45	446.55	85.45	444.55	2.00					
20	-	-	-	-	-	0.00	519.00	84.00	435.00	84.00	-	-	-	-	-	84.00	435.00	89.00	430.00	5.00					
21	-	-	-	-	-	0.00	532.00	115.00	417.00	115.00	-	-	-	-	-	115.00	417.00	125.00	407.00	10.00					
22	-	-	-	-	-	0.00	540.00	39.00	501.00	39.00	-	-	-	-	-	39.00	501.00	103.00	437.00	64.00					
23	-	-	-	-	-	0.00	539.00	40.00	499.00	40.00	-	-	-	-	-	40.00	499.00	121.00	418.00	81.00					
24	-	-	-	-	-	0.00	514.00	33.80	480.20	33.80	-	-	-	-	-	33.80	480.20	68.00	446.00	34.20					
25	-	-	-	-	-	0.00	550.00	132.00	418.00	132.00	-	-	-	-	-	132.00	418.00	142.00	408.00	10.00					
26	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
27	-	-	-	-	-	0.00	566.00	131.00	435.00	131.00	-	-	-	-	-	131.00	435.00	139.00	427.00	8.00					
28	-	-	-	-	-	0.00	522.00	74.25	447.75	74.25	-	-	-	-	-	74.25	447.75	78.90	443.10	4.65					
29	-	-	-	-	-	0.00	545.00	97.30	447.70	97.30	-	-	-	-	-	97.30	447.70	99.30	445.70	2.00					
30	-	-	-	-	-	0.00	550.00	92.00	458.00	92.00	-	-	-	-	-	92.00	458.00	100.06	449.94	8.06					
31	-	-	-	-	-	0.00	555.00	82.00	473.00	82.00	-	-	-	-	-	82.00	473.00	96.50	458.50	14.50					
32	-	-	-	-	-	0.00	547.00	97.00	450.00	97.00	-	-	-	-	-	97.00	450.00	101.00	446.00	4.00					
33	-	-	-	-	-	0.00	513.00	40.00	473.00	40.00	-	-	-	-	-	40.00	473.00	96.00	417.00	56.00					
34	-	-	-	-	-	0.00	520.00	35.00	485.00	35.00	-	-	-	-	-	35.00	485.00	81.50	438.50	46.50					
35	-	-	-	-	-	0.00	547.00	82.00	465.00	82.00	-	-	-	-	-	82.00	465.00	96.00	451.00	14.00					
36	-	-	-	-	-	0.00	526.00	74.50	451.50	74.50	-	-	-	-	-	74.50	451.50	94.00	432.00	19.50					
37	-	-	-	-	-	0.00	530.00	73.00	457.00	73.00	-	-	-	-	-	73.00	457.00	83.00	447.00	10.00					
38	-	-	-	-	-	0.00	545.00	80.60	464.40	80.60	-	-	-	-	-	80.60	464.40	104.30	440.70	23.70					
39	-	-	-	-	-	0.00	558.00	80.60	477.40	80.60	-	-	-	-	-	80.60	477.40	104.30	453.70	23.70					
40	-	-	-	-	-	0.00	530.00	83.00	447.00	83.00	-	-	-	-	-	83.00	447.00	110.00	420.00	27.00					

Poço	Aluvião					Formação Serra Geral (Basalto)					Formação Serra Geral (Diabásio)					Formação Botucatu					Formação Pirambóia				
	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.
	Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota	
	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
Nº																									
41	-	-	-	-	-	0,00	530,00	90,00	440,00	90,00	-	-	-	-	-	90,00	440,00	123,00	407,00	33,00					
42	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
43	-	-	-	-	-	0,00	511,00	42,00	469,00	42,00	-	-	-	-	-	42,00	469,00	62,00	449,00	20,00					
44	-	-	-	-	-	0,00	528,00	80,00	448,00	80,00	-	-	-	-	-	80,00	448,00	86,00	442,00	6,00					
45	-	-	-	-	-	0,00	514,00	30,00	484,00	30,00	-	-	-	-	-	30,00	484,00	75,00	439,00	45,00					
46	-	-	-	-	-	0,00	522,00	90,00	432,00	90,00	-	-	-	-	-	90,00	432,00	122,00	400,00	32,00					
47	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
48	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
49	-	-	-	-	-	0,00	539,00	58,00	481,00	58,00	-	-	-	-	-	58,00	481,00	79,80	459,20	21,80					
50	-	-	-	-	-	0,00	535,00	110,00	425,00	110,00	-	-	-	-	-	110,00	425,00	150,00	385,00	40,00					
50 A	-	-	-	-	-	0,00	525,00	80,60	444,40	80,60	-	-	-	-	-	80,60	444,40	104,30	420,70	23,70					
51	-	-	-	-	-	0,00	520,00	35,00	485,00	35,00	-	-	-	-	-	35,00	485,00	150,00	370,00	115,00					
52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	523,00	164,00	359,00	164,00					
53	-	-	-	-	-	0,00	540,00	92,00	448,00	92,00	-	-	-	-	-	92,00	448,00	150,00	390,00	58,00					
54	-	-	-	-	-	0,00	547,00	113,60	433,40	113,60	-	-	-	-	-	113,60	433,40	172,00	375,00	58,40					
55	-	-	-	-	-	0,00	526,00	69,00	457,00	69,00	-	-	-	-	-	69,00	457,00	75,10	450,90	6,10					
56	-	-	-	-	-	0,00	536,00	107,00	429,00	107,00	-	-	-	-	-	107,00	429,00	110,00	426,00	3,00					
57	-	-	-	-	-	0,00	540,00	40,00	500,00	40,00	-	-	-	-	-	40,00	500,00	95,00	445,00	55,00					
58	-	-	-	-	-	0,00	547,00	175,40	371,60	175,40	214,00	333,00	228,00	319,00	14,00	175,40	371,60	214,00	333,00						
59	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
60	-	-	-	-	-	0,00	536,00	76,30	459,70	76,30	-	-	-	-	-	76,30	459,70	232,00	304,00	155,70					
61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	568,00	89,40	478,60	89,40					
62	-	-	-	-	-	0,00	522,00	32,00	490,00	32,00	-	-	-	-	-	32,00	490,00	250,00	272,00	218,00					
63	-	-	-	-	-	0,00	547,00	96,00	451,00	96,00	-	-	-	-	-	96,00	451,00	221,00	326,00	125,00					
64	-	-	-	-	-	0,00	512,00	25,00	487,00	25,00	-	-	-	-	-	25,00	487,00	204,00	308,00	179,00					
65	-	-	-	-	-	0,00	520,00	32,00	488,00	32,00	-	-	-	-	-	32,00	488,00	208,00	312,00	176,00					
66	-	-	-	-	-	0,00	585,00	90,00	495,00	90,00	-	-	-	-	-	90,00	495,00	132,70	452,30	42,70					
67	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
68	-	-	-	-	-	0,00	550,00	58,00	492,00	58,00	-	-	-	-	-	58,00	492,00	288,00	262,00	230,00					
69	-	-	-	-	-	0,00	537,00	104,00	433,00	104,00	-	-	-	-	-	104,00	433,00	242,00	295,00	138,00					
70	-	-	-	-	-	0,00	540,00	62,00	478,00	62,00	-	-	-	-	-	62,00	478,00	200,00	340,00	138,00					
71	-	-	-	-	-	0,00	535,00	90,00	445,00	90,00	-	-	-	-	-	90,00	445,00	250,00	285,00	160,00					

Poço	Aluvião					Formação Serra Geral (Basalto)					Formação Serra Geral (Diabásio)					Formação Botucatu					Formação Pirambóia				
	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.
	Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota	
	Nº	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
72	-	-	-	-	-	0.00	528.00	136.00	392.00	136.00	-	-	-	-	-	136.00	392.00	250.00	278.00	114.00					
73	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
74	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
75	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
76	-	-	-	-	-	0.00	580.00	54.00	526.00	54.00	58.00	522.00	94.00	486.00	67.30	54.00	526.00	58.00	522.00	168.00					
											112.00	468.00	123.30	456.70		94.00	486.00	112.00	468.00						
											142.00	438.00	162.00	418.00		123.30	456.70	142.00	438.00						
																162.00	418.00	289.30	290.70						
77	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
78	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
79	-	-	-	-	-	0.00	535.00	54.00	481.00	54.00	223.00	312.00	225.00	310.00	2.00	54.00	481.00	223.00	312.00	169.00					
80	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
81	-	-	-	-	-	0.00	560.00	81.00	479.00	81.00	-	-	-	-	-	81.00	479.00	300.00	260.00	219.00					
82	-	-	-	-	-	0.00	525.00	82.00	443.00	82.00	-	-	-	-	-	82.00	443.00	113.00	412.00	31.00					
83	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
84	-	-	-	-	-	0.00	573.00	106.00	467.00	106.00	-	-	-	-	-	106.00	467.00	254.00	319.00	148.00					
85	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	560.00	220.00	340.00	220.00					
87	-	-	-	-	-	0.00	521.00	40.00	481.00	40.00	222.00	293.00	224.00	291.00	2.00	40.00	481.00	222.00	299.00	182.00					
88	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	567.00	220.00	347.00	220.00					
90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	518.00	140.00	378.00	140.00					
91	-	-	-	-	-	0.00	535.00	97.50	437.50	97.50	-	-	-	-	-	97.50	437.50	245.00	290.00	147.50					
92	-	-	-	-	-	0.00	530.00	70.00	460.00	70.00	-	-	-	-	-	70.00	460.00	282.00	248.00	212.00					
93	-	-	-	-	-	0.00	560.00	163.00	397.00	163.00	-	-	-	-	-	163.00	397.00	290.80	269.20	127.80					
94	-	-	-	-	-	0.00	615.00	84.00	531.00	84.00	-	-	-	-	-	84.00	531.00	210.00	405.00	126.00					
95	-	-	-	-	-	0.00	533.00	86.00	447.00	86.00	-	-	-	-	-	86.00	447.00	212.00	321.00	126.00					
96	-	-	-	-	-	0.00	528.00	150.00	378.00	150.00	-	-	-	-	-	150.00	378.00	270.00	258.00	120.00					
97	-	-	-	-	-	0.00	573.00	120.00	453.00	120.00	-	-	-	-	-	120.00	453.00	271.00	302.00	151.00					
98	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
99	0.00	535.00	8.00	527.00	8.00	8.00	527.00	84.00	451.00	76.00	-	-	-	-	-	84.00	451.00	202.00	333.00	118.00					
100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	514.00	164.80	349.20	164.80					
101	-	-	-	-	-	0.00	512.00	30.00	482.00	30.00	-	-	-	-	-	30.00	482.00	213.00	299.00	183.00					

Poço	Aluvião					Formação Serra Geral (Basalto)					Formação Serra Geral (Diabásio)					Formação Botucatu					Formação Pirambóia				
	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.
	Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota	
	Nº	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
102	-	-	-	-	-	0.00	527.00	10.00	517.00	10.00	-	-	-	-	-	10.00	517.00	180.00	347.00	170.00					
103	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	209.00	307.00	210.00	306.00	1.00	0.00	516.00	209.00	307.00	209.00					
104	-	-	-	-	-	0.00	620.00	174.00	446.00	174.00	-	-	-	-	-	174.00	446.00	370.00	250.00	196.00					
105	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	527.00	181.70	345.30	181.70					
106	-	-	-	-	-	0.00	534.00	27.00	507.00	27.00	-	-	-	-	-	27.00	507.00	240.00	294.00	213.00					
107	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	565.00	165.00	400.00	165.00					
108	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
109	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
110	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	0.00	550.00	173.00	377.00	173.00	?	?	?	?	?
111	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	112.00	463.00	114.00	461.00	2.00	0.00	575.00	112.00	463.00						
112	-	-	-	-	-	0.00	522.00	11.00	511.00	11.00	-	-	-	-	-	114.00	461.00	204.00	371.00	202.00					
113	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
114	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	591.00	136.00	455.00	136.00					
115	-	-	-	-	-	0.00	570.00	94.00	476.00	94.00	-	-	-	-	-	94.00	476.00	292.00	278.00	198.00					
116	-	-	-	-	-	0.00	600.00	51.70	548.30	51.70	-	-	-	-	-	51.70	548.30	189.80	410.20	138.10					
117	-	-	-	-	-	0.00	600.00	92.00	508.00	92.00	-	-	-	-	-	92.00	508.00	207.00	393.00	115.00					
118	-	-	-	-	-	0.00	540.00	80.00	460.00	80.00	95.00	445.00	112.00	428.00	17.00	80.00	460.00	95.00	445.00						
119	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	112.00	428.00	255.00	285.00	158.00	?	?	?	?	?
120	-	-	-	-	-	0.00	598.00	62.00	536.00	62.00	-	-	-	-	-	?	?	?	?	?					
121	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	62.00	536.00	279.00	319.00	217.00					
122	-	-	-	-	-	0.00	597.00	114.00	483.00	114.00	-	-	-	-	-	0.00	545.00	239.50	305.50	239.50					
123	-	-	-	-	-	0.00	550.00	98.00	452.00	98.00	300.00	297.00	306.00	291.00	6.00	114.00	483.00	300.00	297.00	186.00					
124	-	-	-	-	-	0.00	566.00	148.00	418.00	148.00	275.00	275.00	280.00	270.00	5.00	98.00	452.00	170.00	380.00	72.00	170.00	380.00	275.00	275.00	105.00
125	-	-	-	-	-	0.00	539.00	50.00	489.00	50.00	-	-	-	-	-	148.00	418.00	196.00	370.00	48.00					
126	-	-	-	-	-	0.00	595.00	168.00	427.00	168.00	-	-	-	-	-	50.00	489.00	196.00	343.00	146.00					
127	-	-	-	-	-	0.00	565.00	70.00	495.00	70.00	-	-	-	-	-	168.00	427.00	385.00	210.00	217.00					
128	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	283.00	282.00	284.00	281.00	1.00	70.00	495.00	283.00	282.00	213.00					
129	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	191.15	356.85	191.30	356.70	0.15	0.00	548.00	191.15	356.85	191.15					
130	0.00	546.00	15.00	531.00	15.00	0.00	572.00	136.50	435.50	136.50	290.00	282.00	296.00	276.00	6.00	136.50	435.50	206.00	366.00	69.50	206.00	366.00	290.00	282.00	
131	-	-	-	-	-	0.00	555.00	108.00	447.00	108.00	-	-	-	-	-	296.00	276.00	372.50	199.50	160.50					
	-	-	-	-	-	0.00	555.00	108.00	447.00	108.00	302.00	253.00	303.50	251.50	1.50	108.00	447.00	302.00	253.00	194.00					

Poco	Aluvião					Formação Serra Geral (Basalto)					Formação Serra Geral (Diabásio)					Formação Botucatu					Formação Pirambóia				
	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.
	Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota	
	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
132	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	575.00	200.00	375.00	200.00					
133	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	548.00	210.00	338.00	210.00					
134	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
135	-	-	-	-	-	0.00	559.00	50.00	509.00	50.00	283.00	276.00	284.00	275.00	1.00	50.00	509.00	283.00	276.00	233.00					
136	-	-	-	-	-	0.00	602.00	158.00	444.00	158.00	-	-	-	-	-	158.00	444.00	390.00	212.00	232.00					
137	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	230.00	295.00	235.00	290.00	5.00	0.00	525.00	230.00	295.00	230.00					
138	-	-	-	-	-	0.00	630.00	195.00	435.00	195.00	356.00	274.00	358.50	271.50	2.50	195.00	435.00	356.00	274.00	161.00					
139	0.00	584.00	14.00	570.00	14.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14.00	570.00	232.00	352.00	218.00					
140	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	582.00	186.80	395.20	186.80					
141	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	538.00	185.80	352.20	185.80					
142	-	-	-	-	-	0.00	540.00	92.50	447.50	92.50	-	-	-	-	-	92.50	447.50	301.75	238.25	209.25					
143	-	-	-	-	-	0.00	530.00	93.00	437.00	93.00	-	-	-	-	-	93.00	437.00	268.00	262.00	175.00					
144	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
145	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	520.00	199.20	320.80	199.20					
146	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
147	-	-	-	-	-	0.00	530.00	74.00	456.00	74.00	282.00	248.00	286.00	244.00	4.00	74.00	456.00	180.00	350.00	106.00	180.00	350.00	282.00	248.00	102.00
148	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
149	-	-	-	-	-	0.00	557.00	58.00	499.00	58.00	-	-	-	-	-	58.00	499.00	201.00	356.00	143.00					
150	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	565.00	243.00	322.00	243.00					
151	-	-	-	-	-	0.00	590.00	103.00	487.00	103.00	315.00	275.00	330.00	260.00	15.00	103.00	487.00	315.00	275.00	212.00					
152	-	-	-	-	-	0.00	550.00	37.00	513.00	37.00	-	-	-	-	-	37.00	513.00	238.00	312.00	201.00	238.00	312.00	290.00	260.00	52.00
153	-	-	-	-	-	0.00	546.00	105.00	441.00	105.00	-	-	-	-	-	105.00	441.00	303.00	243.00	198.00	303.00	243.00	320.00	226.00	17.00
154	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
155	-	-	-	-	-	0.00	545.00	41.00	504.00	41.00	-	-	-	-	-	41.00	504.00	252.00	293.00	211.00	-	-	-	-	-
156	-	-	-	-	-	0.00	615.00	62.00	553.00	62.00	-	-	-	-	-	62.00	553.00	234.00	381.00	172.00	-	-	-	-	-
157	-	-	-	-	-	0.00	535.00	101.00	434.00	101.00	-	-	-	-	-	101.00	434.00	290.00	245.00	189.00	-	-	-	-	-
158	-	-	-	-	-	0.00	597.00	112.00	485.00	112.00	-	-	-	-	-	102.00	495.00	291.00	306.00	189.00	-	-	-	-	-
159	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	573.00	242.00	331.00	242.00	-	-	-	-	-
160	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	582.00	200.00	382.00	200.00	-	-	-	-	-
161	-	-	-	-	-	0.00	638.00	133.00	505.00	133.00	-	-	-	-	-	133.00	505.00	248.00	390.00	115.00	248.00	390.00	392.00	246.00	144.00
162	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	170.00	381.00	190.00	361.00	20.00	0.00	551.00	170.00	381.00	170.00	-	-	-	-	-
163	-	-	-	-	-	0.00	610.00	168.00	442.00	168.00	-	-	-	-	-	168.00	442.00	260.00	350.00	92.00	260.00	350.00	316.70	293.30	56.70
164	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	576.00	254.00	322.00	254.00	-	-	-	-	-

Poço	Aluvião					Formação Serra Geral (Basalto)					Formação Serra Geral (Diatásio)					Formação Botucatu					Formação Pirambóia				
	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.	Topo		Base		Espes.
	Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota		Prof.	Cota	Prof.	Cota	
	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)
N2																									
165	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	249.00	295.00	253.00	291.00	4.00	0.00	544.00	249.00	295.00	249.00	-	-	-	-	-
166	-	-	-	-	-	0.00	605.00	124.00	481.00	124.00	160.00	445.00	164.00	441.00	4.00	124.00	481.00	160.00	445.00	36.00	-	-	-	-	-
167	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.00	509.00	30.00	495.00	14.00	164.00	441.00	276.50	328.50	112.50	-	-	-	-	-
											50.00	475.00	90.00	435.00	40.00	0.00	525.00	16.00	509.00	16.00					
											119	406.00	131	394.00	12.00	30.00	495.00	50.00	475.00	20.00					
											186.00	339.00	261.00	264.00	75.00	90.00	435.00	119.00	406.00	29.00					
																131.00	394.00	186.00	339.00	55.00					
																261.00	264.00	370.00	155.00	109.00					

Bonfim Paulista

1	-	-	-	-	-	0.00	575.00	35.45	539.55	35.45	-	-	-	-	-	35.45	539.55	89.25	485.75	53.80					
2	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
3	-	-	-	-	-	0.00	560.00	38.00	522.00	38.00	-	-	-	-	-	38.00	522.00	300.00	260.00	262.00					

7 ANEXO 3

Dados cadastrais dos poços tubulares do município de
Ribeirão Preto - SP

Dados Cadastrais dos Poços Tubulares do DAERP								
Poço	Identificação	Endereço	Coordenadas U.T.M.		Data de Construção		Empresa Construtora	Situação Operacional
No			E - W (km)	N - S (km)	Mês	Ano		
1	SANTA TERESA	?	206.57	7653.05	?	30	?	Desativado
2	SANTA TERESA	?	206.50	7653.03	?	30	?	Desativado
3	DAERP	RUA AMADOR BUENO, 22	208.40	7656.29	?	?	?	Desativado
4	DEPOSITO MUNICIPAL	RUA VISCONDE DE INHAUMA	208.62	7656.10	?	?	?	Desativado
5	BAMBU	AV FRANCISCO JUNQUEIRA, 1180	208.99	7655.77	?	?	?	Desativado
6	PARAIBA	RUA PARAIBA, 45	208.27	7656.51	?	?	?	Desativado
7	BIQUINHA	RUA FLORIANO PEIXOTO, 76	209.14	7655.44	?	?	?	Desativado
8	SALDANHA MARINHO	RUA SALDANHA MARINHO	207.57	7655.38	?	45	?	Desativado
9	OLAVO BILAC	RUA OLAVO BILAC, 105	209.24	7655.14	?	?	?	Desativado
10	POMPOLO	FAZENDA BAIXADÃO	205.60	7659.15	?	66	?	Desativado
11	POMPOLO	?	205.36	7659.06	?	?	?	Desativado
12	MATADOURO	RUA CAP. SALOMAO/LUIZ GAMA	207.67	7657.38	?	42	?	Desativado
13	MORANDI	?	207.59	7657.25	?	42	?	Desativado
14	VECHI	?	207.93	7657.55	?	42	?	Desativado
15	GINO ALPES	?	207.88	7657.41	?	?	?	Desativado
16	SANTA TERESA - BELÍSSIMO	ESTRADA MUNICIPAL	206.50	7652.85	?	45	?	Desativado
17	SANTA TERESA - J. RIBEIRO	ESTRADA MUNICIPAL	206.80	7652.90	?	40	?	Desativado
18	SANTA TERESA - J. FERNANDES	?	206.91	7653.10	?	38	?	Desativado
19	SANTA TERESA - CABINE	?	206.46	7653.11	?	?	?	Desativado
20	BORTOLI	?	207.93	7657.15	?	?	?	Desativado
21	CAVA DO BOSQUE	?	209.22	7655.88	?	?	?	Desativado
22	POMPOLO - ENGENHO	RUA PEDRO I - ENGENHO	205.50	7659.04	?	45	GIUSEPPI	Em Operação
23	POMPOLO - PASTO	?	205.53	7659.14	?	?	?	Desativado
24	TANQUINHO	?	209.74	7658.73	?	56	DAERP	Desativado
25	BOSQUE MUNICIPAL	?	209.05	7656.35	?	?	?	Desativado
26	SÃO PAULO	RUA SÃO PAULO	210.06	7658.42	?	?	?	Desativado
27	SCHIMIDT	RUA MARECHAL DEODORO	208.67	7654.81	?	?	?	Desativado
28	DAERP	RUA AMADOR BUENO, 22	208.40	7656.30	?	60	DAERP	Em Operação
29	VILA VIRGINIA	RUA NABUCO DE ARAÚJO	206.62	7654.53	12	60	DAERP	Desativado
30	VILA TIBÉRIO	?	206.65	7656.61	6	61	DAERP	Desativado
31	MORRO DO CIPÓ	?	210.56	7656.19	10	69	?	Desativado
32	VILA TIBÉRIO - PARQUE INFANTIL	RUA AURORA	206.65	7656.60	?	61	DAERP	Desativado
33	PERNAMBUCO - C. MAQUINA	RUA PERNAMBUCO, 181	208.37	7658.27	?	62	?	Desativado
34	PERNAMBUCO - OFICINA	RUA PERNAMBUCO, 180	208.48	7658.19	?	62	?	Desativado
35	POMPOLO - C. MAQUINA	RUA PEDRO I - PATIO	205.57	7658.97	11	63	DAERP	Em Operação
36	MOGIANA	RUA GUATAPARA, 553	207.10	7655.50	9	64	?	Desativado
37	SANTA TERESA	ESTRADA MUNICIPAL	206.51	7653.16	?	62	DAERP	Em Operação

Poço No	Identificação	Endereço	Coordenadas U.T.M.		Data de Construção		Empresa Construtora	Situação Operacional
			E - W (km)	N - S (km)	Mês	Ano		
38	VILA VIRGINIA	RUA NABUCO DE ARAUJO	206.59	7654.48	3	65	DAERP	Desativado
39	MORRO DO CIPÓ	?	210.51	7656.15	2	65	DAERP	Desativado
40	VIA DO CAFÉ	AV. DO CAFÉ - C. DE MAQUINA	205.90	7655.78	6	65	HIDRO	Desativado
41	VIA DO CAFÉ - PASTO	AV. DO CAFÉ - PASTO	205.67	7655.80	8	65	DAERP	Desativado
42	MOGIANA - PISCINA	RUA GUATAPARÁ	207.03	7655.39	9	65	DAERP	Desativado
43	PERNAMBUCO - CORREGO	?	208.34	7658.37	10	69	?	Desativado
44	SANTA TERESA - C. MAQUINA	ESTRADA MUNICIPAL	206.57	7653.12	12	65	DAERP	Desativado
45	TANQUINHO - TURMALINA	RUA TURMALINA	209.60	7658.79	11	65	DAERP	Desativado
46	MATADOURO	?	207.72	7657.52	?	?	CHUPLAN	Desativado
47	MORRO DO CIPÓ - ITARARE	RUA ITARARE/PATROCINIO	210.48	7656.22	?	?	?	Desativado
48	MORRO DO CIPÓ - LAGUNA	?	210.59	7656.41	?	?	?	Desativado
49	POMPOLO - PASTO	VIA LUIZ GALVÃO CÉSAR - PASTO	205.85	7659.22	10	67	DAERP	Desativado
50	JARDIM AMERICA	RUA CEL. ARNOUD MACIEL, 85	209.50	7654.03	?	70	DAERP	Em Operação
50 A	SESC	RUA TIBIRICA, 50	208.54	7656.17	?	70	DAERP	Em Operação
51	TANQUINHO	RUA ROMEU CEOLATO	209.86	7658.45	?	70	T JANER	Desativado
52	TANQUINHO	RUA LUIZ BARRETO	209.44	7658.62	9	70	?	Desativado
53	CAVA DO BOSQUE	RUA D. JOAO VI	209.13	7655.95	?	70	T JANER	Desativado
54	MORRO DO CIPÓ	RUA JOÃO BIM, 1493	210.31	7656.48	?	71	DAERP	Em Operação
55	VILA VIRGINIA	RUA RANGEL PESTANA, 25	207.00	7654.40	?	70	DAERP	Desativado
56	POMPOLO - ENTRADA	RUA PEDRO I - PORTARIA	206.09	7658.87	?	71	DAERP	Desativado
57	POMPOLO - CORREGO	VIA LUIZ GALVÃO CÉSAR	205.87	7659.14	?		DAERP	Em Operação
58	IGREJINHA	RUA JOÃO BIM, 1769	210.77	7656.11	?	70	DAERP	Em Operação
59	SALDANHA MARINHO	RUA SALDANHA MARINHO	207.62	7655.40	?	?	?	Desativado
60	VIA DO CAFÉ	VIA DO CAFÉ, 1283	206.28	7655.86	7	73	DAERP	Em Operação
61	VILA ABRANCHES	RUA PROF. JOAQUIM FARIA, 95	213.82	7654.78	?	72	DAERP	Em Operação
62	MATADOURO	LINHA FEPASA	207.67	7657.49	?	?	DAERP	Desativado
63	MORRO DO CIPÓ - ENTRADA	RUA JOÃO BIM	210.62	7656.24	8	74	CHUPLAN	Desativado
64	TANQUINHO	RUA TOPAZIO	209.50	7658.90	4	74	CHUPLAN	Em Operação
65	MATADOURO	RUA LINO ENGRACIO OLIVEIRA, 220	208.03	7657.51	12	74	CHUPLAN	Em Operação
66	RIBEIRANIA	AV. COSTABILE ROMANO, 1400	210.59	7652.99	9	78	T JANER	Desativado
67	JD. RECREIO	RUA SASSAFRAZ	201.48	7655.80	?	?	?	Desativado
68	SANTA CRUZ - TAMOIO	RUA TAMOIO, 20	209.82	7653.19	?	75	CHUPLAN	Em Operação

Poço No	Identificação	Endereço	Coordenadas U.T.M.		Data de Construção		Empresa Construtora	Situação Operacional
			E - W (km)	N - S (km)	Mês	Ano		
69	VIA DO CAFÉ	AV. DO CAFÉ, 1820	205.45	7655.84	12	75	DAERP	Desativado
70	MARIA DE JESUS CONDEIXA	AV. MARIA DE JESUS CONDEIXA	209.94	7654.31	12	75	DAERP	Desativado
71	PASCHOAL INECH	AV. PASCHOAL INECH, 72	210.43	7656.84	6	75	CHUPLAN	Desativado
72	FREGONESI	RUA LUIZ FREGONESI	209.31	7655.40	8	75	CHUPLAN	Em Operação
73	THOMAS A. WHATELLY	AV. THOMAZ A. WHATELLY	211.06	7659.57	?	?	?	Desativado
74	POMPOLO - C. MAQUINA	?	205.54	7658.93	?	?	?	Desativado
75	SEBASTIANA GARCIA	RUA SEBASTIANA GARCIA	207.29	7655.07	?	?	DAERP	Desativado
76	JARDIM RECREIO	RUA SASSAFRAZ	201.65	7655.78	6	78	AIR-LIFT	Desativado
77	EMÍLIO GULACCI	RUA EMÍLIO GULACCI	206.04	7652.52	?	?	?	Desativado
78	V. TIBÉRIO - C. MAQUINA	RUA ALVARES DE AZEVEDO	206.62	7656.64	2	78	?	Desativado
79	PARÁ	RUA PARÁ, 180	207.09	7657.19	12	79	TJANER	Em Operação
80	RIBEIRANIA-UNAERP	RUA PEDRO PEGARARO	211.76	7653.20	?	?	?	Desativado
81	PATROCÍNIO	RUA PATROCÍNIO - PÁTIO	210.43	7656.15	?	78	?	Desativado
82	BAMBU	AV. FRANCISCO JUNQUEIRA, 1180	209.00	7655.74	?	79	DAERP	Desativado
83	QUINTINO FACCI I	?	210.90	7661.50	?	?	?	Desativado
84	CORONEL CAMISÃO	RUA CORONEL CAMISÃO, 1243	205.30	7656.69	12	80	AIR-LIFT	Em Operação
85	DEPÓSITO PERNAMBUCO	RUA PERNAMBUCO, 175	208.43	7658.24	?	?	?	Desativado
86	BANANAL I	RUA BARÃO DO BANANAL, 555	211.78	7655.42	10	79	TJANER	Em Operação
87	LUIZ GAMA	RUA LUIZ GAMA	207.84	7656.96	7	79	CORNER	Em Operação
88	LAGOINHA	?	213.58	7654.12	?	?	?	Desativado
89	BANANAL II	RUA ANTONIA C. ORLANDINI, 1825	212.86	7655.11	10	79	T JANER	Em Operação
90	XI DE AGOSTO	RUA XI DE AGOSTO, 2511	210.11	7658.23	?	80	DAERP	Em Operação
91	PERI	RUA PERI, 29	210.52	7656.53	8	80	CHUPLAN	Em Operação
92	STA. TERESA	CASA DE MAQUINA	206.52	7653.08	8	80	AIR-LIFT	Em Operação
93	JARDIM DAS PEDRAS	RUA ADELAIDE M. PAIXÃO, 491	209.77	7654.85	4	83	CHUPLAN	Em Operação
94	MABEL	AV. CASTELO BRANCO, 1260	212.13	7653.59	?	83	DAERP	Desativado
95	FRANGOLAR	AV. CARAMURU	206.90	7653.02	?	?	DAERP	Em Operação
96	OLAVO BILAC	RUA OLAVO BILAC, 90	209.24	7655.10	?	83	BENSON	Em Operação
97	DOM MIELLI	FAZENDA BAIXADÃO	204.61	7659.53	?	83	TJANER	Em Operação
98	ELPIDIO GOMES	RUA ELPÍDIO GOMES, 155	207.28	7655.80	?	84	DAERP	Em Operação
99	SANTA TERESA	RUA EMÍLIO GULACCI, 1800	205.96	7652.43	?	84	DAERP	Em Operação
100	TURMALINA	RUA TURMALINA, 999	209.69	7658.75	9	70	TJANER	Em Operação

Poço No	Identificação	Endereço	Coordenadas U.T.M.		Data de Construção		Empresa Construtora	Situação Operacional
			E - W (km)	N - S (km)	Mês	Ano		
101	PERNAMBUCO	RUA PERNAMBUCO, 175	208.40	7658.33	1	79	DAERP	Em Operação
102	QUINTINO II	RUA RICCIONI, 185	209.86	7661.88	10	79	DAERP	Em Operação
103	MARINCEK	RUA GENERAL CÂMARA, 3680	208.67	7660.84	1	81	AIR LIFT	Em Operação
104	ALTO DA BOA VISTA	RUA JOÃO PALMA GUIÃO, 19	208.29	7653.35	1	85	CORNER	Em Operação
105	QUINTINO II	RUA ÍRIS RICCIONI, 185	209.81	7661.95	10	80	DAERP	Em Operação
106	COSTA E SILVA	RUA PINDAMONHANGABA, 905	209.53	7660.00	6	86	DAERP	Em Operação
107	E.E. LAGOINHA	RUA EDSON SOUTO, 205	213.65	7654.06	2	82	DAERP	Em Operação
108	JARDIM JANDAIA	RUA GERALDO GUSMÃO, 920	208.40	7661.06		82	DAERP	Em Operação
109	PARQUE SÃO SEBASTIÃO	RUA PEDRO BARBIERI	215.86	7655.51	?	?	?	Em Operação
110	FEAPAM	FEAPAM	212.59	7658.48	8	81	DAERP	Desativado
111	COHAB SÃO JOSÉ	RUA FRANCISCO LARIA, 87	213.35	7650.58	2	85	CORNER	Em Operação
112	COPERSUCAR	RUA OLAVO G. LUDOVICE, 455	208.69	7663.35	7	73	CORNER	Em Operação
113	D'ELBOUX	COHAB D'ELBOUX	206.83	7653.90	?	?	?	Desativado
114	RECREIO INTERNACIONAL	RECREIO INTERNACIONAL	217.16	7654.82	10	78	CHUPLAN	Em Operação
115	ARNALDO VITALIANO	RUA ARNALDO VITALIANO, 1070	210.89	7654.04	7	84	CORNER	Em Operação
116	CITY RIBEIRÃO	RUA JORGE SAID, 120	210.80	7651.24	5	80	CHUPLAN	Em Operação
117	ANDORINHAS	RUA IVO PARESCHI, 264	204.65	7660.47	9	81	BENSON	Em Operação
118	MAJOR RICARDO	RUA MONTE ALEGRE, 400	205.92	7656.92	4	86	DAERP	Em Operação
119	E.E. TANQUINHO	?	209.82	7658.68	?	?	?	Em Operação
120	UNAERP	RUA PEDRO PEGARARO, 300	211.72	7653.22	5	86	DAERP	Em Operação
121	DUTRA I	RUA AMADEU CHIACHETO, 1200	207.18	7660.62	10	86	DAERP	Desativado
122	E.E. POMPOLO	RUA PARANÁ, 1770	206.13	7658.32	7	86	HIDROGESP	Desativado
123	E.E. VILA TIBÉRIO	RUA ALVARES DE AZEVEDO, 1395	206.62	7656.65	1	87	CONTEP	Em Operação
124	E.E. SCHIMIDT	RUA MARECHAL DEODORO, 901	208.63	7654.83	2	87	CORNER	Em Operação
125	QUINTINO I	RUA ITU, 2900	210.85	7661.50	3	87	CHUPLAN	Em Operação
126	E.E. PARQUE RIBEIRÃO	RUA MANOEL DE MACEDO, 1836	204.89	7653.68	4	87	CPRM	Em Operação
127	E.E. CANADA	FAZENDA ALIANÇA	207.35	7651.79	3	87	CONTEP	Em Operação
128	JÓQUEI CLUB	AV. THOMAZ ALBERTO WHATELY, 3200	211.11	7659.57	3	88	DAERP	Desativado
129	E.E. SÃO BENTO	AV. CAPITÃO SALOMÃO, 1850	209.30	7656.26	4	88	CONTEP	Em Operação
130	D'ELBOUX	RUA ABÍLIO SAMPAIO, 905	206.61	7654.28	?	?	?	Em Operação
131	PEDREIRA	PEDREIRA STA. LUZIA	205.03	7656.22	10	88	CONTEP	Em Operação
132	PQ. SÃO SEBASTIÃO	RUA PEDRO BARBIERI, 1551	214.93	7655.03	1	89	CORNER	Desativado

Poço	Identificação	Endereço	Coordenadas U.T.M.		Data de Construção		Empresa Construtora	Situação Operacional
No			E - W (km)	N - S (km)	Mês	Ano		
133	FEAPAM	RUA LUIZ AUGUSTO G. MATOS	212.50	7658.07	8	89	DAERP	Em Operação
134	RECREIO ANHANGUERA	RUA GERALDO GERALDI, 135	213.73	7651.95	?	?	?	Em Operação
135	JOAQUIM PROCÓPIO	AV. OCTAVIO GOLFETO, 85	205.73	7659.99	8	89	CORNER	Em Operação
136	PIRATININGA	RUA PADRE MANOEL BERNARDES, 1651	205.31	7654.40	6	90	CONTEP	Em Operação
137	ALEXANDRE BALBO	COHAB ALEXANDRE BALBO	207.10	7661.62	6	90	CORNER	Em Operação
138	MONTE ALEGRE	RUA MARQUES DA CRUZ - FINAL	204.46	7657.34	8	90	CONTEP	Desativado
139	NOVO RIBEIRANIA	RUA AGOSTINHO DA VEIGA, 1005	212.53	7652.69	1	90	CONTEP	Em Operação
140	LAGOINHA II	RUA ANTONIO FERNANDES FIGUEIROA, 905	212.69	7654.11	?	?	?	Em Operação
141	VILA ELISA	RUA RIBEIRÃO PRETO	210.25	7659.86	?	?	DAERP	Em Operação
142	ANDRADAS	AV. DOS ANDRADAS	205.79	7652.32	6	91	CONTEP	Em Operação
143	SALDANHA MARINHO	RUA SALDANHA MARINHO - DINAL	207.59	7655.43	8	91	CORNER	Em Operação
144	PALMARES I	RIA VIRGÍLIO DE C. NEVES NETO	213.18	7656.05	?	?	DAERP	Desativado
145	SIMIONI	RUA STELA DOS SANTOS SIMIONATO	208.89	7662.66	3	92	DAERP	Em Operação
146	DUTRA II	RUA AMADEU GIACHETO, 1200	207.17	7660.67	?	?	DAERP	Em Operação
147	E.E. VIA DO CAFÉ	VIA DO CAFÉ	205.85	7655.81	4	92	CONTEP	Em Operação
148	JULIANA	JARDIM JULIANA	216.02	7654.26	?	?	DAERP	Em Operação
149	PALMARES II	JARDIM PALMARES	213.18	7656.06	11	93	DAERP	Em Operação
150	MANOEL PENA	RUA ALFREDO DE SOUZA	212.73	7651.51	?	?	DAERP	Operacional
151	CDHU	AV. INDEPENDÊNCIA - FINAL	206.53	7651.43	9	94	CONTEP	Em Operação
152	IRAJA	AV. PORTUGUAL, 2644	210.07	7652.22	9	94	CONSTROLI	Em Operação
153	VILA VIRGINIA	RUA NABUCO DE ARAÚJO, 162	206.64	7654.47	9	94	HIDROGEO	Em Operação
154	ITAÚ	AV. MARGINAL/ RUA LIMOEIROS	202.93	7655.36	?	?	CONSTROLI	Em Operação
155	VILA AUGUSTA	RUA RIO FORMOSO	206.83	7659.79	?	?	CONSTROLI	Em Operação
156	MABEL II	AV. PRES. CASTELO BRANCO	212.11	7653.63	?	?	?	Em Operação
157	AV. BANDEIRANTES	AV. BANDEIRANTES, 1351	205.90	7655.46	?	?	GEOPLAN	Em Operação
158	E E POMPOLO	RUA PARANA, 1770	206.17	7658.30	8	95	CONTEP	Em Operação
159	CÂNDIDO PORTINARI - NOVO	?	216.32	7657.35	9	95	DAERP	Em Operação
160	CÂNDIDO PORTINARI - VELHO	?	216.02	7657.18	4	81	SONDAF	Em Operação
161	JOÃO FIUZA	AV. JOÃO FIUZA,	208.79	7651.40	3	96	CONSTROLI	Em Operação
162	AVELINO PALMA	?	210.78	7633.35	9	96	CONSTROLI	Em Operação
163	MARIA DA GRAÇA	?	203.97	7653.47	10	96	CONSTROLI	Em Operação
164	PARQUE SÃO SEBASTIÃO	RUA PEDRO BARBIERI, 1551	214.93	7655.03	10	96	CONSTROLI	Em Operação

Poço	Identificação	Endereço	Coordenadas U.T.M.		Data de Construção		Empresa Construtora	Situação Operacional
No			E - W (km)	N - S (km)	Mês	Ano		
165	PRESIDENTE DUTRA II	RUA AMADEU GIACHETO, 1200	207.17	7660.65	8	97	CONSTROLI	Em Operação
166	ROYAL PARK	?	206.40	7648.30	7	97	CONTEP	Operacional
167	RIBEIRÃO VERDE	?	215.10	7660.15	6	97	CONTEP	Em Operação
BONFIM PAULISTA								
1	BONFIM PAULISTA	PRAÇA CENTRO	207.61	7645.72	12	62	DAERP	Desativado
2	BONFIM	?	208.48	7646.75	?	?	?	Em Operação
3	BONFIM COHAB	RUA CARLOS RIBEIRA DE SOUZA	207.41	7646.31	5	94	CORNER	Em Operação

[illegible]

[illegible]

89	05.01.96	28.00	63.32	?	?	63.32	?	8	120.00	199.00
90	04.10.95	33.00	109.00	69.86	2.96	109.00	?	?	?	?
91	19.10.95	61.00	67.30	94.90	?	67.30	?	?	?	?
92	19.12.95	53.00	281.57	?	?	281.57	?	10	110.50	260.00
93	27.09.95	79.00	85.67	103.67	3.47	85.67	?	8 6	180.00	276.00
94	-	-	-	-	-	-	-	?	?	?
95	S/TAP	70.00	50.00	90.00	2.50	50.00	?	8	?	?
96	12.12.95	74.00	90.54	?	?	90.54	?	9	150.00	270.00
97	20.11.95	93.00	111.00	?	?	111.00	?	6	141.68	264.27
98	11.01.96	67.00	62.70	?	?	62.70	?	8 6	110	196
99	15.08.95	58.00	59.33	76.76	3.16	59.33	?	?	?	?
100	C/AR	18.17	50.00	82.50	0.78	50.00	?	8	92.26	160.79
101	31.10.95	61.00	270.00	?	?	270.00	?	?	?	?
102	19.01.96	19.85	140.64	?	?	140.64	?	8	106.00	172.00
103	16.05.94	33.00	167.00	67.00	4.91	167.00	?	8	101.88	201.32
104	23.10.95	125.00	161.03	?	?	161.03	?	8	169.87	336.50
105	19.01.96	38.00	104.37	?	?	104.37	?	8	105.00	179.00
106	20.09.95	51.00	81.78	72.40	?	81.78	?	8	127.99	179.04
107	28.09.95	38.00	46.30	96.57	?	46.30	?	10	129.19	257.68
108	05.12.95	26.00	129.46	?	?	129.46	?	?	97.00	175.00
109	05.10.95	48.00	27.60	65.71	1.56	27.60	?	?	?	?
110	-	-	-	-	-	-	-	?	?	?
111	A/TAP	50.00	60.00	?	?	60.00	?	8	126.50	195.50
112	11.12.95	10.80	73.30	?	?	73.30	?	10	70.00	198.00
113	-	-	-	-	-	-	-	?	?	?
114	17.08.95	30.00	62.72	54.64	2.55	62.72	?	8	103.20	133.20
115	03.10.95	69.00	274.86	-	?	274.86	?	8	130.00	279.00
116	06.12.95	67.00	121.82	-	?	121.82	?	8	120.80	180.80
117	30.10.95	99.00	30.64	-	?	30.64	?	6	141.00	203.00
118	06.06.95	85.00	96.79	103.76	5.16	96.79	?	8	124.00	252.00
119	14.11.95	37.20	65.52	-	?	65.52	?	?	?	?
120	22.11.95	72.00	104.08	-	?	104.08	?	8	140.30	191.30
121	-	-	-	-	-	-	-	8	121.04	221.00
122	-	-	-	-	-	-	-	8	188.40	296.02
123	11.01.96	100.00	223.55	-	?	223.55	?	8	144.20	271.00
124	05.12.95	98.00	207.27	-	?	207.27	?	8	173.00	323.00
125	19.10.95	40.00	124.62	79.38	3.16	124.62	?	8	102.19	191.73
126	20.12.95	138.00	145.49	-	?	145.49	?	8	176.00	362.80
127	18.12.95	81.00	213.46	-	?	213.46	?	8	135.00	276.55
128	-	-	-	-	-	-	-	8	68.68	135.82
129	06.10.95	121.00	185.87	158.60	?	185.87	?	8	170.00	333.32
130	22.12.95	85.00	58.87	-	?	58.87	?	8	115.80	175.80
131	11.12.95	105.00	273.47	-	?	273.47	?	8	151.14	291.48
132	-	-	-	-	-	-	-	8	104.50	194.00
133	03.08.95	75.82	346.50	78.98	?	346.50	?	8	108.00	?
134	19.12.95	69.00	22.39	-	?	22.39	?	?	?	?

135	06.11.95	89.00	264.62	-	?	264.62	?	8	150.00	269.90
136	31.10.95	137.29	145.93	-	?	145.93	?	8	202.16	378.35
137	21.11.95	42.00	386.26	-	?	386.26	?	8	126.00	229.00
138	-	-	-	-	-	-	-	8	230.84	348.76
139	21.09.95	75.00	94.08	94.08	?	94.08	?	8	137.00	228.00
140	28.09.95	62.00	246.35	96.90	?	246.35	?	8	122.80	184.80
141	22.09.95	63.00	169.48	84.80	7.77	169.48	?	8	112.30	182.30
142	28.12.94	77.00	292.50	105.02	10.44	292.50	?	10	156.74	290.95
143	23.10.95	82.00	378.93	-	?	378.93	?	10	156.00	262.00
144	-	-	-	-	-	-	-	?	?	?
145	26.10.95	24.00	200.25	53.25	6.85	200.25	?	8	118.45	190.05
146	10.01.96	62.80	173.26	-	?	173.26	?	?	?	?
147	08.12.95	-	56.34	90.00	?	56.34	?	14 8	103.56	274.55
148	09.10.95	26.00	108.25	54.94	3.74	108.25	?	?	?	?
149	13.11.95	32.00	191.09	-	?	191.09	?	8	112.00	196.00
150	-	-	-	-	-	-	-	12 8	115.76	238.00
151	04.09.95	97.06	202.28	127.28	?	202.28	?	8	175.78	301.36
152	04.09.95	47.00	219.34	72.05	?	219.34	?	?	?	?
153	18.12.95	88.00	261.91	-	?	261.91	?	?	?	?
154	12.01.96	79.00	68.31	91.59	5.43	68.31	?	?	?	?
155	27.11.95	71.00	230.14	-	?	230.14		8	146.13	300.59
156	05.10.95	84.00	74.75	-	?	74.75	?	8	129.00	230.00
157	03.10.95	87.00	206.43	134.31	4.36	206.43		?	?	?
158								?	?	?

BONFIM PAULISTA

1	-	-	-	-	-	-	-	8	68.00	78.00
2	17.11.95	110.00	85.08	-	?	85.08	?	?	?	?
3	26.10.95	39.15	131.38	51.12	10.98	131.38	?	12 8	111.00	239.00

7 ANEXO 4

Carta de vulnerabilidade dos aquíferos Serra Geral e Botucatu
/ Pirambóia no município de Ribeirão Preto – SP
(FERREIRA, 1992)

Nota: Por se tratar de redução de uma carta de maiores dimensões, a qualidade foi comprometida. Esta figura é apenas ilustrativa, logo se recomenda consultar literatura.

7 ANEXO 5

AMPLIAÇÃO DA FIGURA 33

Mapa de Ribeirão Preto - APPs

Legenda

- Depósitos Aluviais
- Serra Geral - Diabasio
- Serra Geral - Basalto
- Botucatu
- Hidrografia
- Poços de bombeamento
- Postos de abastecimento de combustíveis

Meters
2,000.00

7 ANEXO 6

Análise de sensibilidade do APIDSS

Análise de sensibilidade para densidade de solo seco (diminuição de 16.67 %) benzeno

Análise de sensibilidade para densidade de solo seco (diminuição de 16.67 %) tolueno

Análise de sensibilidade para condutividade hidráulica (aumento de 40%)

Análise de sensibilidade para condutividade hidráulica (aumento de 40%) - tolueno

Análise de sensibilidade para fração de carbono orgânico (aumento de 161 %) benzeno

Análise de sensibilidade para fração de carbono orgânico (aumento de 161%) tolueno

Análise de sensibilidade para porosidade efetiva (diminuição de 20%) benzeno

Análise de sensibilidade para porosidade (diminuição de 20%) tolueno