

CRISTIANA MICHELS

AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA NOS TERMINAIS DE  
ARMAZENAMENTO DE PETRÓLEO E DERIVADOS DE  
BARUERI E CUBATÃO

Dissertação apresentada ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Henry Xavier Corseuil

Florianópolis, 2005.

*"Nós só poderemos seguir crescendo na atividade que abraçamos e amamos se os compromissos forem mantidos, se o ideal for renovado e se nossa capacidade de sonhar não se limitar aos problemas e for sempre maior que ele".*

Rolim Adolfo Amaro

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus por sempre iluminar meu caminho e pela proteção nos momentos mais difíceis.

Ao meu amor Rodrigo, pelo incentivo e compreensão nestes dois anos de ausência.

Aos meus pais e irmão, pelo apoio e amor incondicional.

Aos meus tios e primo, pelo grande carinho que me receberam em sua casa.

Ao meu professor Henry, pela oportunidade, orientação e amizade que contribuíram para a realização deste trabalho.

As minhas amigas, Silvia e Leandra, pelo carinho e amizade que construímos nesses dois anos e por tantos momentos de alegria que passamos juntas.

A todos os meus colegas do REMAS pela ajuda indispensável em todos os momentos de dúvidas. E em especial ao Márcio, Helen, Deise, Carlos e Alexandre pela amizade e companheirismo.

E a todos que contribuíram para que este trabalho se realizasse.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	viii
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....	xi
LISTA DE SÍMBOLOS .....	xiii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT .....	xv
CAPÍTULO I.....	1
<u>INTRODUÇÃO</u> .....	1
CAPÍTULO II.....	4
<u>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</u> .....	4
2.1 METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO .....	4
2.1.1 Metodologia RBCA.....	5
2.1.2 Metodologia de Gerenciamento de Áreas Contaminadas – CETESB.....	6
2.1.3 Metodologias de avaliação de risco utilizadas em outros países.....	9
2.1.3.1 Holanda.....	9
2.1.3.2 Alemanha.....	10
2.1.3.3 Reino Unido.....	10
2.1.3.4 Nova Zelândia.....	11
2.2 ETAPAS DA AVALIAÇÃO DE RISCO .....	11
2.2.1 Coleta e Análise de Dados.....	12
2.2.2 Avaliação da Exposição.....	12
2.2.2.1 Caracterização do cenário de exposição.....	14
2.2.2.2 Identificação dos caminhos de exposição.....	14
2.2.2.3 Quantificação da exposição .....	14
2.2.3 Avaliação da Toxicidade .....	15
2.2.3.1 Hidrocarbonetos do petróleo .....	17
2.2.3.2 Metais .....	20
2.2.4 Caracterização do Risco .....	21
2.3 ROTAS DE EXPOSIÇÃO .....	22
2.3.1 Água.....	22
2.3.1.1 Contato Dérmico e Ingestão .....	22
2.3.1.2 Fundamentos do transporte e transformação de contaminantes em aquíferos .....	22
2.3.1.2.1 Advecção .....	23
2.3.1.2.2 Dispersão Hidrodinâmica .....	23
2.3.1.2.3 Sorção e Retardo.....	25
2.3.1.2.4 Biodegradação .....	27

2.3.2 Solo.....	28
2.3.2.1 Contato Dérmico e Ingestão .....	28
2.3.2.2 Lixiviação.....	29
2.3.3 Ar.....	29
2.3.3.1 Inalação.....	29
2.3.3.2 Volatilização.....	30
2.4 MODELOS DE SIMULAÇÃO DO TRANSPORTE E TRANSFORMAÇÃO DE CONTAMINANTES.....	31
2.4.1 Softwares utilizados em Avaliações de Risco .....	32
2.4.1.1 Bioscreen .....	33
2.4.1.2 RBCA Tool Kit for Chemical Releases Description .....	33
2.4.1.3 Bioplume III .....	33
2.4.1.4 RBCA Tier 2 Analyzer Description .....	34
2.4.1.5 Flowpath II .....	35
2.4.1.6 Modflow .....	35
2.4.1.7 MT3D .....	36
2.4.1.8 RISC 4.03 .....	36
2.4.1.9 – SCBR 1.5 .....	37
CAPÍTULO III .....	39
<u>MATERIAIS E MÉTODOS.....</u>	39
3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	39
3.1.1 Terminal de Barueri.....	39
3.1.1.1 Localização e informações gerais.....	39
3.1.2 Terminal de Cubatão .....	40
3.1.2.1 Localização e informações gerais.....	40
3.2 METODOLOGIA RBCA.....	41
3.2.1 Passo 1 – Avaliação Inicial da Área .....	44
3.2.2 Passo 2 – Classificação da Área e Ação-resposta inicial.....	46
3.2.3 Passo 3 – Etapa 1 .....	46
3.2.4 Passo 4 – Avaliação da Etapa 1 .....	47
3.2.5 Passo 5 – Etapa 2.....	48
3.2.6 Passo 6 – Avaliação da Etapa 2.....	48
3.2.7 Passo 7 – Etapa 3.....	49
3.3 MODELOS MATEMÁTICOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DE RISCO DO TERMINAL DE CUBATÃO.....	49
3.3.1 RISC 4.03 – Risc Integrated Software for Cleanups.....	50
3.3.2 SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco.....	51
CAPÍTULO IV .....	53
<u>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</u>	53
4.1 TERMINAL DE BARUERI.....	53
4.1.1 Caracterização da área de estudo – Avaliação inicial da área .....	53
4.1.1.1 Caracterização do Entorno.....	53
4.1.1.2 Aspectos Climatológicos .....	53

4.1.1.3 Caracterização Geológica.....	54
4.1.1.4 Caracterização Geoquímica.....	55
4.1.1.5 Caracterização Hidrogeológica.....	56
4.1.2 Classificação da Área e Ação-resposta inicial.....	57
4.1.3 Execução e Avaliação da Etapa 1.....	58
4.2 TERMINAL DE CUBATÃO.....	59
4.2.1 Caracterização da área de estudo – Avaliação inicial da área.....	59
4.2.1.1 Caracterização do Entorno.....	59
4.2.1.2 Aspectos Climatológicos.....	59
4.2.1.3 Caracterização Geológica.....	60
4.2.1.4 Caracterização Geoquímica.....	61
4.2.1.5 Caracterização Hidrogeológica.....	62
4.2.2 Classificação da Área e Ação-resposta inicial.....	63
4.2.3 Execução e Avaliação da Etapa 1.....	64
4.2.4 Execução e Avaliação da Etapa 2.....	67
4.2.4.1 Contaminantes.....	67
4.2.4.2 Fontes de Contaminação.....	68
4.2.4.3 Determinação das Rotas de Exposição e Receptores.....	68
4.2.4.4 Simulação do cenário de exposição.....	70
4.2.4.5 Caracterização do Risco.....	72
4.2.5 Execução e Avaliação da Etapa 3.....	78
4.2.5.1 Contaminantes.....	79
4.2.5.2 Fontes de Contaminação.....	79
4.2.5.3 Determinação das Rotas de Exposição e Receptores.....	80
4.2.5.4 Simulação do cenário de exposição.....	80
4.2.5.5 Caracterização do Risco.....	82
CAPÍTULO V.....	85
<u>CONCLUSÕES</u> .....	85
CAPÍTULO VI.....	87
<u>RECOMENDAÇÕES</u> .....	87
CAPÍTULO VII.....	88
<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u> .....	88
ANEXO A.....	96
ANEXO B.....	102
ANEXO C.....	107
ANEXO D.....	112

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Fluxograma das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

Figura 2.2 – Rotas de exposição típicas em um derramamento sobre o solo

Figura 3.1 – Localização do Terminal de Barueri.

Figura 3.2 – Localização do Terminal de Cubatão.

Figura 3.3 – Fluxograma das etapas da metodologia RBCA.

Figura 4.1 – Caracterização da área do entorno do Terminal de Barueri.

Figura 4.2 – Coluna geológica local para o Terminal de Barueri.

Figura 4.3 – Distribuição das 26 sondagens e 11 poços de monitoramento na área do Terminal de Barueri.

Figura 4.4 – Mapa potenciométrico na área do Terminal de Barueri.

Figura 4.5 – Identificação das áreas vizinhas ao Terminal de Cubatão.

Figura 4.6 – Coluna geológica para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.7 – Distribuição das 51 sondagens e 11 poços de monitoramento na área do Terminal de Cubatão.

Figura 4.8 – Mapa potenciométrico na área do Terminal de Cubatão.

Figura 4.9 – Pontos de sondagem que apresentaram concentrações de hidrocarbonetos do petróleo em solo superiores aos padrões utilizados na Etapa 1 da avaliação de risco para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.10 – Pontos de sondagem que apresentaram concentrações de hidrocarbonetos do petróleo em água subterrânea superiores aos padrões utilizados na Etapa 1 da avaliação de risco para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.11 – Resultados da simulação do Benzo(a)pireno (Grupo 1) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.12 – Resultados da simulação dos HPAs (Grupo 2) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.13 – Resultados da simulação dos HPAs (Grupo 3) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.14 – Resultados da simulação dos HPAs (Grupo 4) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.15 – Resultados da simulação do Benzeno, Etilbenzeno e Fenantreno (Grupo 5) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.16 – Variação da concentração dos compostos químicos na água subterrânea ao longo do tempo para um receptor localizado a 110 m da fonte (Terminal de Cubatão).

Figura 4.17 – Resultados do cálculo do risco carcinogênico do benzeno e índice de perigo do etilbenzeno e fenantreno na água subterrânea próximo à fonte de contaminação para o Terminal de Cubatão.

Figura 4.18 – Resultado da simulação - mapa potenciométrico da água subterrânea para a área do Terminal de Cubatão.

Figura 4.19 – Pluma de contaminação do benzeno no décimo mês após a detecção da contaminação e o gráfico da variação da concentração do benzeno em função do tempo.

Figura 4.20 (a) – Gráfico da concentração em função do tempo para o Inspetor de ponto localizado a jusante da fonte de contaminação (IP-1).

Figura 4.20 (b) – Gráfico da concentração em função da distância para uma rota determinada ao longo da pluma de contaminação (Inspetor de polilinha – pl1).

Figura 4.21 – Pluma de contaminação do etilbenzeno no sexto mês após a detecção da contaminação e o gráfico da variação da concentração do etilbenzeno em função do tempo.

Figura 4.22 – Pluma de contaminação do fenantreno no terceiro mês após a detecção da contaminação e o gráfico da variação da concentração do fenantreno em função do tempo.



## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 2.1 – Classificação de compostos carcinogênicos segundo a U.S.EPA.

Tabela 3.1 – Compostos orgânicos e metais alvos da avaliação de risco.

Tabela 3.2 – Dados de entrada utilizados na simulação com o modelo RISC 4.03.

Tabela 3.3 – Principais parâmetros utilizados na simulação com o SCBR.

Tabela 4.1 – Fontes de contaminação presentes em solo e água subterrânea para o Terminal de Cubatão.

Tabela 4.2 – Rotas de exposição e receptores localizados dentro e fora do Terminal de Cubatão.

Tabela 4.3 – Dados específicos do trabalhador em exposição típica.

Tabela 4.4 – Rotas de exposição para a água subterrânea e receptores localizados dentro e fora do Terminal de Cubatão.

Tabela 4.5 – Resultados obtidos de condutividade e carga hidráulica.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC – Áreas Contaminadas

ADI – Método Alternating Direction Implicit

AP – Áreas Potencialmente Contaminadas

AS – Áreas Suspeitas de Contaminação

ASTM – American Society for Testing and Materials

BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xilenos

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo

D – Rota de Exposição Direta

EPI – Equipamentos de Proteção Individual

GLP – Gás Liquefeito de Petróleo

GPR – Ground Penetrating Radar

HPA – Hidrocarboneto Policíclico Aromático

I – Rota de Exposição Indireta

LCO – Light Cycle Oil

MEG – Mistura de Metanol, Etanol e Gasolina

MMOC – Método das Características Modificado

MOC – Método das Características

POE – Ponto de Exposição

PMB – Poço de Monitoramento de Barueri

PMT – Poço de Monitoramento de Cubatão

PRGs – Preliminary Remediation Goals (PRGs)

RBCA – Risk Based Corrective Action (Ação Corretiva Baseada no Risco)

RBSL – Risk Based Screening Level (Valores de Referência Baseados no Risco)

RfD – Reference Dose (Dose de Referência)

RISC – Risc Integrated Software for Cleanups

RMA – Resource Management Act (Lei de Gerenciamento de Recursos)

SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco

SDB – Sondagens do Terminal de Barueri

SDT – Sondagens do Terminal de Cubatão

SF – Slope Factor (Fator de Potência)

SSTL – Site Specific Target Levels (Valores específicos para o local)

SVOC – Composto orgânico semivolátil

TDI – Tolerable Daily Intake (Ingresso Diário Tolerável)

TPH – Total Petroleum Hydrocarbons (Hidrocarbonetos Totais de Petróleo)

TRD – Tolerable resorbed body dose

U.S.EPA – United States Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)

VOC – Composto orgânico volátil

VROM – Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda)

ZCS – Zona de Comércio e Serviços

ZPE – Zona de Preservação Ecológica

ZRA – Zona Residencial de Alta Densidade

ZUPI – Zona de Uso Predominantemente Industrial

**LISTA DE SÍMBOLOS**

$a_L$  – Dispersividade longitudinal

$a_T$  – Dispersividade transversal

$C$  – Concentração do soluto

$D$  – Coeficiente de difusão

$D_x$  – Dispersão hidrodinâmica

$D^*$  - Difusão molecular efetiva

$F$  – Fluxo de massa do soluto

$I$  – Recarga

$K$  – Condutividade hidráulica

$K_d$  – Coeficiente de distribuição

$N$  – Coeficiente químico específico

$R$  – Coeficiente de retardo

$S$  – Concentração sorvida por unidade de peso de sólido seco

$v_c$  – Velocidade de retardo do contaminante

$v_x$  – velocidade linear média (velocidade advectiva da água subterrânea)

$x$  – Distância ao longo da rota de fluxo

$\eta_e$  – Porosidade efetiva

$\eta$  – Porosidade

$\alpha_x$  – Dispersividade longitudinal

$\rho_b$  – Densidade aparente do aquífero

$\lambda$  – coeficiente de decaimento de 1ª ordem devido à biodegradação

$t$  – tempo de simulação

$H$  – Carga hidráulica

## RESUMO

A preocupação relacionada à contaminação da água subterrânea vem crescendo em áreas de produção, armazenamento e distribuição de petróleo e derivados em todo o país. Na tentativa de proteger a saúde da população exposta à contaminação, os órgãos de controle ambiental sugerem que a tomada de decisão sobre o gerenciamento ambiental de uma área impactada seja baseada em uma avaliação de risco. Este trabalho apresenta e discute as avaliações de risco realizadas nos terminais de armazenamento de petróleo de Barueri e Cubatão (SP – Brasil), onde foram adotados os procedimentos estabelecidos pela metodologia norte-americana RBCA (*Risk Based Corrective Action*). Foi estudada a necessidade da aplicação das diferentes etapas da metodologia RBCA, bem como, a comparação entre os modelos matemáticos utilizados. Foram assumidos como valores de referência, alerta e intervenção os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo. Os modelos matemáticos empregados nas avaliações de risco foram o RISC 4.03 e o SCBR 1.5 – Solução Corretiva Baseada no Risco. Os resultados indicaram que não foi necessária à implementação de medidas de remediação nas áreas dos Terminais de Barueri e Cubatão em função da inexistência de risco. Ainda assim, a presença de alguns contaminantes em amostras de solo e água subterrânea provenientes das áreas industriais indicou a necessidade de implementação de um programa de monitoramento nas áreas estudadas.

Palavras-chave: avaliação de risco, terminais de petróleo, metodologia RBCA, modelos matemáticos.

## ABSTRACT

The concern regarding groundwater contamination is increasing in areas of production, storage and distribution of petroleum and derivatives all over the country. In the attempt to protect the health of the population exposed to contamination, the Brazilian environmental agencies suggest that the decision-making process on the environmental management of a contaminated area be based on risk assessment. This work presents and discusses the risk assessments carried out in the Barueri and Cubatão storage of petroleum Terminals (SP – Brazil), where the procedures established by the North-American methodology RBCA (Risk-Based Corrective Action) have been adopted. The need of applying the different stages of the RBCA technology was studied, as well as the comparison between the mathematical models utilized. The *Screening Level Values for Soil and Groundwater of the State of São Paulo* (CETESB, 2001) has been used as reference, alert and intervention values. The mathematical models used for the risk assessment were RISC 4.03 and SCBR 1.5. The results indicated that the implementation of remediation measures was not necessary in the Barueri and Cubatão Terminals due to the inexistence of risk for the evaluated areas. Even so, the presence of some contaminants in soil and groundwater samples from industrial areas indicates the need for implementing a monitoring program in the areas under investigation.

Key-words: risk assessment, petroleum terminals, RBCA methodology, mathematics models.

## CAPÍTULO I

### INTRODUÇÃO

A contaminação do solo e das águas subterrâneas por derramamentos de petróleo e derivados é um problema que vem ganhando grande importância no Brasil nos últimos anos em função do aumento do número de áreas impactadas. Os terminais de petróleo lidam diariamente com a possibilidade de ocorrência de derrames acidentais inerentes às atividades de produção, armazenamento e transferência de petróleo e derivados. Na maioria dos casos, os derramamentos têm origem na imensa rede de dutos de distribuição e tanques de armazenamento. O rompimento de dutos que transportam dezenas de metros cúbicos de petróleo por dia, e o vazamento nos tanques de armazenamento em terminais podem liberar no meio ambiente quantidades significativas de petróleo e seus produtos, podendo causar a contaminação do solo, água e ar (PEDROZO et al., 2002).

O petróleo e seus derivados são constituídos por uma mistura complexa de mais de duas centenas de compostos químicos que resultam na liberação de grande variedade de substâncias no meio ambiente. Em função de suas características físico-químicas e das características do meio onde foram liberadas, são considerados contaminantes de interesse aqueles que oferecem perigo à saúde humana e ao meio ambiente. O conhecimento das características físico-químicas dos contaminantes é um importante fator para a avaliação de risco, uma vez que influenciam o movimento e o transporte dos contaminantes no meio ambiente (PEDROZO et al., 2002).

Apesar dos significativos avanços e melhorias implementados nas atividades de exploração, transporte e armazenamento de petróleo, essas atividades envolvem grandes riscos, como evidenciam os históricos de acidentes ambientais. No entanto, observa-se que nem todas as áreas contaminadas representam um risco para o meio ambiente ou à saúde humana. O risco só existirá se as concentrações de contaminantes excederem determinados limites considerados aceitáveis, se os receptores sensíveis fizerem parte do cenário e se as rotas de exposição forem completadas (CETESB, 2001b). Desta forma, a caracterização de uma área impactada em termos de uso e ocupação do solo, bem como o seu entorno, torna-se um aspecto fundamental para a avaliação de risco.

O risco à saúde humana pode ser definido como a possibilidade de um evento nocivo (morte, dano ou perda) ocorrer como resultado da exposição a agentes físicos ou químicos em condições específicas (UNEP/ IPCS, 1999). A estimativa do risco que os compostos químicos do petróleo em áreas impactadas podem oferecer a saúde humana e ao meio ambiente é baseada em um modelo conceitual de exposição. Este modelo é estabelecido através de um cenário que é composto pela fonte de contaminação, mecanismos de transporte e receptores. A fonte de contaminação representa a origem do derramamento, geralmente onde são encontradas as mais altas concentrações de contaminantes. Os mecanismos de transporte representam os processos de transferência de massa dos contaminantes através do solo, água e ar. No caso da água subterrânea, em função do fluxo do aquífero, os compostos dissolvidos são transportados através da zona saturada do solo formando plumas. As plumas de contaminantes podem então atingir receptores, como poços de captação ou recursos hídricos superficiais, localizados em uma posição à jusante da fonte de contaminação (U.S. EPA, 1997).

As dificuldades tecnológicas e econômicas associadas à remediação de solos e águas subterrâneas e a falta de critérios de qualidade ambiental que levem em consideração fatores específicos do local contaminado têm dificultado tanto as ações dos órgãos de controle ambiental como a das partes responsáveis pela contaminação. Em função da necessidade da implantação de regras específicas para solos e águas, o Brasil, seguindo o exemplo de países industrializados da América do Norte e da Europa, desenvolveu metodologias de avaliação de áreas impactadas que levam em consideração análises de risco como ferramenta de tomada de decisão. Deste modo, os padrões são estabelecidos considerando as condições e os riscos do local contaminado (CORSEUIL, 1997). O desenvolvimento de instrumentos legais como o Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB, 2001) têm exigido um encaminhamento efetivo para o controle da poluição por petróleo e seus derivados.

A análise de risco representa uma das etapas mais importantes do gerenciamento ambiental de áreas impactadas ou de áreas potencialmente perigosas à saúde humana em relação à liberação de compostos químicos no meio ambiente. A tomada de decisão baseada no risco permite avaliar a necessidade de aplicação de ações corretivas adequadas ao local em função do risco real ou potencial de uma área específica, possibilitando, assim, uma melhor alocação dos recursos para remediação, garantindo a proteção da saúde humana e do meio ambiente.



## **OBJETIVO GERAL**

O objetivo geral deste trabalho é avaliar o risco à saúde humana e ambiental em terminais de armazenamento e distribuição de petróleo e derivados com vistas à determinação e análise de possíveis áreas impactadas devido à presença de hidrocarbonetos do petróleo e metais no solo e na água subterrânea.

## **Objetivos Específicos**

Os objetivos específicos são os seguintes:

- » Apresentar como estudos de caso as avaliações de risco à saúde humana e ambiental nos Terminais de Barueri e Cubatão localizados no Estado de São Paulo;
- » Identificar a necessidade da aplicação das diferentes etapas da metodologia norte-americana ASTM E1739 – 95 *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action (RBCA) Applied at Petroleum Release Sites* nas avaliações de risco dos terminais estudados;
- » Avaliar as vantagens e desvantagens de modelos matemáticos uni e bidimensionais de avaliação de risco para o transporte e destino de contaminantes em águas subterrâneas nos terminais de armazenamento de petróleo e derivados.

## CAPÍTULO II

### REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### *2.1 METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO*

A determinação de um risco específico pela exposição a determinadas substâncias ou perigo é chamada avaliação de risco. O objetivo da avaliação de risco é identificar e medir o risco de determinada substância presente em um dado nível de exposição. Especificamente, o Departamento de Serviços Humanos e de Saúde dos Estados Unidos define avaliação de risco como a “estimativa qualitativa ou quantitativa da probabilidade de um efeito adverso que pode resultar da exposição a perigos à saúde humana ou como resultado da ausência de influências benéficas” (ISRAEL, 1995).

Enquanto a avaliação de risco tem sido uma ferramenta para tomada de decisão nas agências norte-americanas desde 1970, a técnica tornou-se mais difundida e sofisticada após a decisão da Suprema Corte dos Estados Unidos sobre o benzeno em 1980. O benzeno, substância utilizada na indústria petroquímica, é associado a efeitos adversos à saúde como a leucemia, alterações cromossômicas e desordens não malignas do sangue (ISRAEL, 1995).

Dos anos 60 até a metade dos anos 80, os padrões de proteção ambiental eram mais rigorosos na América do Norte do que na Europa. De acordo com um abrangente estudo para a regulamentação de compostos químicos publicado em 1985, os Estados Unidos, a Grã-Bretanha, a França e a Alemanha, compuseram documentos similares para o controle de substâncias capazes de causar câncer em seres humanos. A Corte dos Estados Unidos permitiu a EPA estabelecer padrões rigorosos para vários poluentes tóxicos na água embora a Agência de Proteção Ambiental Americana não pudesse produzir evidências que estes poluentes apresentassem perigo à saúde pública (VOGEL, 2004).

Um número crescente de políticas ambientais, de segurança e saúde vem crescendo significativamente na Europa desde a metade dos anos 80, quando foi adotada a avaliação de risco ambiental. Atualmente, as regulamentações referentes ao risco são muito semelhantes nos Estados Unidos e na Europa (VOGEL, 2004).

### 2.1.1 Metodologia RBCA

A metodologia RBCA de avaliação de risco compõe uma seqüência lógica de procedimentos e decisões a serem tomadas, desde a suspeita da contaminação até a definição de estratégias de gerenciamento de risco. Estes procedimentos são organizados em etapas que, inicialmente consideram os padrões genéricos estabelecidos pela legislação. À medida que novas etapas são realizadas, a avaliação torna-se mais refinada, sendo consideradas as características específicas do local como a geologia, geoquímica e hidrogeologia. A avaliação de risco pode ser utilizada em áreas potencialmente perigosas, em caráter preventivo, ou em áreas impactadas, para auxiliar na definição das ações corretivas (ASTM, 1995).

A metodologia RBCA foi baseada nos procedimentos estabelecidos pela metodologia descrita na norma norte-americana ASTM E1739 – 95 *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action (RBCA) Applied at Petroleum Release Sites*, desenvolvida pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM), para áreas com problemas de contaminação por hidrocarbonetos derivados de petróleo. A metodologia RBCA é um processo de tomada de decisão à contaminação de solos e águas subterrâneas, baseados na proteção à saúde humana e ao meio ambiente (ASTM, 1995).

Segundo esta metodologia, para que um efeito adverso à saúde ocorra são necessários três elementos: a fonte de contaminação, mecanismos de transporte e receptores. O contaminante pode atingir o receptor por diversas maneiras, denominadas rotas de exposição. A metodologia RCBA considera as rotas, ingestão de água e solo contaminados, inalação de vapores e material particulado e contato dérmico com o solo e água subterrânea (ASTM, 1995).

Na Etapa 1, a avaliação de risco é realizada através da comparação das concentrações dos contaminantes medidas na fonte com valores de referência baseados no risco (*RBSL – Risk Based Screening Levels*). Os RBSL são padrões conservadores que consideram as vias de exposição ingestão de água e solo e vegetais cultivados na área contaminada, inalação de material particulado e vapores, e o contato dérmico com solo, poeira e com a água subterrânea. Nesta etapa é considerado que o ponto de exposição (POE) está sobre a fonte e que não é necessária à utilização de parâmetros específicos do local. Se a Etapa 1 não for suficiente para apontar resultados satisfatórios em relação à proteção à saúde humana, deve ser realizada a Etapa 2 (ASTM, 1995).

Na Etapa 2, o risco é determinado considerando as características específicas do local. Nesta Etapa o ponto de exposição pode estar sobre a fonte ou afastado desta. Os modelos matemáticos de transporte e transformação de contaminantes utilizados nesta etapa, na grande maioria unidimensionais e de solução analítica, permitem a avaliação do deslocamento dos contaminantes em relação aos pontos de exposição. Estas concentrações simuladas serão então comparadas com os níveis de avaliação específicos para o local (*SSTL – Site Specific Target Levels*). Se os resultados desta etapa indicarem riscos superiores aos limites estabelecidos, deverão ser adotadas medidas para controle do risco ou a realização da Etapa 3 (ASTM, 1995).

Na Etapa 3 é recomendada a coleta de dados ainda mais específicos do local e da população exposta, o que permite a avaliação mais aprofundada do cenário de risco potencial. Neste caso, são realizadas simulações do transporte e transformação de contaminantes através de modelos matemáticos mais sofisticados do que os modelos unidimensionais e de solução analítica (ASTM, 1995).

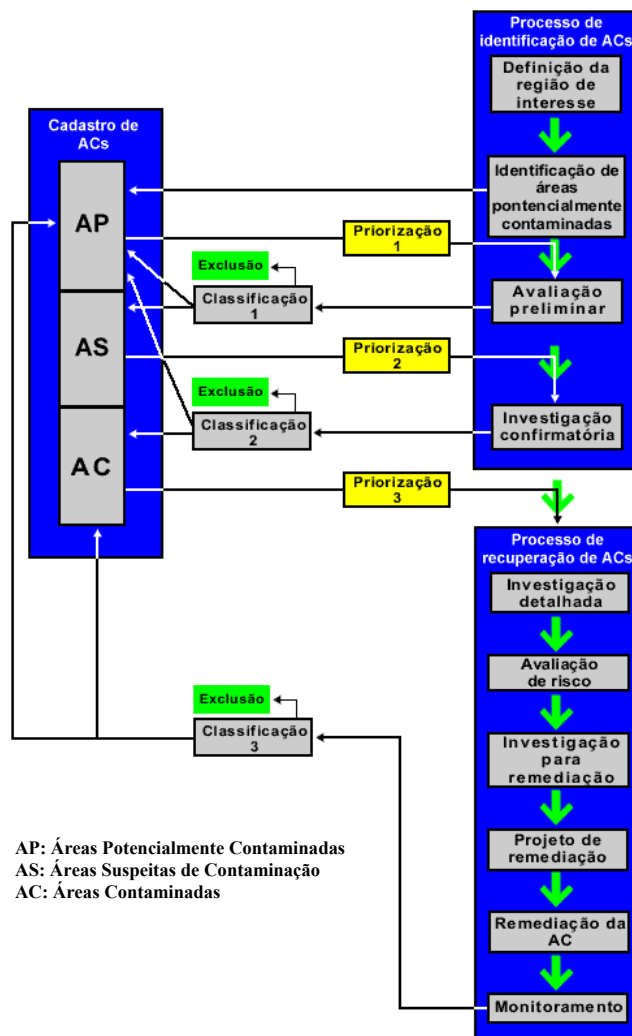
### **2.1.2 Metodologia de Gerenciamento de Áreas Contaminadas – CETESB**

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, a CETESB, responsável pelas ações de controle ambiental e preocupada com os problemas de áreas contaminadas no Estado de São Paulo tem desenvolvido o “Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas”. A metodologia da CETESB fundamenta-se em etapas seqüenciais em que a informação obtida em cada etapa é a base para a execução da etapa posterior, tornando-se progressivamente mais específicas e complexas, exigindo um maior grau de detalhamento do local avaliado (CETESB, 2001b). Para esta metodologia é utilizada a Lista de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas estabelecida pela CETESB em 2001. A lista é composta de valores de referência de qualidade, valores de alerta com caráter preventivo e valores de intervenção (CETESB, 2001a). Somente os valores de intervenção são utilizados na metodologia da CETESB, pois, uma vez confirmada a contaminação, inicia-se um processo de investigação detalhada e uma avaliação de risco específica para o local, quando então será definida a necessidade de remediação (CETESB, 2001b).

A metodologia do gerenciamento de áreas contaminadas é definida pelo processo de identificação, com o objetivo principal de localizar as áreas contaminadas, e pelo processo de

recuperação, cujo objetivo é a adoção de medidas corretivas para recuperação das áreas (CETESB, 2001b). A Figura 2.1 apresenta o fluxograma das seqüências das etapas de gerenciamento.

O processo de identificação de áreas contaminadas é constituído de quatro etapas: definição da região de interesse, identificação de áreas potencialmente contaminadas, avaliação preliminar e investigação confirmatória. Na etapa de definição da região de interesse são definidos os limites da região a ser estudada considerando os principais bens a proteger. Na etapa da identificação de áreas potencialmente contaminadas são identificadas às áreas existentes na região de interesse onde são ou foram manipuladas substâncias, cujas características físico-químicas, biológicas e toxicológicas possam causar perigo. As áreas identificadas nessa etapa entram no Cadastro de Áreas Contaminadas, recebendo a classificação AP. A etapa da avaliação preliminar é um diagnóstico inicial das áreas potencialmente contaminadas. A execução desta etapa possibilita estabelecer o modelo conceitual e verifica a necessidade da adoção de medidas emergenciais. O término desta etapa possibilita uma nova classificação para a área, a qual pode permanecer como AP, ser identificada como AS ou ser excluída do cadastro em função das evidências quanto a sua não contaminação. A etapa de investigação confirmatória encerra o processo de identificação e seu objetivo principal é confirmar ou não a existência de contaminação nas áreas suspeitas, identificadas na etapa de avaliação preliminar. As AS avaliadas na etapa de investigação confirmatória podem receber nova classificação. Aquelas classificadas como AC deverão ser incluídas no processo de recuperação (CETESB, 2001b).



**Figura 2.1** – Fluxograma das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas.  
Fonte: CETESB. (2001b, 1100, p. 3).

O processo de recuperação é constituído de seis etapas. A etapa de investigação detalhada é a primeira do processo de recuperação e tem o objetivo de quantificar a contaminação. A etapa seguinte é a avaliação de risco, onde é realizada a quantificação do risco gerado pela área contaminada. A terceira etapa é a investigação para remediação onde são selecionadas dentre as várias opções de técnicas existentes, as possíveis, apropriadas e legalmente permissíveis para o caso considerado. A seguir o projeto de remediação proposto é submetido ao órgão de controle ambiental para avaliação. A etapa de monitoramento é realizada continuamente durante as ações de remediação, por período de tempo a ser definido pelo órgão de controle ambiental. A partir dos resultados obtidos nesse monitoramento, a área poderá ser classificada como AP, caso a

contaminação tenha sido removida e continue existindo uma atividade potencialmente contaminadora na área; como AC, caso continue existindo contaminação na área; ou a área poderá ser excluída do cadastro, caso a contaminação seja removida e não exista uma atividade potencialmente contaminadora na área (CETESB, 2001b).

### **2.1.3 Metodologias de avaliação de risco utilizadas em outros países**

#### *2.1.3.1 Holanda*

A Holanda foi o primeiro país a estabelecer níveis de intervenção, considerando a multifuncionalidade do solo. De acordo com este princípio de multifuncionalidade, foi promulgada em 1983 uma lista de valores, freqüentemente referida como “Lista Holandesa”, como guia de avaliação e remediação de locais contaminados. Em 1987, a “Lei de Proteção do Solo” foi promulgada pelo Governo Federal. Em atendimento a esta lei, em 1994 o Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM) publicou uma proposta de novos valores de orientação (VROM, 1988; VROM, 1994).

Os valores foram estabelecidos para aproximadamente cem substâncias para o solo e água subterrânea, e foram relacionados à porcentagem da matéria orgânica e da argila no solo (FERGUSON, 1999). Os valores de intervenção foram baseados em avaliações de risco, considerando os efeitos toxicológicos em humanos e critérios ecotoxicológicos. Para substâncias não carcinogênicas, o nível de risco máximo tolerável, considerando-se a saúde humana, é determinado pelo Ingresso Diário Tolerável (*Tolerable Daily Intake - TDI*). O TDI pode ser estimado a partir de estudos epidemiológicos sobre toxicologia humana ou animal em laboratório. Este valor descreve a exposição máxima tolerável em base diária. Para substâncias carcinogênicas, admite-se um risco para a saúde humana de  $10^{-4}$ , ou seja, a possibilidade de ocorrer um caso adicional de câncer em cada 10.000 pessoas, para uma exposição de longo termo (VROM, 1988; VROM, 1994).

A metodologia holandesa adota o critério da multifuncionalidade do solo onde, além do risco à saúde humana, considera-se também o risco ambiental. A estratégia de gerenciamento adotada depende das circunstâncias do local, mas deve sempre ser focada na prevenção da dispersão do contaminante, na redução de riscos e na melhoria da qualidade do solo. Os fatores sociais e econômicos influenciam também na maneira como a contaminação do solo é

monitorada. Os objetivos da qualidade do solo baseados no risco são um instrumento importante na política holandesa do solo, especialmente em relação à limpeza de solos contaminados (FERGUSON, 1999).

#### 2.1.3.2 Alemanha

Em fevereiro de 1998 foi ratificada na Alemanha a “Lei Federal de Conservação do Solo”, onde os padrões para a remediação do solo em partes diferentes da Alemanha foram substituídos por critérios uniformes nacionais para a avaliação de risco. Os procedimentos envolvem a identificação e o registro de locais suspeitos de contaminação, a investigação e avaliação de risco e a remediação e/ou monitoramento. A avaliação de risco é estudada caso a caso e as decisões dependem do tipo de uso do solo, do grau e da extensão da poluição, dos receptores e das rotas de exposição (FERGUSON, 1999).

Foram estabelecidos valores orientadores genéricos para solos (valor gatilho, valor de ação e valor de precaução) com base no cálculo da exposição estimada, devido ao contato direto com o solo, para crianças em parques infantis, áreas residenciais e parques públicos e para adultos no cenário industrial/comercial. Para contaminantes não carcinogênicos, utilizou-se como dose tolerável o TRD (*Tolerable resorbed body dose*), que para algumas substâncias, diferem dos valores estabelecidos pela Holanda para ingresso diário tolerável, o TDI. Para calcular a dose tolerável para substâncias carcinogênicas, admitiu-se um risco de  $10^{-5}$  para cada via de exposição (FERGUSON, 1999; BACHMANN, 2000).

#### 2.1.3.3 Reino Unido

A Lei de Proteção Ambiental do Reino Unido, criada em 1990, fornece um novo regime para o controle de ameaças específicas à saúde e ao meio ambiente devido à existência de locais contaminados. Os locais contaminados são identificados com base na avaliação de risco. O Reino Unido segue o conceito extensamente reconhecido de fonte – rotas de exposição – receptores para avaliar os riscos de um local contaminado. As propostas atuais descrevem locais específicos, como locais contaminados que causam grave poluição na água subterrânea, áreas difíceis de remediar devido à presença de determinadas substâncias e áreas já regulamentadas pela Agência Ambiental (FERGUSON, 1999).



O Reino Unido teve uma política de uso do solo focada na avaliação e remediação do solo contaminado por um longo período. Hoje, esta política está mais baseada no risco do que era no passado. Agora, a maioria dos países está implementando ou considerando as políticas que relacionam a necessidade de ações corretivas para o uso real ou futuro do solo, além de um crescente interesse em pesquisas que relacionam a poluição do solo, a capacidade de uso do solo e a proteção dos recursos d'água (FERGUSON et al, 1998).

#### *2.1.3.4 Nova Zelândia*

Com a introdução da “Lei de Gerenciamento de Recursos” (*Resource Management Act – RMA*) em 1991, as indústrias de óleo da Nova Zelândia enfrentaram novas regulamentações em relação à qualidade da água, a existência de tanques subterrâneos nos postos de serviço, aos métodos analíticos para medição dos níveis de contaminação e principalmente ao gerenciamento de locais contaminados. Em 1993 foi realizado um encontro entre as indústrias do óleo e uma Comissão do Governo, na qual foram discutidas prioridades e metas para alcançar as novas regulamentações para controlar os efeitos adversos ao meio ambiente. Nos anos seguintes foram desenvolvidos guias de análise e gerenciamento de risco para áreas contaminadas visando à proteção à saúde humana e uma pequena ênfase a análise de risco ecológico (MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, 1999).

Em outubro de 2000, o Conselho de Conservação Ambiental e o Conselho de Gerenciamento de Recursos e Agricultura da Austrália e Nova Zelândia atualizaram o Guia para a Qualidade da Água. Este guia forneceu ferramentas para avaliar e controlar a qualidade da água em recursos de água naturais e seminaturais. Os estudos atuais realizados pelo Ministério do Meio Ambiente avaliam os efeitos dos compostos organoclorados nos ecossistemas da Nova Zelândia (CRIs, 2004).

## **2.2 ETAPAS DA AVALIAÇÃO DE RISCO**

Conforme estabelecido pela ASTM E1739-95 e pela U.S. EPA (1989), a Avaliação de Risco é baseada em quatro fases principais: Coleta e Análise de Dados, Avaliação da Exposição, Avaliação da Toxicidade e Caracterização do Risco.

### **2.2.1 Coleta e Análise de Dados**

Em geral, os dados necessários para uma avaliação de risco incluem: a identificação dos contaminantes; a concentração dos contaminantes na fonte e na região de interesse; as características das fontes, especialmente informações relacionadas a derrames potenciais; e as características da área que podem afetar o destino, o transporte e a persistência dos contaminantes no meio. As características do local (movimento da água subterrânea, características da água e do solo, etc.) e a natureza e extensão da contaminação são determinadas através da amostragem e análise das fontes e meios potencialmente contaminados. Após a coleta de dados, estes devem ser revisados para identificar valores exatos e confiáveis para quantificar o risco. Todos os resultados da análise de investigação ambiental da área impactada devem ser avaliados para identificar os compostos químicos potenciais. Os modelos de destino e transporte de contaminantes são frequentemente utilizados para complementar os dados de monitoramento para a estimativa das concentrações de exposição (U.S.EPA, 1989; ASTM, 1995).

### **2.2.2 Avaliação da Exposição**

A avaliação da exposição tem como objetivo estimar a magnitude real e/ou potencial a exposição humana, a frequência e a duração desta exposição e as rotas pela qual o homem está potencialmente exposto. Os resultados da avaliação da exposição são combinados com as informações toxicológicas específicas de cada composto para caracterizar os riscos potenciais. A avaliação da exposição é definida através da caracterização do cenário de exposição, da identificação dos caminhos de exposição e da quantificação da exposição (U.S.EPA, 1989; ASTM, 1995). A Figura 2.2 ilustra as principais vias de exposição relacionadas ao solo, ar e água subterrânea.

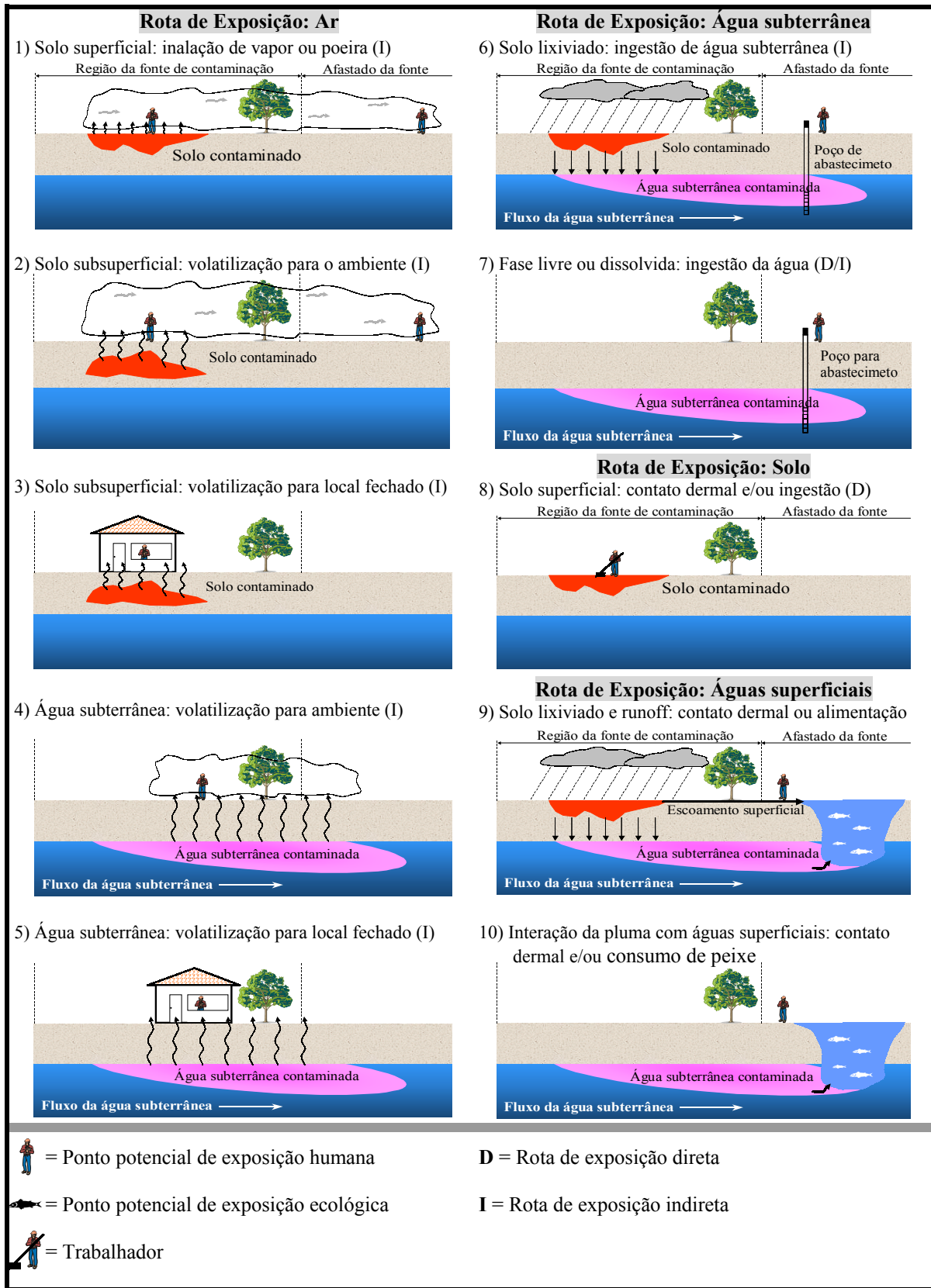


Figura 2.2 - Rotas de exposição típicas em um derramamento sobre o solo. (Fonte: adaptado de ASTM, 1995).

### *2.2.2.1 Caracterização do cenário de exposição*

Considera as características físicas do cenário de exposição e as características da população exposta. As características físicas do cenário incluem clima, meteorologia, geologia da área, vegetação, tipo de solo, hidrologia da água subterrânea e a localização e descrição das águas de superfície. A caracterização da população é definida através da localização da população potencialmente exposta, do uso atual da área e da presença de subgrupos sensíveis. O uso atual da área é determinado pelas atividades desenvolvidas e pode ser classificado em residencial, industrial, de recreação ou para a agricultura. Os subgrupos sensíveis podem ser identificados pelo aumento à sensibilidade (crianças, idosos, mulheres grávidas, enfermeiras e indivíduos com doenças crônicas), comportamentos que podem resultar em altas exposições (crianças em contato com o solo e indivíduos que ingerem grandes quantidades de peixes ou grãos nos arredores da área contaminada) e/ou exposições atuais ou passadas de outras fontes (indivíduos expostos durante atividades ocupacionais e moradores de áreas industriais).

### *2.2.2.2 Identificação dos caminhos de exposição*

Os caminhos de exposição consistem de quatro elementos: fonte, mecanismo de transporte, ponto de exposição e rota de exposição. Para determinar possíveis fontes de contaminação é necessária a avaliação de todos os dados e descrições da área. A análise do destino e do transporte dos contaminantes nesta etapa não representa uma avaliação quantitativa da concentração dos compostos químicos, mas identifica os meios contaminados ou os meios que podem receber a contaminação. A análise dos valores de referência utilizando dados avaliados e cálculos simplificados ou modelos analíticos podem ajudar nesta avaliação qualitativa. As propriedades físico-químicas e ambientais dos contaminantes são requeridas nesta fase. Após a identificação dos meios contaminados, procede-se à determinação das populações potencialmente expostas. Na seqüência, identificam-se as prováveis rotas de exposição (ingestão, inalação, contato dermal) baseadas no meio contaminado e nas atividades exercidas nos pontos de exposição.

### *2.2.2.3 Quantificação da exposição*

Esta última etapa da avaliação da exposição é conduzida para estimar as concentrações de exposição, para então serem quantificados valores específicos para cada caminho de exposição

em função do tempo e peso corpóreo. As concentrações de exposição podem ser estimadas utilizando apenas os dados de monitoramento ou a combinação destes com modelos de destino e transporte de contaminantes. O fator mais importante na determinação da concentração é a qualidade e quantidade de dados disponíveis da área. Em geral, um grande número de dados sustentará o uso de um modelo matemático mais sofisticado. Para estimar as quantidades ingeridas por indivíduo para todas as rotas de exposição possíveis faz-se o uso de equações matemáticas. Os valores máximos de exposição são estimados individualmente para cada caminho de exposição. Se a população estiver exposta a mais de um caminho de exposição, a combinação dos valores deve representar a concentração máxima de exposição.

### **2.2.3 Avaliação da Toxicidade**

A avaliação da toxicidade envolve a determinação de possíveis efeitos associados à exposição a determinados compostos químicos e o nível de exposição tolerável sem riscos apreciáveis de efeitos adversos à saúde humana (MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, 1999; U.S.EPA, 1989). A avaliação da toxicidade é geralmente realizada em duas etapas: caracterização do perigo e avaliação dose-resposta (U.S.EPA, 1989). A caracterização do perigo é um processo utilizado para determinar se a exposição a um agente pode causar um aumento na incidência de efeitos adversos à saúde humana. E a avaliação dose-resposta é usada para identificar a “dose segura” ou o “nível tóxico” de determinado efeito adverso e caracterizar a relação entre a dose de contaminante administrada ou recebida e a incidência de efeitos adversos à população exposta (U.S.EPA, 1989; ASTM, 1995). Os fatores dose – resposta são usados para caracterizar esta relação entre o nível de exposição e a probabilidade de um efeito adverso (MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, 1999; U.S.EPA, 1989; ASTM, 1995). Esses valores de toxicidade são utilizados na etapa de caracterização do risco para estimar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos em humanos em diferentes níveis de exposição (U.S.EPA, 1989).

Os fatores dose – resposta utilizados são o fator de potência (*SF – slope factor*) e a dose de referência (*RfD – reference dose*). O fator de potência é utilizado para estimar o risco causado pela exposição diária de um composto tóxico durante toda a vida. A dose de referência é uma estimativa do nível de exposição diária a um composto ingerida durante toda a vida sem efeitos adversos à saúde (MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, 1999; U.S.EPA, 1993). Para a

maioria dos efeitos tóxicos há um valor limite estabelecido, onde se considera que exista uma dose abaixo da qual efeitos adversos não são observados. Para outros tipos de efeitos tóxicos – mutagênicos e carcinogênicos genotóxicos – não há limite de tolerância, assume-se a probabilidade de ocorrência de dano em qualquer nível de exposição. Para os compostos carcinogênicos é utilizado o fator de potência e para os não carcinogênicos o parâmetro utilizado é a dose de referência (WHO, 1999). Exposições superiores aos fatores dose-resposta podem representar risco à saúde humana, no entanto, deve-se considerar que as estimativas assumidas para estes fatores são altamente conservativas (ASTM, 1995).

A U.S.EPA (1989) estabelece uma classificação para os compostos químicos em função da sua carcinogenicidade, efetuada com base em estudos toxicológicos em seres humanos e animais. A Tabela 2.1 caracteriza os grupos dos compostos químicos de interesse em relação ao seu potencial carcinogênico. Os fatores de potência são calculados para carcinogênicos potenciais das classes A, B e C.

**Tabela 2.1** – Classificação de compostos carcinogênicos segundo a U.S.EPA.

<i>Grupo</i>	<i>Classificação</i>
A	Carcinogênico humano
B1 ou B2	Provável carcinogênico humano
B1	Compostos onde os dados disponíveis para humanos são limitados
B2	Compostos onde os dados são suficientes para animais, mas inadequados ou inexistentes para humanos
C	Possível carcinogênico humano
D	Não classificável como carcinogênico humano
E	Evidencia não carcinogenicidade em humanos

Fonte: U.S.EPA, 1989.

Para a avaliação de risco à saúde humana em derramamentos de petróleo e derivados é recomendada a investigação da presença de hidrocarbonetos de petróleo e alguns metais. Portanto, os compostos químicos alvos das avaliações de risco apresentadas neste trabalho são os hidrocarbonetos do petróleo, que inclui os HPAs (*hidrocarbonetos policíclicos aromáticos*) e os BTEX (*benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos*), e os metais arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, níquel, vanádio e zinco.

### 2.2.3.1 Hidrocarbonetos do petróleo

#### 2.2.3.1.1 HPA

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (*HPAs*) constituem uma família de compostos químicos, caracterizada por possuírem dois ou mais anéis aromáticos condensados. Os HPAs formam um grupo vasto e heterogêneo, sendo que os compostos mais tóxicos conhecidos desta família são as moléculas formadas por quatro a sete anéis. Estas substâncias têm ampla distribuição e são encontrados como constituintes de misturas complexas em todos os compartimentos ambientais (NETTO, 2000).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são os produtos primários formados durante a combustão incompleta de substâncias orgânicas, como carvão, madeira, óleos, petróleo e lixo. O movimento dos HPAs no meio depende de propriedades como a solubilidade e a volatilidade. Estas substâncias são pouco solúveis em água, e demonstram grande afinidade às gorduras. Os HPAs são classificados segundo sua volatilidade como compostos orgânicos semivoláteis (*SVOCs*). A volatilidade dos HPAs varia com o peso molecular do composto, sendo que os HPAs de pesos moleculares mais baixos são mais voláteis. Na atmosfera, os HPAs podem ser encontrados tanto na fase gasosa quanto adsorvidos no material particulado. No solo, estes compostos encontram-se adsorvidos no material constituinte, mas podem contaminar a água subterrânea (ATSDR, 1995).

Devido ao seu caráter lipofílico, os HPAs e seus derivados podem ser absorvidos pela pele, por ingestão ou por inalação, sendo rapidamente distribuídos pelo organismo. De maneira geral, tanto os HPAs quanto seus derivados estão associados ao aumento da incidência de diversos tipos de cânceres no homem. Quando absorvidos diretamente da fase gasosa, os HPAs são rapidamente metabolizados e eliminados pelo organismo. Entretanto, quando estão associados a partículas respiráveis, esta eliminação é bem mais demorada podendo levar semanas. Por serem rapidamente metabolizados nos tecidos corpóreos, a bioacumulação não é observada, mesmo nos tecidos ricos em gorduras. As maiores rotas de eliminação destas substâncias após metabolismo hepático são as fezes e a urina (NETTO, 2000).

A U.S.EPA identifica 16 HPAs como poluentes primários, sendo que 7 são classificados como prováveis carcinogênicos humanos: benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno(123-CD)pireno e o dibenzo(ah)antraceno. Estes

compostos são classificados segundo a U.S.EPA como sendo do Grupo B2, indicados como carcinogênicos em algumas espécies animais. Vários tipos de cânceres em humanos têm sido associados a misturas de HPAs que contenham estes compostos, no entanto, não é possível concluir que estes compostos individualmente sejam os agentes responsáveis por estes efeitos. O criseno tem sido encontrado em carcinomas na pele e linfomas malignos em ratos, enquanto o benzo(a)pireno tem sido indicado como carcinogênico em espécies de roedores e diversos primatas. Os sete HPAs classificados como prováveis carcinogênicos humanos também estão associados a mutações genéticas em bactérias e em diversos tipos de cultura de células de mamíferos (U.S.EPA, 2004b).

#### 2.2.3.1.2 BTEX

Os compostos BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) são compostos monoaromáticos caracterizados por possuírem uma única estrutura cíclica insaturada. Cada um dos compostos deste grupo são classificados como compostos orgânicos voláteis (*VOCs*), apresentam fácil absorção, são comumente metabolizados e não persistem no corpo por longos períodos de tempo (ATSDR, 2001). Dos compostos presentes na gasolina, os hidrocarbonetos monoaromáticos de maior importância ambiental são os compostos BTEX. Estes compostos têm maior potencial de contaminação da água subterrânea devido à alta solubilidade em água em relação aos demais hidrocarbonetos do petróleo, portanto, são os contaminantes que primeiro irão atingir o lençol freático. Este potencial contaminante é ainda favorecido pela presença do etanol na gasolina brasileira, que como co-solvente proporcionará um aumento da concentração destes contaminantes na água subterrânea. Os compostos BTEX também podem oferecer risco de contaminação do ar por serem muito voláteis e particionarem-se rapidamente para a fase gasosa em função da alta pressão de vapor (CORSEUIL & FERNANDES, 1999).

#### » Benzeno

Segundo a U.S.EPA, o benzeno é classificado como sendo do Grupo A, carcinogênico humano, e a sua toxicidade pode aumentar na presença de etanol. Uma exposição aguda por inalação pode interferir no sistema neurológico causando sonolência, tontura, dores de cabeça e inconsciência. Se ingerido em grandes quantidades pode causar vômitos, tonturas e convulsões. Exposição



ao líquido ou vapor pode irritar olhos, pele e aparelho respiratório. Diversos estudos sugerem que o benzeno pode prejudicar a fertilidade de mulheres expostas a altas doses e causar efeitos adversos em fetos, como atraso na formação óssea e danos na medula óssea. Uma exposição crônica ao benzeno causa aberrações cromossômicas numéricas e estruturais em humanos (U.S.EPA, 2004b). O benzeno é reconhecidamente o mais tóxico de todos os BTEX, podendo causar leucemia (câncer dos tecidos que formam os linfócitos do sangue), se ingerida, mesmo em baixas concentrações durante períodos não muito longos de tempo. E uma exposição aguda (altas concentrações em curtos períodos) a esta substância, quer seja por inalação ou ingestão pode causar até mesmo a morte de uma pessoa (SILVA et al, 2002).

» Etilbenzeno

O etilbenzeno é classificado como sendo do Grupo D, não apresentando evidências de carcinogenicidade em humanos. Uma exposição aguda por inalação pode afetar o sistema respiratório causando irritação na garganta e contrações no peito, irritação nos olhos e afetar o sistema neurológico causando tonturas. Exposições crônicas por inalação em humanos têm mostrado resultados conflitantes em relação ao efeito do etilbenzeno no sangue; enquanto que estudos em animais indicaram efeitos no sangue, fígado e rim (U.S.EPA, 2004b).

» Tolueno

O sistema nervoso central (SNC) é o órgão alvo da toxicidade do tolueno em humanos e animais devido a exposições agudas ou crônicas. Disfunções no SNC (em muitos casos reversíveis) e narcoses são frequentemente observadas em exposição aguda por inalação, causando fadiga, sonolência, dores de cabeça e enjoos. Altos níveis de exposição podem causar depressão do SNC e até mesmo a morte de um indivíduo. Uma exposição aguda também pode causar arritmia cardíaca. Altos níveis de exposição crônica afetam o SNC, causando sonolência, ataxia, tremores, atrofia cerebral, nistagmos e danos na fala, audição e visão. A inalação crônica causa irritação no aparelho respiratório e olhos, dor de garganta, tontura, dor de cabeça e insônia. Apesar da alta toxicidade do tolueno não há evidências de carcinogenicidade em humanos, classificado como sendo do Grupo D (U.S.EPA, 2004b).

#### » Xilenos

Os xilenos são facilmente absorvidos por inalação e ingestão, e metabolizados inicialmente pelo fígado. Quando em contato com o organismo, os xilenos apresentam maior afinidade com tecidos ricos em lipídio, como os tecidos adiposos e o cérebro. Exposições crônicas por inalação indicam danos neurológicos, enquanto que exposições agudas causam danos neurológicos reversíveis e irritação nos olhos e garganta. Em geral, estes efeitos agudos são mais pronunciados a altos níveis de exposição. Dados em humanos e animais são inadequados para avaliar os efeitos potenciais entre a exposição ao xileno e o câncer, portanto, os xilenos são compostos pertencentes ao Grupo D (U.S.EPA, 2003).

#### 2.2.3.2 Metais

Os problemas associados à contaminação por metais pesados têm recebido destaque especial em vários países do mundo. Os metais podem ser encontrados naturalmente em diversos compartimentos ambientais. Elementos como o arsênio, cádmio, cobre, cromo, mercúrio, manganês, níquel, vanádio e zinco são encontrados no solo, água e ar. Os elementos cromo e níquel também podem ser encontrados em plantas e em gases e poeiras vulcânicas. O vanádio e o níquel compõem o petróleo em baixas concentrações e o elemento manganês pode ser utilizado como aditivo na gasolina. Alguns compostos que contêm chumbo, como o chumbo tetra-etila, foram utilizados como aditivo na gasolina por muitos anos. Em meados da década de 90, a sua utilização foi proibida nos Estados norte-americanos, uma vez que grandes quantidades de chumbo eram liberadas para o meio ambiente (ATSDR, 2004). O chumbo é altamente tóxico à vida aquática, podendo contaminar a água com seus compostos orgânicos, afetar o solo e, por percolação, degradar a qualidade da água do lençol freático (BR, 2004).

A exposição a estes compostos pode causar desde efeitos irritativos e narcóticos até câncer, dependendo do grau de exposição e do potencial toxicológico do composto. Os efeitos agudos e crônicos podem envolver diversos órgãos incluindo o sistema respiratório, gastrintestinal, cardiovascular, problemas de pele, desordens neurológicas, problemas renais, mau funcionamento geral do corpo, inibição de enzimas, mudanças morfológicas e até morte. Quanto

à carcinogenicidade, o arsênio inorgânico e o  $\text{Cr}^{6+}$  são classificados segundo a U.S.EPA como sendo do Grupo A, carcinogênico humano. Os metais cádmio e chumbo não apresentam indícios de carcinogenicidade para seres humanos, mas há evidências suficientes em animais, sendo classificados no Grupo B2. Para os elementos cobre, cromo, manganês, mercúrio e zinco não há evidências de carcinogenicidade, sendo classificados no Grupo D (WHO, 2004).

#### **2.2.4 Caracterização do Risco**

A caracterização do risco representa a etapa final no processo de avaliação de risco. Nesta etapa, as informações toxicológicas dos compostos químicos são comparadas com os níveis de exposição medidos dos contaminantes. Envolve a quantificação do risco aos receptores associados à exposição aos compostos químicos de interesse, ou seja, a estimativa dos riscos potenciais da área impactada. Através da utilização de modelos de destino e transporte de contaminantes pode-se avaliar se os níveis atuais ou futuros, ou próximos à área são potencialmente preocupantes (U.S.EPA, 1989).

Para compostos carcinogênicos, o risco de adquirir câncer pela exposição ao composto é obtido multiplicando-se a dose diária média assimilada por determinado indivíduo pelo fator de potência. Para os compostos não carcinogênicos, o risco é calculado dividindo-se a dose diária média pela dose de referência. O cálculo da dose diária média depende dos parâmetros de exposição (taxa de exposição, duração e frequência da exposição, etc.), da concentração do contaminante na fonte e das taxas de transporte entre a fonte e o receptor (ASTM,1995). Enquanto que, para efeitos carcinogênicos o risco é uma probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer durante toda a vida como resultado à exposição a carcinogênicos potenciais, para os efeitos não carcinogênicos a medida utilizada não é expressa como a probabilidade de um indivíduo sofrer um efeito adverso. Mas, uma comparação entre o nível de exposição e a dose de referência durante um período de tempo específico (U.S.EPA, 1989).

A quantificação do risco e o índice de perigo para efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos são aplicados para cada rota de exposição analisada, e estimados para um único composto ou associados a exposições simultâneas de várias substâncias. As estimativas do risco e do índice de perigo são importantes ferramentas utilizadas para destacar as fontes de risco

potenciais da área, de modo que os processos de remediação sejam efetivamente aplicados (U.S.EPA, 1989).

### **2.3 ROTAS DE EXPOSIÇÃO**

O petróleo e seus produtos podem ser liberados para o meio ambiente através de acidentes durante a carga, descarga, transporte ou produção de subprodutos. A compreensão do comportamento dos diferentes componentes do petróleo no solo, água e ar é muito importante na avaliação dos efeitos à saúde humana e ao meio ambiente decorrentes desta exposição (PEDROZO et al., 2002). A maneira pela qual os compostos químicos de interesse entram em contato com o organismo exposto é definida como rota de exposição. Um receptor humano pode ser exposto a um contaminante presente na água, solo e ar através de três rotas básicas de exposição: inalação, ingestão e contato direto (ASTM, 1995).

#### **2.3.1 Água**

##### *2.3.1.1 Contato Dérmico e Ingestão*

A exposição à água subterrânea ocorrerá se o receptor beber água subterrânea ou superficial contaminada, ingerir acidentalmente a água em atividades recreativas ou esportivas ou se a água contaminada entrar em contato com a pele através do banho, piscina, etc. (U.S.EPA, 2004a). Nos casos de exposição por ingestão e contato dérmico, considerando como meio contaminado a água, devem ser considerados cenários de exposição direta, ou seja, o receptor encontra-se em contato com o meio contaminado. Cabe ressaltar que, nas avaliações de risco, devem ser utilizados como parâmetros, para quantificação das variáveis da população e do tempo de permanência na área de risco, dados realísticos, que representem efetivamente as condições da área avaliada (U.S.EPA, 1989). As variáveis relacionadas à população e tempo de permanência na área contaminada foram quantificadas tanto para adultos como para crianças, para os três cenários de uso e ocupação de solo (residencial, industrial e agrícola) definidos para o Estado de São Paulo (CETESB, 2001a).

##### *2.3.1.2 Fundamentos do transporte e transformação de contaminantes em aquíferos*

Estimar as concentrações de exposição na água subterrânea utilizando modelos matemáticos pode ser uma tarefa complexa devido a muitos processos físicos e químicos afetarem o transporte e a transformação dos contaminantes na água subterrânea. Entre os importantes mecanismos que devem ser considerados estão a advecção, dispersão, sorção, biodegradação e lixiviação.

#### 2.3.1.2.1 Advecção

A advecção é um dos mecanismos de transporte de maior influência na migração de contaminantes (MACKAY et al., 1985). Este mecanismo representa o movimento do contaminante pelo fluxo da água subterrânea segundo a velocidade intersticial do meio poroso, podendo ser definida analiticamente pela Equação 3.1. A advecção depende das propriedades do aquífero, tais como: porosidade efetiva ( $\eta_e$ ), condutividade hidráulica ( $K$ ) e gradiente hidráulico ( $dh/dL$ ) (BEDIENT et al., 1994).

$$v_x = -\frac{K}{\eta_e} \cdot \frac{dh}{dL} \quad (3.1)$$

O componente unidimensional que representa a variação da concentração do soluto no tempo ( $\partial C / \partial t$ ), considerando o transporte advectivo ( $v_x$ ) e a variação da concentração no espaço ( $\partial C / \partial x$ ), é descrito pela Equação 3.2.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.2)$$

Esta equação leva em conta somente o transporte advectivo do soluto, e não deve ser utilizada individualmente na simulação da migração do soluto. Para obtenção de uma descrição matemática exata do transporte do soluto esta equação deve estar associada aos outros mecanismos de transporte, como: a dispersão, difusão, sorção e biodegradação (FREEZE & CHERRY, 1979).

#### 2.3.1.2.2 Dispersão Hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica é outro importante mecanismo de transporte, resultado de dois processos básicos, a difusão molecular e a dispersão mecânica. É o processo onde ocorre o espalhamento transversal e longitudinal à migração da pluma de contaminantes dissolvidos (MACKAY et al., 1985).

A dispersão mecânica é a mistura ocasionada pelas variações locais da velocidade no meio poroso. Três processos são responsáveis pela dispersão mecânica: a variação da velocidade da água subterrânea, a tortuosidade e as forças de fricção. O primeiro processo é a variação da velocidade do fluxo através dos poros de vários tamanhos. À medida que a água subterrânea passa através de um meio poroso, flui mais lentamente através de poros grandes do que através de poros pequenos. O segundo processo refere-se à tortuosidade ou comprimento do caminho do fluxo. Conforme a água subterrânea flui no solo saturado, parte flui por caminhos mais tortuosos (mais longos) e outra parte por caminhos menos tortuosos (mais curtos). Quanto mais longo for o caminho do fluxo, menor será a velocidade média da mistura água/contaminante. O terceiro processo, que causa a dispersão mecânica, é a fricção variável dentro de um poro individual. A água subterrânea que flui perto do centro do poro sofre menos fricção, conseqüentemente move-se mais rapidamente. Estes três processos influenciam diretamente na velocidade linear média da água subterrânea e é esta variação que causa a dispersão do contaminante (FETTER, 1994).

A dispersão mecânica é expressa pelo produto entre a velocidade linear média ( $v_x$ ) e a dispersividade ( $\alpha_x$ ), sendo definida pela Equação 3.3. A dispersão mecânica pode ocorrer no sentido longitudinal ou transversal. A dispersão longitudinal é o espalhamento do soluto numa direção paralela ao fluxo da água subterrânea, e a transversal é o espalhamento em direções perpendiculares à da água subterrânea.

$$\text{Dispersão Mecânica} = v_x \cdot \alpha_x \quad (3.3)$$

A difusão molecular é o processo de transporte em que o soluto move-se de uma área de alta concentração para uma área de baixa concentração, mesmo na ausência do fluxo de água subterrânea. Este processo resulta do movimento translacional, vibracional e rotacional do contaminante no meio saturado (SCHNOOR, 1996). A difusão molecular de um soluto através da água subterrânea é descrita pelas Leis de Fick. A 1ª Lei de Fick é aplicada para o fluxo unidimensional e em estado estacionário, e é descrita pelo fluxo de massa do soluto ( $F$ ),

coeficiente de difusão ( $D$ ), concentração do soluto ( $C$ ) e gradiente de concentração ( $dC/dx$ ). Sendo definida pela Equação 3.4.

$$F = -D \cdot \frac{dC}{dx} \quad (3.4)$$

O sinal negativo da equação indica que o movimento ocorre de uma área de maior concentração para uma área de menor concentração (FETTER, 1994). Para sistemas onde as concentrações mudam com o tempo, é aplicada a 2ª Lei de Fick, onde  $\partial C / \partial t$  representa a variação da concentração com o tempo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (3.5)$$

Os processos de difusão molecular e de dispersão mecânica não podem ser separados no estudo da água subterrânea em movimento, sendo utilizado o coeficiente de dispersão hidrodinâmica que engloba os dois processos (FREEZE & CHERRY, 1979). Para um fluxo unidimensional, a dispersão hidrodinâmica ( $D_x$ ) é calculada através da dispersividade longitudinal ( $\alpha_x$ ), velocidade linear média ( $v_x$ ) e difusão molecular efetiva ( $D^*$ ).

$$D_x = \alpha_x \cdot v_x + D^* \quad (3.6)$$

#### 2.3.1.2.3 Sorção e Retardo

O destino dos contaminantes orgânicos na água subterrânea é diretamente afetado pelas interações de sorção com o solo, sedimentos e sólidos do aquífero (BALL & ROBERTS, 1991). A sorção é o processo pelo qual os contaminantes dissolvidos particionam da água subterrânea e aderem às partículas da matriz do aquífero (LYMAN et al., 1992). Alguns contaminantes dissolvidos podem interagir com os sólidos do aquífero encontrados ao longo da rota de fluxo através da adsorção, particionamento, troca de íons e outros processos. Estas interações resultam na distribuição do contaminante entre a fase aquosa e os sólidos do aquífero, diminuindo a concentração na fase aquosa, e retardando o movimento do contaminante em relação ao fluxo da

água subterrânea. Quanto maior a fração de contaminante sorvida, maior será o retardo no transporte do contaminante (MACKAY et al., 1985).

A sorção sofre a influência de vários fatores, que incluem a concentração e as características dos contaminantes, as características dos sólidos do aquífero, o pH da água subterrânea e a presença de outros constituintes dissolvidos (MACKAY et al., 1985). A matéria orgânica e os minerais de argila são os componentes de um aquífero que têm maior efeito na sorção (WIEDEMEIER et al., 1999).

É possível determinar experimentalmente o valor da sorção quando um determinado contaminante dissolvido interage com os sólidos do aquífero. O comportamento da sorção em solos e sedimentos sob condições de equilíbrio é frequentemente estudado utilizando-se as isotermas de sorção, que são representações gráficas da distribuição dos compostos na fase líquida e sólida a temperatura constante (CARMO et al., 2000). Geralmente, os modelos de isoterma de Freundlich e linear são os mais empregados. O modelo de Freundlich é descrito pela Equação 3.7 (BEDIENT et al., 1994).

$$S = K_d \cdot C^{\frac{1}{N}} \quad (3.7)$$

Onde,  $S$  é a concentração sorvida por unidade de peso de sólido seco (mg/kg),  $C$  é a concentração de soluto dissolvida (mg/L),  $K_d$  é o coeficiente de distribuição (L/kg) e  $N$  é o coeficiente químico específico.

A isoterma linear indica que a sorção aumenta uniformemente com o aumento da concentração. Este modelo é mais adequado em casos onde há concentrações muito baixas de contaminantes e para sólidos com baixo potencial de sorção (WEBER et al., 1991).

O principal efeito da sorção no transporte dos contaminantes com a água subterrânea é o retardo destes em relação à velocidade média do fluxo e a redução de suas concentrações em água. A sorção dos contaminantes pode ser definida através do coeficiente de retardo, usado para estimar a velocidade do deslocamento do contaminante. O coeficiente de retardo ( $R$ ) para sorção linear é determinado a partir do coeficiente de distribuição ( $K_d$ ), da densidade aparente do aquífero ( $\rho_b$ ) e da porosidade ( $\eta$ ), segundo a Equação 3.8 (FETTER, 1994).

$$R = 1 + \frac{\rho_b \cdot K_d}{\eta} \quad (3.8)$$



A velocidade de retardo do transporte do contaminante é expressa pela Equação 3.9.

$$v_c = \frac{v_x}{R} \quad (3.9)$$

Onde,  $v_c$  é a velocidade de retardo do contaminante,  $v_x$  é a velocidade advectiva da água subterrânea e  $R$  é o coeficiente de retardo.

#### 2.3.1.2.4 Biodegradação

O termo biodegradação é freqüentemente utilizado para descrever uma variedade de processos biológicos que ocorrem nos ecossistemas naturais, onde os microorganismos transformam os contaminantes orgânicos em produtos metabólicos inócuos ou menos tóxicos (RISER-ROBERTS, 1992). A biodegradação dos hidrocarbonetos de petróleo dissolvidos na água subterrânea resulta na redução da concentração do contaminante (e massa) e o retardo do contaminante em relação à velocidade de fluxo da água subterrânea (WIEDEMEIER et al, 1999).

Dos vários componentes constituintes do petróleo, a presença dos compostos policíclicos aromáticos é talvez a mais importante em termos de mobilidade da água subterrânea e de impactos ambientais. Os microorganismos que degradam estes compostos são largamente encontrados no solo (CHAPELLE, 1993). As bactérias heterotróficas e os fungos são responsáveis por grande parte destas transformações químicas (RISER-ROBERTS, 1992). A maioria dos poluentes orgânicos são inicialmente degradados aerobicamente, ou seja, quando o oxigênio está presente como receptor final de elétrons. O oxigênio é o elemento preferencial dos microrganismos como receptor de elétrons, seguido pelo nitrato, ferro, sulfato e dióxido de carbono (GRADY et al, 1999).

A velocidade de biodegradação dos hidrocarbonetos é afetada pela composição química do contaminante liberado no meio e pelas condições geoquímicas específicas do meio contaminado. As condições geoquímicas principais são: disponibilidade dos receptores de elétrons utilizados para oxidar os contaminantes; o pH numa faixa ideal que não iniba o crescimento ou reduza a atividade dos microrganismos; a temperatura que seja adequada para a manutenção das atividades metabólicas; o teor de água que afeta a dissolução dos contaminantes e dos nutrientes; a concentração de nutrientes essenciais para manter o crescimento microbiano; e a diversidade e

densidade microbiana. Outros fatores inibidores incluem a formação de compostos intermediários orgânicos tóxicos e a presença de metais pesados que possam influenciar a biodegradação por alterar a atividade ou a população microbiana (ATSDR, 1999).

A taxa de biodegradação dos contaminantes no campo é função de mecanismos de transformação (biodegradação) e de mecanismos de transporte (advecção, dispersão, sorção, volatilização e diluição). Os modelos cinéticos mais utilizados para descrever a biodegradação dos compostos orgânicos incluem o modelo de decaimento de primeira ordem, a cinética de Monod e a reação instantânea (BEDIENT et al., 1994). No modelo de 1ª ordem, a velocidade de decaimento do soluto ( $dC/dt$ ) é proporcional à concentração do soluto ( $C$ ) vezes o coeficiente de decaimento ( $\lambda$ ) devido à biodegradação, conforme se verifica na Equação 3.10.

$$\frac{dC}{dt} = -\lambda C \quad (3.10)$$

Como visto anteriormente, o destino e o transporte dos contaminantes no ambiente é controlado pelas propriedades físicas e químicas do composto e pela natureza do meio subsuperficial através do qual o composto está migrando. A equação diferencial parcial descreve a migração e a atenuação dos hidrocarbonetos na zona saturada incluindo termos para advecção, dispersão, sorção e biodegradação utilizando-se cinética de 1ª ordem (FREEZE & CHERRY, 1979), representada pela Equação 3.11.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v_x}{R} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C \quad (3.11)$$

Onde:  $C$  é a concentração;  $t$  é o tempo;  $D_x$  é a dispersão hidrodinâmica;  $x$  é a distância ao longo da rota de fluxo;  $R$  é o coeficiente de retardo;  $v_x$  é a velocidade de transporte na direção  $x$ ; e  $\lambda$  a taxa de decaimento de primeira ordem.

## 2.3.2 Solo

### 2.3.2.1 Contato Dérmico e Ingestão

A exposição ao solo, sedimento ou poeira contaminada ocorrerá se o receptor ingerir acidentalmente solo contaminado (por exemplo, alimentos cultivados em solo contaminado), se inalar (principalmente a poeira) ou se o material contaminado entrar em contato direto com a pele do receptor (atividades de jardinagem, por exemplo). Devido à recreação, as crianças são altamente suscetíveis à contaminação através destas vias de exposição (U.S.EPA, 2004). Assim como é considerado para a água, nos casos de exposição por ingestão e contato dérmico considerando como meio contaminado o solo superficial, devem ser considerados cenários de exposição direta, ou seja, o receptor encontra-se em contato direto com o meio contaminado (U.S.EPA, 1989).

#### *2.3.2.2 Lixiviação*

Os hidrocarbonetos do petróleo liberados para o meio ambiente migram através do solo como uma massa de óleo que se infiltra por força da gravidade e da capilaridade ou como compostos individuais que se separam da mistura, dissolvendo-se na água ou no ar. Quando a quantidade de produto derramado é pequena em relação ao volume de solo, dificilmente a água subterrânea é atingida. No entanto, caso ocorra à infiltração das águas de chuva neste solo contaminado, a migração dos contaminantes será favorecida. Quando o mecanismo de liberação para o meio é a lixiviação para a água subterrânea, o mecanismo de transporte será o fluxo da água subterrânea. Neste caso, o contato com a água contaminada se dá diretamente com o solo contaminado através da ingestão ou contato dermal (ATSDR, 1999). O processo de lixiviação introduz os hidrocarbonetos do petróleo para a fase líquida através da solubilidade e do arraste. Os hidrocarbonetos aromáticos, e especialmente os BTEX tendem a ser a fração de petróleo mais solúvel em água (TPHCWGS, 1998), e portanto as espécies mais solubilizadas e arrastadas.

### **2.3.3 Ar**

#### *2.3.3.1 Inalação*

Os receptores podem ser expostos a um composto químico de interesse presente no ar pelas vias inalação de vapores ou partículas. O simples ato da respiração pode expor um receptor humano à contaminação (U.S.EPA, 2004). A exposição por inalação de vapores presentes no ar atmosférico, provenientes de solos ou águas subterrâneas, deve ser considerada exposição

indireta, ou seja, o receptor não se encontra em contato direto com o meio contaminado. Assim, deve ser calculada a concentração do contaminante no ar, a partir da concentração do contaminante presente no solo ou nas águas. Para a exposição por inalação de partículas, deve ser considerado como meio contaminado o solo superficial (U.S.EPA, 1989). Na via respiratória, quanto maior a concentração de um gás ou vapor no ar inalado, maior é sua pressão de vapor, mais rápida é a difusão, maior a solubilidade no sangue, e, conseqüentemente, maior a sua absorção. A inalação é a principal via de absorção dos hidrocarbonetos do petróleo, principalmente aqueles com elevada pressão de vapor. Para os hidrocarbonetos aromáticos, o tempo estimado para atingir a corrente sanguínea e chegar ao sistema nervoso central é de poucos minutos. Tal afirmação é comprovada por estudos que demonstram que os BTEX são rapidamente absorvidos pela via pulmonar, tanto em animais quanto em humanos, podendo ser retidos na faixa de 30 a 80% (ATSDR, 1999).

#### 2.3.3.2 *Volatilização*

A velocidade de volatilização está primeiramente relacionada à pressão de vapor dos compostos químicos e, secundariamente, à temperatura, umidade, velocidade do vento, tipo do solo, composição do composto, radiação solar e dimensões do derramamento (PEDROZO et al, 2002; THIBODEAUX, 1996; ATSDR, 1999). Como os produtos do petróleo são misturas complexas de diversos componentes, aqueles que apresentam elevada pressão de vapor tendem a volatilizar com mais facilidade. A volatilidade também está relacionada com o número de carbonos do composto, sendo as frações mais leves (< C18) geralmente as mais voláteis. Portanto, os componentes do petróleo de menor peso molecular volatilizam-se rapidamente, sendo freqüentemente encontrados na fase gasosa da atmosfera (ATSDR, 1999).

Embora a volatilização seja um mecanismo capaz de remover os contaminantes do sistema da água subterrânea, para os compostos BTEX é um processo relativamente lento, e geralmente pode ser desconsiderado na aplicação de modelos de biodegradação. Menos de 5% da massa de BTEX dissolvido sofre volatilização no ambiente de água subterrânea saturada. Por isso, o impacto da volatilização na redução de contaminantes dissolvidos geralmente pode ser desconsiderado (WIEDEMEIER et al, 1999).

## ***2.4 MODELOS DE SIMULAÇÃO DO TRANSPORTE E TRANSFORMAÇÃO DE CONTAMINANTES***

Os modelos matemáticos usualmente utilizados na metodologia RBCA são os modelos de migração e os modelos de avaliação da exposição, risco e dose-resposta. A determinação dos valores de referência baseados no risco utilizados na Etapa 1 e os valores específicos do local para as Etapas 2 e 3 envolvem geralmente a combinação destes dois modelos (ASTM, 1995). Estes modelos matemáticos que simulam o comportamento dos contaminantes no meio ambiente são ferramentas computacionais essenciais para a avaliação de risco ambiental. Incorporam o transporte e a transformação dos contaminantes, produzindo resultados em função da quantidade e qualidade dos dados de entrada, obtidos através de estudos geofísicos, geoquímicos e hidrogeológicos, além de monitoramento da área impactada. O uso de modelos matemáticos na avaliação de risco permite uma maior flexibilidade na escolha da remediação e/ou de alternativas de mitigação do risco (PEDROZO et al., 2002).

Existe uma grande diversidade de modelos matemáticos de destino e transporte de contaminantes em meios porosos saturados disponíveis comercialmente ou de domínio público. Geralmente os modelos podem ser uni, bi ou tridimensionais, podendo simular o transporte do soluto pelos processos de advecção, dispersão, sorção e biodegradação.

Os resultados da simulação do transporte dos contaminantes podem ser obtidos analítica ou numericamente. Os modelos analíticos produzem soluções exatas para as equações de fluxo, o que implica em várias simplificações do local a ser simulado. Estas simplificações resultam em um fluxo uniforme unidimensional da água subterrânea, em uma geometria uniforme do aquífero e em aquíferos homogêneos e isotrópicos. Os modelos numéricos fornecem soluções aproximadas que descrevem o fluxo da água subterrânea e o transporte do soluto e são aplicáveis a sistemas hidrogeológicos mais complexos, para os casos onde há heterogeneidade do aquífero (DEQ, 2004). A principal vantagem do modelo analítico é a sua fácil utilização e as simplificações do transporte do contaminante em sistemas hidrogeológicos simples. No entanto, diante da necessidade de simulação em meios anisotrópicos e heterogêneos e a escolha da eficiência das tecnologias de remediação, os modelos numéricos são mais flexíveis (WIEDEMEIER et al, 1999).

A simulação do destino e transporte de contaminantes em uma avaliação de risco requer a adoção pelo usuário de determinados procedimentos considerados fundamentais para o entendimento e operacionalidade de modelos matemáticos. Antes de iniciar a utilização de um modelo matemático são necessários que sejam adotados os seguintes procedimentos:

\* Levantamento das características do aquífero que inclui a localização e a extensão da área, espessura do aquífero e camadas confinadas, localização dos corpos d'água, condições de contorno, determinação das características geológicas e hidrogeológicas, caracterização das fontes de contaminação, identificação dos compostos químicos de interesse, caracterização dos receptores potenciais, histórico de atividades da área e demais elementos que definem o cenário a ser simulado (FETTER, 1994; ASTM, 1995).

\* Compilação dos dados de campo, desenvolvimento do modelo conceitual e preparação dos dados de entrada. O modelo conceitual é inserido no modelo matemático através da entrada dos dados (ASTM, 1995).

\* Na etapa de calibração os parâmetros do modelo são inicialmente estimados, para avaliar o comportamento de determinadas condições do aquífero. Geralmente, os parâmetros do aquífero e as recargas são variáveis até o modelo reproduzir resultados ajustados às condições de fluxo e de concentração de contaminantes medidas em campo (FETTER, 1994).

\* Uma verificação deve ser realizada para determinação da variação dos parâmetros do modelo sobre os resultados. Uma maior exatidão dos dados de entrada e uma verificação detalhada fornecem resultados do modelo mais confiáveis (FETTER, 1994).

#### **2.4.1 Softwares utilizados em Avaliações de Risco**

A seguir são apresentadas as principais aplicações de modelos matemáticos uni, bi ou tridimensionais, analíticos ou numéricos, que estão sendo utilizados freqüentemente em avaliações de risco, dentre os quais se destacam: o *Bioscreen*, o *RBCA Tool Kit for Chemical Releases Description*, o *Bioplume III*, o *RBCA Tier 2 Analyzer Description*, o *Flowpath II*, o *Modflow*, o *MT3D* e o *Risc 4.03*. Também será abordada a caracterização do software *SCBR 1.5* desenvolvido pela Universidade Federal de Santa Catarina em parceria com a Petrobrás.

#### *2.4.1.1 Bioscreen*

O Bioscreen é um modelo unidimensional baseado na solução analítica da equação de transporte de Domenico (1987). O software foi programado em planilha do Microsoft Excel e simula a liberação de hidrocarbonetos de petróleo na zona saturada do solo incluindo a advecção, dispersão, adsorção e biodegradação (NEWELL et al., 1996). O modelo considera uma fonte de contaminação plana vertical de concentração finita que se infiltra continuamente, onde a dissolução dos contaminantes aproxima-se de uma cinética de primeira ordem. O decaimento das concentrações do soluto dissolvido é simulado considerando o transporte sem biodegradação, transporte com biodegradação baseado na cinética de primeira ordem ou transporte com biodegradação modelado com reação de biodegradação instantânea. O modelo inclui a biodegradação através de reações aeróbias e anaeróbias. O Bioscreen deve ser utilizado em casos simples, onde não haja a ocorrência de sistemas de bombeamento e grandes heterogeneidades hidrogeológicas.

#### *2.4.1.2 RBCA Tool Kit for Chemical Releases Description*

O modelo RBCA Tool Kit for Chemical Releases é um modelo analítico e unidimensional, programado em Microsoft Excel. Foi desenvolvido para contemplar as necessidades da norma norte-americana em relação à metodologia de avaliação de risco ASTM E – 1739 – Standard Guide for Risk-Based Corrective Action (GROUNDWATER SERVICES, Inc., 1995). Esta modelagem envolve modelos de transporte de soluto através de rotas de exposição no ar, água subterrânea, água de superfície e solo. Este software combina os modelos de transporte de soluto com ferramentas de avaliação de risco necessárias para a execução das Etapas 1 e 2 estabelecidas pela ASTM. O RBCA possui um banco de dados com parâmetros químicos e toxicológicos dos principais contaminantes. A biodegradação destes compostos químicos é simulada como uma cinética de primeira ordem. Como no caso do modelo *Bioscreen*, as limitações deste modelo estão associadas à solução analítica das equações de transporte tornando impraticável sua aplicação para os cenários mais complexos que envolvam aquíferos heterogêneos.

#### *2.4.1.3 Bioplume III*

O Bioplume III é um modelo bidimensional que utiliza as diferenças finitas para simulação da atenuação natural dos contaminantes orgânicos na água subterrânea através dos processos de

advecção, dispersão, sorção e biodegradação. O modelo simula a biodegradação de contaminantes orgânicos utilizando receptores de elétrons aeróbicos e anaeróbicos, como: oxigênio, nitrato, ferro (III), sulfato e dióxido de carbono (RAFAI et al., 1998). O modelo resolve equações de transporte de soluto para determinar o destino e o transporte de hidrocarbonetos e receptores de elétrons, e dos subprodutos das reações. Para o caso onde o ferro (III) é usado como receptor de elétron, o modelo simula a produção e o transporte de ferro (II). As reações de biodegradação aeróbicas e anaeróbicas podem ser simuladas através de três diferentes modelos cinéticos: decaimento de 1ª ordem, reações instantâneas e cinética de Monod. O princípio da superposição é usado para combinar a pluma do hidrocarboneto com a(s) pluma(s) dos receptores de elétrons. A análise no tempo e no espaço, características hidrogeológicas do aquífero, condições iniciais e de fronteira, fontes, sorção, decaimento na fonte, decaimento radioativo, troca de íons e variáveis na biodegradação são diferentes parâmetros de entrada do modelo. Como qualquer outro modelo matemático o Bioplume III apresenta algumas limitações, principalmente no que diz respeito à homogeneidade e isotropia do aquífero. Além disso, o modelo foi projetado para aquíferos confinados podendo ser utilizado para aquíferos não confinados com algumas restrições aos casos de injeção e bombeamento.

#### *2.4.1.4 RBCA Tier 2 Analyzer Description*

O RBCA Tier 2 Analyzer é um modelo bidimensional que utiliza uma solução analítica nas simulações do fluxo em aquíferos saturados e não confinados, com a capacidade de simular o transporte do soluto considerando a influência de poços de bombeamento, rios e lagos sobre o fluxo do aquífero (WATERLOO HIDROGEOLOGIC, INC. 2004). É possível simular o transporte de um único contaminante, o decaimento seqüencial de compostos clorados (PCE) devido à descloração reductiva e a biodegradação dos compostos BTEX que acomoda o modelo de reação instantânea para um e para múltiplos receptores de elétrons. Desta forma, o modelo permite simular a atenuação natural de contaminantes na água subterrânea, avaliar o sistema de remediação *pump-and-treat* e predizer os estudos de avaliação de risco. O RBCA Tier 2 Analyzer utiliza a solução de Eularian-Lagrangian para resolver as equações de transporte do soluto. Esta técnica utiliza o Método das Características (MOC) para resolver a parte advectiva da equação e o método da *Alternating Direction Implicit* (ADI) para resolver a parte dispersiva da equação. A principal vantagem da utilização de modelos com estas características é a



facilidade de utilização e a minimização dos tempos de simulação em relação à maioria dos modelos numéricos. No entanto, as simulações ficam restritas aos cenários no qual o aquífero é homogêneo, isotrópico com gradiente hidráulico definido somente para uma direção.

#### *2.4.1.5 Flowpath II*

O Flowpath II é um modelo numérico bidimensional que utiliza o método das diferenças finitas para solucionar as equações de transporte dos contaminantes. O modelo admite simular o escoamento em aquíferos confinados e não confinados de meios porosos anisotrópicos e heterogêneos e em aquíferos variados com recargas irregularmente distribuídas (GROUNDWATER SOFTWARE. COM, 2004). É possível simular o transporte do soluto com dispersividade bidimensional, difusão, decaimento radioativo/biológico de primeira ordem e retardo. Também inclui variações no escoamento devido a bombeamentos, vazamentos, recargas, rios e lagos. A grande flexibilidade deste modelo supera as limitações inerentes aos modelos analíticos e permitem uma simulação próxima as condições reais da área contaminada.

#### *2.4.1.6 Modflow*

O Modflow é um modelo numérico tridimensional que utiliza o método das diferenças finitas para solucionar as equações de transporte. O modelo permite simular o escoamento na zona saturada de aquíferos confinados, semiconfinados e não confinados incluindo variações no escoamento devido a bombeamentos, recargas, evapotranspiração, drenagens, rios e lagos (HARBAUGH & McDONALD, 1996). O Modflow é usado para simular sistemas de abastecimento de água, tecnologias para contenção e o rebaixamento do lençol freático em minas. É um modelo que inclui outros softwares considerados uma extensão do Modflow, onde são adicionadas interfaces gráficas e outras funcionalidades que tornam as versões do software mais poderosas. Uma grande quantidade de informações e a descrição completa da área estudada são necessárias para que a utilização do modelo seja eficiente. Modelos que apresentam as mesmas possibilidades de simulação do Modflow podem trazer o ônus da dificuldade na operação da simulação no que diz respeito à quantidade de variáveis necessárias e a interpretação das respostas obtidas nas simulações, restringindo a utilização a um grupo seletivo de usuários.

#### 2.4.1.7 MT3D

O MT3D é um modelo numérico tridimensional que simula o transporte de soluto em sistemas hidrogeológicos complexos. É possível simular a advecção, dispersão, sorção linear e não-linear, decaimento devido à biodegradação (cinética de 1ª ordem) ou decaimento radioativo (ZHENG, 1990). Para a resolução das equações de transporte leva-se em consideração a influência de bombeamentos, evapotranspiração, recargas, drenagens, rios e lagos. O MT3D utiliza uma estrutura modular similar a implementada no modelo Modflow para resolver a equação de transporte. Este modelo acomoda quatro métodos para solução das equações: o Método das Características (MOC), o Método das Características Modificado (MMOC), o Método das Características Híbrido (HMOC) que combina o MOC e o MMOC e o Método das Diferenças Finitas. O MT3D pode ser utilizado em conjunto com o Modflow ou com outros modelos de transporte que utilizem o método das diferenças finitas. Este modelo apresenta melhores calibrações por considerar dupla porosidade e proporciona a simulação do transporte de contaminantes sem a necessidade de aprender um novo modelo de fluxo ou de modificar um modelo de fluxo existente para ajustar o modelo de transporte.

#### 2.4.1.8 RISC 4.03

O RISC 4.03 – *Risc Integrated Software for Cleanups* – é um modelo unidimensional desenvolvido para simular o transporte, a transformação e o destino de contaminantes, e o risco associado a receptores humanos e ecológicos (SPENCE & WALDEN, 2001). Este modelo pode ser usado para simular os riscos potenciais à saúde humana (carcinogênicos e não carcinogênicos) em função dos níveis de exposição e das características do meio físico, permitindo estimar os níveis aceitáveis dos contaminantes baseados no risco. Permite avaliar os riscos ecológicos potenciais das águas superficiais e sedimentos. O software dispõe de entrada de dados para a zona vadosa, zona saturada, e modelos de transporte e destino do ar para estimar as concentrações nos pontos receptores. O RISC 4.03 simula diversas rotas de exposição como cenários de irrigação, crescimento de vegetais em solos contaminados, impacto de águas superficiais e sedimentos devido à contaminação subterrânea e contaminantes voláteis que permitem biodegradar durante o transporte através da zona não saturada. A solução das equações de transporte no modelo é obtida analiticamente, e inclui alguns processos de destino e transporte de contaminantes, como a lixiviação da zona vadosa do solo para a água subterrânea, transporte

advectivo e dispersivo na fase dissolvida, adsorção e volatilização e difusão de vapores das fontes para a superfície.

A principal vantagem do RISC 4.03 é a sua modelagem simplificada de fácil utilização que inclui informações toxicológicas e um banco de dados com os principais contaminantes. No entanto, apresenta baixa flexibilidade na definição de metas de remediação e possui as mesmas restrições de modelos unidimensionais, considera um único valor de gradiente hidráulico e condutividade hidráulica como dado de entrada.

#### 2.4.1.9 – SCBR 1.5

O modelo SCBR 1.5 – *Solução Corretiva Baseada no Risco* – é um modelo bidimensional desenvolvido para simular o destino e o transporte de contaminantes nas águas subterrâneas, possibilitando a avaliação do risco em áreas contaminadas ou passíveis de contaminação (PETROBRÁS & UFSC, 2004). De simples operacionalidade, possibilita a simulação dos casos mais simples que consideram condições de homogeneidade e isotropia do aquífero aos mais complexos que envolvem a simulação em sistemas heterogêneos e anisotrópicos. Desenvolvido pela Universidade Federal de Santa Catarina em parceria com a Petrobrás, envolve a simulação em aquíferos não confinados.

Uma das características principais do SCBR é a possibilidade de simular hidrocarbonetos de petróleo em presença de etanol, como em derramamentos de gasolina com etanol, onde o etanol pode potencializar os efeitos da contaminação dos hidrocarbonetos dissolvidos. Esta interferência do etanol é considerada na cinética de biodegradação, através de um modelo de decaimento de 1ª ordem. Outra característica do modelo é a inclusão de elementos físicos que interfiram no fluxo, como barreiras e sistemas de injeção e bombeamento ou elementos que interfiram nos mecanismos de biodegradação, como a utilização de técnicas de remediação *in situ* que favorecem a biodegradação. A solução das equações de transporte no modelo é obtida numericamente, ampliando sua capacidade funcional, e a simulação das plumas dos contaminantes pode ocorrer simultaneamente quando considerar mais de uma fonte de contaminação. Apresenta como resultados o mapa do campo vetorial de velocidades, a superfície potenciométrica da água subterrânea, o gráfico da variação da concentração dos contaminantes em função do tempo e espaço, leituras pontuais da velocidade da água subterrânea, carga hidráulica, variação do volume da fonte e o mapa de transporte da pluma de contaminantes. O

modelo não deve ser empregado para simulações em solos não-saturados, escoamentos superficiais ou transporte pelo ar atmosférico.

## CAPÍTULO III

### MATERIAIS E MÉTODOS

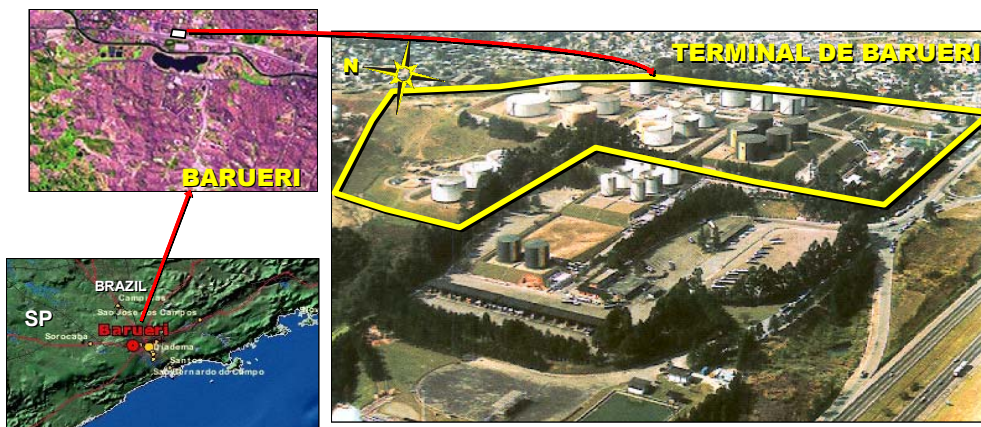
#### ***3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO***

##### **3.1.1 Terminal de Barueri**

###### *3.1.1.1 Localização e informações gerais*

O Terminal de Barueri está localizado às margens da Rodovia Castelo Branco, no município de Barueri, região metropolitana da Grande São Paulo (SP), conforme se observa na Figura 3.1. O terminal corresponde a uma unidade de recebimento, armazenamento e transferência de petróleo e derivados procedentes das Refinarias de Paulínia, Vale do Paraíba e Capuava, e dos Terminais de São Caetano do Sul, Guarulhos, Guararema e Cubatão para distribuição através do “POOL” das Companhias Distribuidoras (Terminais da BR e SHELL). Transfere ainda produtos para São Caetano do Sul e Porto de Santos através de oleodutos. O terminal também realiza os serviços de carregamento rodoviário de Gás Liquefeito de Petróleo (GLP).

A região do terminal avaliada corresponde à área de operação dos combustíveis líquidos (claros e escuros), que possui 175.000 m<sup>2</sup>. A área operacional do terminal é constituída de um parque de tanques de armazenamento de derivados de petróleo e álcool, oleodutos, gasodutos e demais instalações. Dentre as substâncias químicas operadas no Terminal estão: óleo diesel, gasolina, álcool anidro, álcool hidratado, mistura de metanol, etanol e gasolina (MEG) e óleos combustíveis.

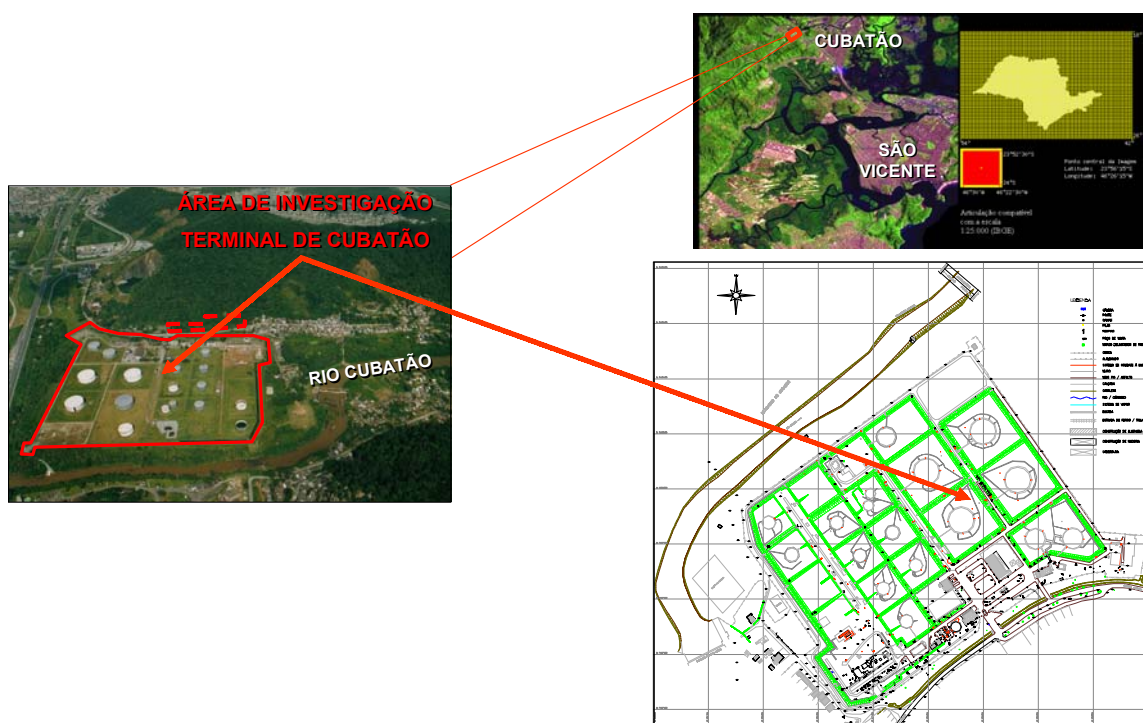


**Figura 3.1** – Localização do Terminal de Barueri.

### 3.1.2 Terminal de Cubatão

#### 3.1.2.1 Localização e informações gerais

O Terminal de Cubatão está localizado próximo à margem direita do Rio Cubatão e da Rodovia Anchieta, no município de Cubatão, litoral do Estado de São Paulo, conforme Figura 3.2. A área total ocupada é de 465.477 metros quadrados, sendo que as instalações operacionais ocupam 240.922 metros quadrados. A área operacional do Terminal de Cubatão destina-se ao recebimento, armazenamento e transferência de petróleo e derivados através de rede de dutos para outros terminais localizados no planalto paulista e para a Refinaria de Cubatão. A área operacional é constituída de um parque de tanques de armazenamento de derivados de petróleo e álcool, oleodutos, gasodutos e demais instalações. Dentre as substâncias químicas operadas estão: gasolina, nafta petroquímica, óleo combustível, óleo diesel, óleo leve (LCO - *ligh cycle oil*) e petróleo.



**Figura 3.2** – Localização do Terminal de Cubatão.

### 3.2 METODOLOGIA RBCA

A metodologia de avaliação de risco empregada neste trabalho foi baseada na metodologia RBCA (*Risk-Based Corrective Action*), regulamentada pela norma norte-americana ASTM E 1739-95 (*Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*), e no documento *Risk Assessment Guidance for Superfund* (U.S.EPA, 1989). Segundo a metodologia RBCA, as estratégias de gerenciamento de risco são desenvolvidas e implementadas de acordo com os processos definidos na Figura 3.3. A seguir são descritos estes passos conforme apresentado na norma norte-americana ASTM E1739 – 95.

#### Passo 1 – Avaliação inicial da área

Consiste em coletar as informações necessárias para a classificação inicial da área e para a execução da Etapa 1. As informações para a avaliação do local devem incluir um histórico das atividades e vazamentos, identificação dos compostos químicos de interesse, localização das fontes e dos pontos de maior concentração no solo e na água subterrânea, localização dos receptores humanos e ambientais, identificação dos mecanismos de transporte e rotas de exposição, determinação das características geológicas e hidrogeológicas da área e uma avaliação qualitativa do impacto aos receptores.

### Passo 2 – Classificação da área e ação-resposta inicial

A classificação da área é baseada no grau de perigo à saúde ou segurança humana e ao meio ambiente. Áreas que recebem a “Classificação 1” estão associadas ao perigo imediato. A “Classificação 2” está associada à ocorrência de dano em curto prazo (0 – 2 anos). A “Classificação 3” está associada à ocorrência de dano em longo prazo (mais de 2 anos). E a “Classificação 4” está associada à inexistência de risco para o cenário avaliado.

### Passo 3 – Etapa 1

A Etapa 1 envolve a comparação das concentrações dos compostos químicos de interesse com os valores genéricos baseados no risco, conhecidos como RBSL (*Risk-Based Screening Levels*). Os RBSL são valores derivados de cenários típicos de exposição considerando a proteção à saúde humana. Nesta etapa, o ponto de exposição está próximo ou sobre a fonte, onde as maiores concentrações dos contaminantes são identificadas.

### Passo 4 – Avaliação da Etapa 1

Se as concentrações dos compostos químicos de interesse ultrapassarem os RBSL devem ser implementadas ações de remediação ou a realização das etapas seguintes da avaliação de risco.

### Passo 5 – Etapa 2

A Etapa 2 envolve a determinação dos SSTL (*Site-specific Target Level*) baseados nos dados específicos do local que devem estar associados aos pontos e as rotas de exposição. Os SSTL são determinados através de modelos matemáticos de transporte e transformação de contaminantes considerando a proteção à saúde humana. Estes modelos são relativamente simples sendo que a solução das equações é obtida analiticamente. Os receptores podem estar próximos ou afastados da fonte.

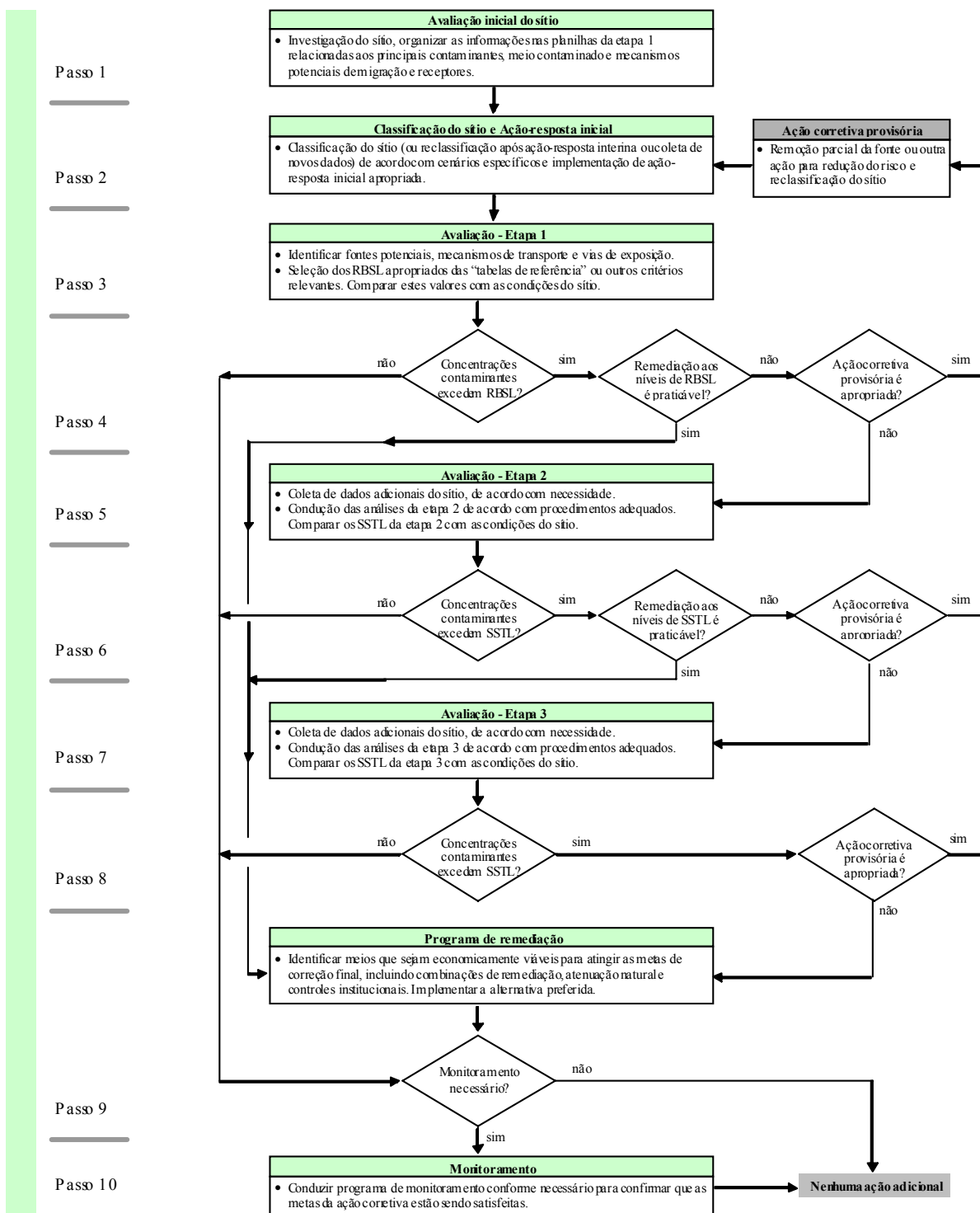
### Passo 6 – Avaliação da Etapa 2

Se as concentrações dos compostos químicos de interesse ultrapassarem os SSTL devem ser implementadas ações de remediação ou a realização de uma etapa seguinte.

### Passo 7 – Etapa 3

Na Etapa 3, os SSTL são definidos através de modelos matemáticos mais sofisticados que utilizam parâmetros específicos do local para cenários de exposição diretos ou indiretos. A avaliação desta etapa comumente envolve coleta de dados adicionais da área contaminada e da população exposta, a utilização de modelos matemáticos numéricos e análise probabilística.





**Figura 3.3** – Fluxograma das etapas da metodologia RBCA.

Fonte: ASTM E1739-95.

#### Passo 8 – Avaliação da Etapa 3

Identificar os cenários de exposição onde às concentrações dos contaminantes medidas superam os SSTL e avaliar a necessidade de uma ação corretiva ou apenas um monitoramento.

#### Passo 9 – Programa de Remediação

Se as concentrações dos compostos químicos de interesse estiverem acima dos RBSL ou SSTL deve ser desenvolvido um programa de remediação com o objetivo de reduzir os impactos potenciais adversos. A remediação deverá ser conduzida para reduzir as concentrações dos compostos químicos de interesse ou para que os RBSL ou SSTL sejam atingidos.

#### Passo 10 – Monitoramento e manutenção

Em muitos casos, o monitoramento é necessário para demonstrar a efetividade das ações de remediação ou para confirmar que as condições da área contaminada persistem ou progrediram com o tempo. Caso tenham sido adotadas barreiras físicas ou controle hidráulico a manutenção deve ser contínua para assegurar seu bom funcionamento.

### **3.2.1 Passo 1 – Avaliação Inicial da Área**

Os estudos de caso aqui apresentados são parte dos trabalhos desenvolvidos por mim e pela equipe do Laboratório de Remediação de Solos e Águas Subterrâneas (REMAS) em diversos terminais da PETROBRÁS – TRANSPETRO localizados no Estado de São Paulo.

As avaliações iniciais das áreas de estudo consistiram na coleta de informações necessárias para a determinação e avaliação de possíveis áreas impactadas devido à presença de hidrocarbonetos e metais em solo e na água subterrânea. Os compostos orgânicos e metais que foram analisados tanto no solo como na água subterrânea são considerados de importância ambiental em função da toxicidade e mobilidade no meio, conforme apresentados na Tabela 3.1. As investigações ambientais que deram subsídios para a realização das Avaliações de Risco nos Terminais de Barueri e Cubatão foram realizadas pela empresa *BRAIN Tecnologia* e em visitas técnicas realizadas pela Universidade Federal de Santa Catarina.

A investigação ambiental constituiu avaliações geológicas, hidrogeológicas, geoquímicas e hidroquímicas, além das análises químicas do solo e da água subterrânea coletadas em sondagens e poços de monitoramento.

O levantamento geofísico foi realizado por meio de técnicas GPR – *Ground Penetrating Radar* 2D e tomografias elétricas 2D, com o objetivo de avaliar o arcabouço bidimensional da

área através de mapeamento. Para integração dos dados geofísicos foi utilizada a Interpretação Sismo-Estratigráfica, com definição das principais feições estratigráficas, marcantes e recorrentes para a área em estudo.

**Tabela 3.1** – Compostos orgânicos e metais alvos da avaliação de risco.

	COMPOSTOS ALVOS	TERMINOLOGIA ADOTADA
<b>COMPOSTOS ORGÂNICOS</b>	Naftaleno	Naf
	Acenaftileno	Acl
	Acenafteno	Act
	Fluoreno	Flu
	Fenantreno	Fen
	Antraceno	Ant
	Fluoranteno	Fluor
	Pireno	Pir
	Benzo(a)antraceno	BaA
	Criseno	Cris
	Benzo(b)fluoranteno	BbF
	Benzo(k)fluoranteno	BkF
	Benzo(a)pireno	BaP
	Indeno(123-CD)pireno	I(123-CD)P
	Dibenzo(a, h)antraceno	D(a, h)A
	Benzo(ghi)perileno	B(ghi)P
	Benzeno	B
	Tolueno	T
	Etilbenzeno	E
	Meta, para - xileno	m, p - x
Orto - xileno	o - x	
<b>METAIS</b>	Arsênio	As
	Bário	Ba
	Cádmio	Cd
	Cromo	Cr
	Cobre	Cu
	Ferro	Fe
	Mercurio	Hg
	Manganês	Mn
	Níquel	Ni
	Chumbo	Pb
	Vanádio	V
	Zinco	Zn

As sondagens a trado manual foram realizadas para caracterizar a geologia da área e a coleta de amostras de solo, em diferentes profundidades, para a análise geoquímica dos hidrocarbonetos do petróleo e metais. As sondagens foram distribuídas no local de estudo acompanhando as anomalias detectadas nas seções de GPR-2D e nas seções de tomografia elétrica.

As análises geoquímicas das amostras de solo e água coletadas nas sondagens foram realizadas pelo Laboratório *Analytical Solutions*, bem como o processo de coleta das amostras, que segue os critérios e métodos da EPA SW-846.

A hidrogeologia constituiu a instalação de poços de monitoramento, amostragem de água subterrânea e realização de testes hidráulicos. Os poços de monitoramento foram perfurados por sondagem rotativa, seguindo as recomendações da norma ABNT – NBR 13895 – *Construção de*

*poços de monitoramento e amostragem.* Após a análise das amostras da água subterrânea determinou-se as características físico-químicas da água subterrânea no local e as concentrações químicas em laboratório.

Informações complementares sobre as metodologias utilizadas e os resultados obtidos estão descritos no “*Relatório de Diagnóstico Ambiental*” para os Terminais de Barueri e Cubatão elaborados pela BRAIN Tecnologia. As informações referentes à localização e fronteiras dos municípios, caracterização das áreas do entorno dos terminais, mapas de zoneamento dos municípios, caracterização do relevo, vegetação, hidrografia, clima, dados meteorológicos e demais informações das áreas foram obtidas através do contato com a Prefeitura Municipal de cada cidade.

### **3.2.2 Passo 2 – Classificação da Área e Ação-resposta inicial**

A classificação das áreas foi baseada na Tabela 1 da ASTM E1739-95, conforme ANEXO A. O objetivo desta tabela é auxiliar na determinação da resposta inicial recomendada para a área impactada. Segundo a ASTM, esta tabela pode ser adaptada em função das características da área. A necessidade de reclassificação da área deve ser avaliada sempre que novas informações coletadas indicarem mudanças significativas da área avaliada ou quando a execução de uma ação corretiva causar trocas significativas nas condições do local.

### **3.2.3 Passo 3 – Etapa 1**

Os valores de referência utilizados na Etapa 1 envolvem variáveis genéricas como as características do meio físico (solo, água, ar), a toxicidade dos contaminantes, cenários de exposição (residencial, comercial, industrial), dentre outras. Duas hipóteses adotadas nesta etapa garantem o seu conservadorismo: a localização do ponto de exposição (POE) dentro da região da fonte e a utilização de parâmetros genéricos que desconsideram as peculiaridades do local.

Nesta Etapa 1 da Avaliação de Risco foram utilizadas três tabelas de referência, sendo uma nacional e considerada prioritária (tabela da CETESB) e duas internacionais (tabelas norte-americana e holandesa). Os valores utilizados como referência foram os valores de intervenção, que indica o limite de contaminação do solo e das águas subterrâneas, acima do qual, existe risco

potencial à saúde humana. A área será considerada contaminada se as concentrações das substâncias de interesse ambiental estiverem acima do (CETESB, 2001a) valor de intervenção.

As tabelas adotadas são as seguintes:

» CETESB. *Relatório de estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2001. (Tabela 2 – ANEXO A)

» MINISTRY OF VROM. Dutch Ministry of Housing – Physical Planning and the Environment. *Groundwater and soil remediation intervention values*, 1994. (Tabela 3 – ANEXO A)

» U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Preliminary Remediation Goals (PRGs) – tools for evaluating and cleaning up contaminated sites. Region 9 PRGs 2002 Table*. (Tabela 4 – ANEXO A)

Nos casos em que a CETESB não possui valores orientadores para os compostos de interesse foram assumidos valores mais restritivos dos padrões da Lista Holandesa e das Metas de Remediação Preliminares estabelecidos pela U.S.EPA. No caso dos padrões para solo da CETESB e U.S.EPA foram assumidos os valores de intervenção considerando que os terminais encontram-se em área industrial.

A metodologia da CETESB não foi aplicada nas Avaliações de Risco dos Terminais de Barueri e Cubatão, devido o início destes trabalhos ocorrer simultaneamente ao desenvolvimento da metodologia. No entanto, foram utilizados os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo como principal referência (CETESB, 2001a) para a realização da Etapa 1 da metodologia RBCA.

### **3.2.4 Passo 4 – Avaliação da Etapa 1**

Com os resultados obtidos na Etapa 1, foi possível escolher a alternativa a ser adotada para dar continuidade ao processo de avaliação de risco. Segundo a ASTM 1739-95, as alternativas são as seguintes:

» Nenhuma ação: caso os RBSL não tenham sido extrapolados, há a necessidade apenas de um monitoramento para confirmar a estabilidade da área;

» Ação corretiva final: se as concentrações dos contaminantes excedem os RBSL, pode-se optar pela remediação se o processo selecionado for técnica e economicamente viável;

» Ação corretiva provisória: quando há limitações técnicas ou financeiras para remediação final da área, opta-se por uma remediação parcial que modifique a classificação do local e torne possível uma reavaliação do mesmo.

» Necessidade de mais análises: se a remediação é impraticável ou inapropriada, há a possibilidade da realização de etapas subsequentes. Desta forma, é possível alcançar as metas de remediação que atendam as necessidades locais.

### **3.2.5 Passo 5 – Etapa 2**

A Etapa 2 é considerada mais flexível que a Etapa 1. As hipóteses conservadoras adotadas para a Etapa 1 são substituídas por dados específicos da área e são considerados que os pontos de exposição podem estar localizados próximos ou afastados da área da fonte. Os parâmetros comparativos na Etapa 2 (SSTL – *Site Specific Target Levels*) envolvem o uso de modelos matemáticos relativamente simples. As simulações do transporte, da transformação dos contaminantes e o cálculo do risco são realizados a partir de parâmetros específicos da área avaliada, levando em consideração os pontos de exposição e as rotas de exposição.

Para o Terminal de Cubatão, a Etapa 2 foi realizada com base em informações obtidas das investigações ambientais que auxiliaram na formulação do modelo conceitual para o cenário. Da área do terminal. Os parâmetros específicos do local foram simulados no modelo matemático *RISC 4.03*. Os resultados obtidos foram utilizados na caracterização do risco.

### **3.2.6 Passo 6 – Avaliação da Etapa 2**

Com os resultados obtidos na Etapa 2, pode ser realizada a escolha da alternativa a ser adotada, segundo a ASTM E1739-95.

» Nenhuma ação: caso os RBSL não tenham sido extrapolados, há a necessidade apenas de um monitoramento para confirmar a estabilidade da área;

» Ação corretiva final: se as concentrações dos contaminantes excedem os RBSL, pode-se optar pela remediação se o processo selecionado for técnica e economicamente viável;

» Ação corretiva provisória: quando há limitações técnicas ou financeiras para remediação final da área, opta-se por uma remediação parcial que modifique a classificação do local e torne possível uma reavaliação do mesmo.

» Necessidade de mais análises: se a remediação é impraticável ou inapropriada, há a possibilidade da realização de etapas subsequentes. Desta forma, é possível alcançar as metas de remediação que atendam as necessidades locais.

### **3.2.7 Passo 7 – Etapa 3**

Para efeito de comparação entre os modelos matemáticos escolhidos para a realização deste trabalho, optou-se pela execução da Etapa 3 para o Terminal de Cubatão, utilizando-se o modelo matemático SCBR 1.5 – Solução Corretiva Baseada no Risco. Este modelo simula uma Etapa 3 por representar as condições reais de campo, possibilitando a simulação dos casos mais simples que consideram condições de homogeneidade e isotropia do aquífero aos mais complexos que envolvem a simulação em sistemas heterogêneos e anisotrópicos.

## ***3.3 MODELOS MATEMÁTICOS UTILIZADOS NA AVALIAÇÃO DE RISCO DO TERMINAL DE CUBATÃO***

Os modelos matemáticos empregados na Avaliação de Risco do Terminal de Cubatão foram escolhidos baseados em diferentes fatores. Com o objetivo de comparar a aplicabilidade de modelos matemáticos de destino e transporte de contaminantes na água subterrânea optou-se pela escolha de um modelo que representasse uma Etapa 2 e outro que representasse uma Etapa 3 da metodologia RBCA. A escolha do modelo RISC 4.03 baseou-se no fato de ser um modelo matemático unidimensional, de solução analítica, que simula o destino e o transporte de contaminantes na água subterrânea, disponível comercialmente e amplamente utilizado em todo o mundo. Por ser um modelo bidimensional e numérico de destino e transporte de compostos químicos na água subterrânea que simula uma Etapa 3 da metodologia RBCA, o modelo SCBR 1.5 foi escolhido na tentativa de tornar público um modelo que vem sendo desenvolvido em território nacional pelo Departamento de Remediação de Solos e Águas Subterrâneas (REMAS) da Universidade Federal de Santa Catarina em parceria com a PETROBRÁS.

As principais características e funcionalidades dos modelos matemáticos empregados estão descritas no item 2.4 (Capítulo II). A seguir serão apresentadas algumas informações adicionais dos modelos RISC 4.03 e SCBR 1.5. As informações do RISC 4.03 foram obtidas do "*Risc Integrated Software for Cleanups – User's Manual*" e para o modelo SCBR utilizou-se o "*SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco: Manual do Usuário*".

### **3.3.1 RISC 4.03 – Risc Integrated Software for Cleanups**

Os resultados do modelo RISC 4.03 podem ser visualizados por meio de gráficos e tabelas (ANEXO D), sendo que a caracterização do risco é definida pelo cálculo do risco carcinogênico e do índice de perigo. O resumo dos dados de entrada utilizados na simulação com o modelo RISC 4.03 é apresentado na Tabela 3.2, incluindo sua descrição.



**Tabela 3.2** – Dados de entrada utilizados na simulação com o modelo RISC 4.03.

<b>DADOS DE ENTRADA DO MODELO RISC 4.03</b>	
<b>Passos</b>	<b>Descrição</b>
Compostos químicos de interesse	O software contém uma base de dados com 87 compostos químicos de interesse e suas respectivas propriedades físicas e químicas. Estes compostos podem ser escolhidos ou novos compostos podem ser adicionados a esta base de dados.
Cenários de exposição, modelos de destino e transporte associados as rotas de exposição.	Exposição à saúde humana - três fontes potenciais são consideradas nesta análise: solo superficial, lixiviação/ águas superficiais e ar interno/externo. São consideradas também diferentes rotas de exposição para cada meio receptor. Risco ecológico/qualidade da água - opções idênticas a exposição à saúde humana.
Concentração no ponto receptor	Há dois métodos para determinar a concentração no ponto receptor: o usuário pode entrar com o valor da concentração no ponto receptor diretamente ou entrar com o valor da concentração na área da fonte e utilizar os modelos de transporte dos compostos químicos para estimar a concentração no ponto receptor.
Descrição dos receptores	Escolha dos receptores e tipo de análise a ser considerada, determinística ou de Monte Carlo. Para a análise determinística
Cálculo do risco carcinogênico e do índice de perigo	No cálculo do risco é estimada a quantidade ingerida, ou dose, por composto químico para cada rota de exposição. Para carcinogênicos, o risco é estimado como a probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer durante toda a vida devido a exposição à carcinogênicos potenciais. Os efeitos não carcinogênicos são avaliados pela comparação entre o nível de exposição e a dose de referência para o mesmo período de exposição.
Visualização dos resultados	Após o cálculo do risco, os resultados podem ser visualizados através de gráficos e tabelas.

Fonte: SPENCE & WALDEN, 2001.

### 3.3.2 SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco

Os principais dados de entrada do modelo utilizados na simulação com o SCBR são apresentados abaixo, incluindo suas respectivas unidades e a sua descrição. A tabela referenciada (Tabela 3.3) foi adaptada do “SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco: Manual do Usuário”.

**Tabela 3.3 – Principais parâmetros utilizados na simulação com o SCBR.**

<b>DADOS DE ENTRADA DO MODELO SCBR - SOLUÇÃO CORRETIVA BASEADA NO RISCO</b>		
<b>Parâmetros</b>	<b>Unidades</b>	<b>Descrição</b>
Georeferenciamento	-	Permite efetuar o georeferenciamento de uma imagem de fundo, auxiliando na construção do cenário de simulação e na interpretação dos resultados.
Tempo de simulação (t)	ano	É o período definido pelo usuário no qual a simulação do destino e transporte de contaminantes será efetuada. Geralmente, o período é definido na tentativa de se prever qual a dimensão temporal necessária para a pluma atingir determinada concentração em uma região do domínio, ou para estimar a extensão da pluma em um determinado período.
Área de simulação	-	Representa a área do domínio de simulação, definida pela geometria retangular, podendo ser redimensionada para a simulação.
Condutividade Hidráulica (k)	cm/s	Condutividade hidráulica do meio poroso saturado.
Porosidade Efetiva ( $n_e$ )	adimensional	A porosidade total ( $n$ ) é o volume de vazios em uma unidade de volume do aquífero. A porosidade efetiva ( $n_e$ ) representa os espaços intersticiais do solo disponíveis para o escoamento do fluido, onde $n_e = n - S_r$ , sendo $S_r$ o coeficiente de retenção de água no meio devido à força da gravidade.
Recarga (I)	mm/ano	É a taxa de água infiltrada no solo a partir da precipitação, representando o volume de água introduzido no freático por unidade de tempo.
Cota Base do Aquífero	m	Representa a cota de fundo do aquífero, geralmente referenciado em relação ao nível do mar.
Rios e Lagos	Vazão - $m^3/s$ Volume - $m^3$ Altura - m	O SCBR permite a incorporação de condições de contorno formadas por águas superficiais dentro do modelo de água subterrânea. Rios ou lagos podem contribuir para a entrada de água no aquífero ou para sua drenagem, alterando o gradiente hidráulico no aquífero.
Dispersividade Longitudinal ( $a_L$ ) e Transversal ( $a_T$ )	m	A dispersão representa o processo no qual a pluma de soluto se espalha na direção longitudinal (ao longo da direção de fluxo da água subterrânea) e na direção transversal (perpendicular ao fluxo) devido à dispersão mecânica e à difusão molecular.
Fator de Retardo (R)	adimensional	Se a velocidade média dos contaminantes no aquífero for menor que a velocidade de infiltração da água subterrânea é dito que os contaminantes estão sofrendo <i>retardo</i> . Isto ocorre por que os contaminantes hidrofóbicos tendem a adsorver-se à matriz do aquífero. Um valor do fator de retardo 2 indica que a velocidade da água subterrânea é duas vezes maior que a velocidade dos contaminantes.
Carga Hidráulica (H)	m	Refere-se aos níveis da água subterrânea medidas no campo através de poços de monitoramento.

Fonte: Adaptado de PETROBRÁS & UFSC, 2004.

## CAPÍTULO IV

### RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### *4.1 TERMINAL DE BARUERI*

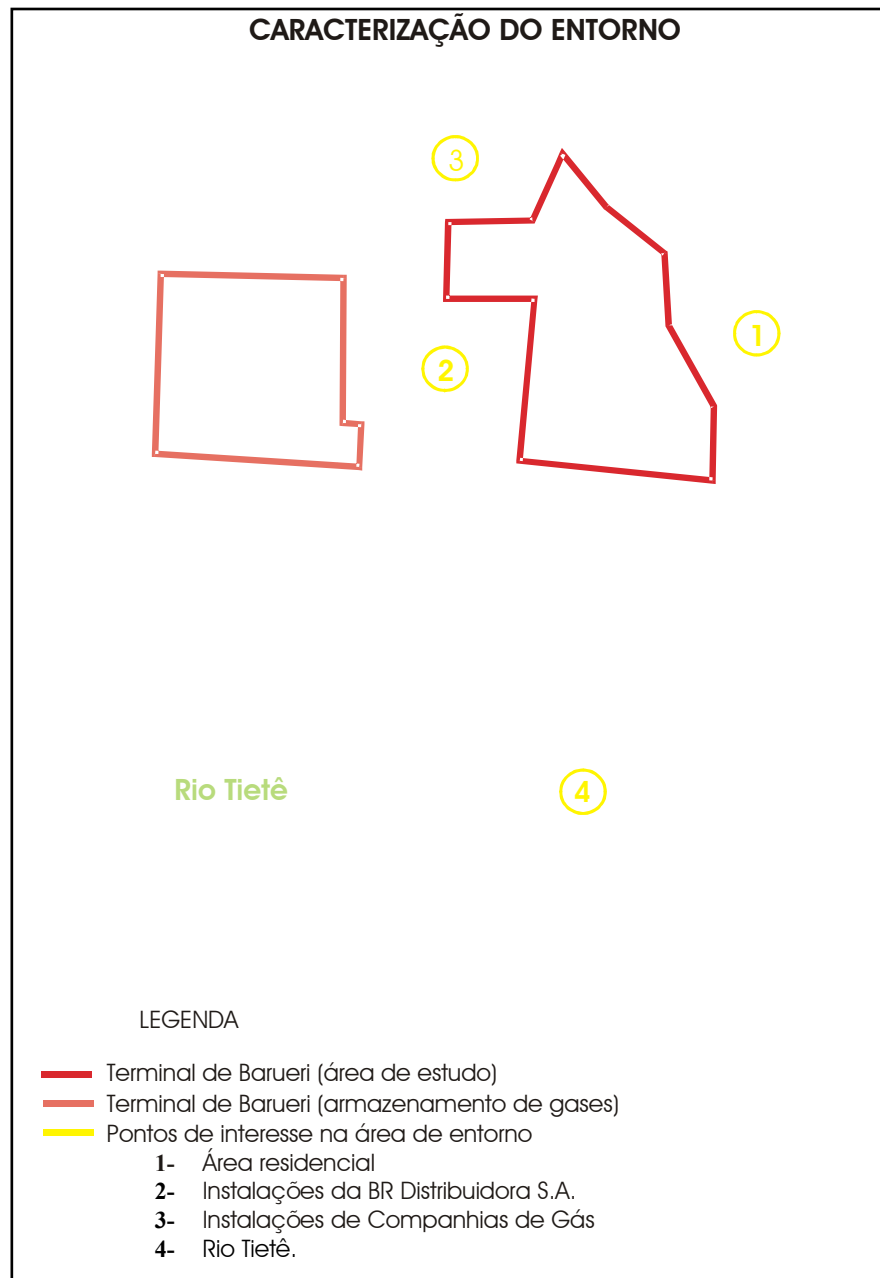
##### **4.1.1 Caracterização da área de estudo – Avaliação inicial da área**

###### *4.1.1.1 Caracterização do Entorno*

O Terminal de Barueri localiza-se em Zona de Uso Predominantemente Industrial (ZUPI), que faz divisa a leste com a Zona Residencial de Alta Densidade (ZRA), segundo a Lei Complementar N°121, de 18 de dezembro de 2002, que institui normas sobre o zoneamento, uso e ocupação do solo urbano do município de Barueri. Em visita ao Terminal de Barueri foram identificados pontos de interesse na área do entorno que se referem à área residencial (1 - a leste), às instalações da BR Distribuidora S.A. (2 - a oeste), às instalações de Companhias de Gás (3 - ao norte) e ao Rio Tietê (4 - ao sul), conforme apresentado na Figura 4.1.

###### *4.1.1.2 Aspectos Climatológicos*

O município de Barueri é caracterizado por um relevo suave, sendo toda a sua região contornada por morros e colinas. Está a uma altitude de 740 m em relação ao nível do mar e encontra-se praticamente desprovido de vegetação. O município apresenta uma rede de drenagem muito densa e está inserido na Bacia Tietê Alto – Zona Metropolitana constituída pelo Rio Tietê e seus afluentes da porção oeste do município de São Paulo. O clima de Barueri é o Tropical Úmido, apresentando um verão mais quente e úmido e um inverno frio e seco. A temperatura média anual é de 19 °C e a umidade relativa do ar é elevada, mantendo uma média de 80%. Devido a sua localização, o índice pluviométrico é significativo. Nesta região chove em média 1.400 mm ao ano, sendo que a maior parte das chuvas precipita-se no verão.

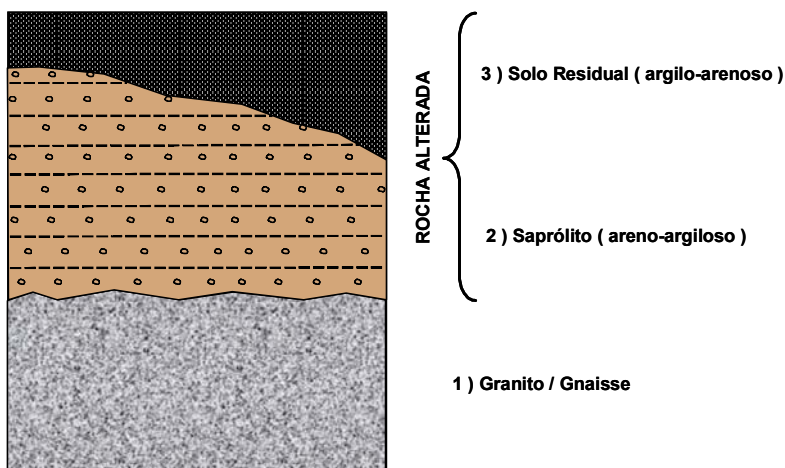


**Figura 4.1** – Caracterização da área do entorno do Terminal de Barueri.

#### 4.1.1.3 Caracterização Geológica

O contexto geológico do Terminal de Barueri é caracterizado pelo empilhamento de granitos/gnaisses intensamente fraturados sobrepostos por uma rocha alterada. Sendo esta subdividida em duas partes: a parte superior constituída por um solo residual de coloração rósea a branca, que possui constituição predominantemente argilosa; e a parte inferior, onde se encontra um saprólito, de coloração amarela a ocre que se apresenta arenoso. A partir dos estudos

realizados na área, observa-se que a espessura do manto de intemperismo (solo residual e saprólito) varia de 4 a 20 m e apresenta sua maior espessura na porção noroeste da área. O nível freático é variável nas 11 sondagens rotativas, oscilando entre 2,23 e 9,30 m. A Figura 4.2 apresenta a coluna geológica local, com três camadas distintas: solo residual (argilo-arenoso), saprólito (areno-argiloso) e embasamento rochoso granito-gnaisse.

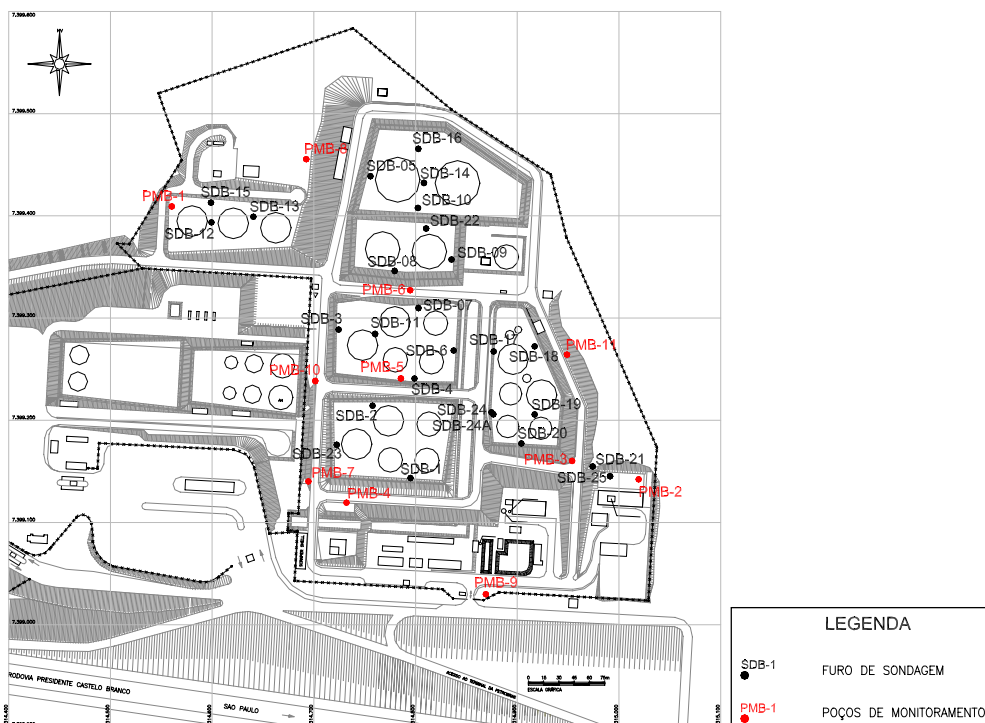


**Figura 4.2** – Coluna geológica local para o Terminal de Barueri. Fonte: BRAIN Tecnologia (2003).

#### 4.1.1.4 Caracterização Geoquímica

A caracterização do solo na área do Terminal de Barueri foi realizada através de 26 sondagens a trado manual e mecânico, as quais tiveram como finalidade a descrição geológica e a coleta de amostras de solo para análise geoquímica de compostos orgânicos e inorgânicos. A Figura 4.3 apresenta a distribuição das 26 sondagens a trado e das 11 sondagens rotativas as quais serviram para instalação dos poços de monitoramento da água subterrânea.

A determinação das concentrações dos compostos orgânicos e metais foi realizada nos 26 pontos de sondagens em profundidades que variaram de 0,0 a 10 m. Os compostos orgânicos e metais analisados tanto no solo como na água subterrânea são apresentados na Tabela 3.1 deste documento. As Tabelas I e II do ANEXO B apresentam, respectivamente, os resultados das concentrações destes contaminantes no solo do Terminal de Barueri que ultrapassaram os valores de referência adotados. Nestas tabelas são apresentados em verde os pontos de amostragem nos quais as concentrações medidas foram superiores aos padrões de referência da CETESB (2001), em azul os padrões da Lista Holandesa (MINISTRY OF VROM, 1994) e em amarelo os padrões da EPA – Região 9 (EPA, 2002).

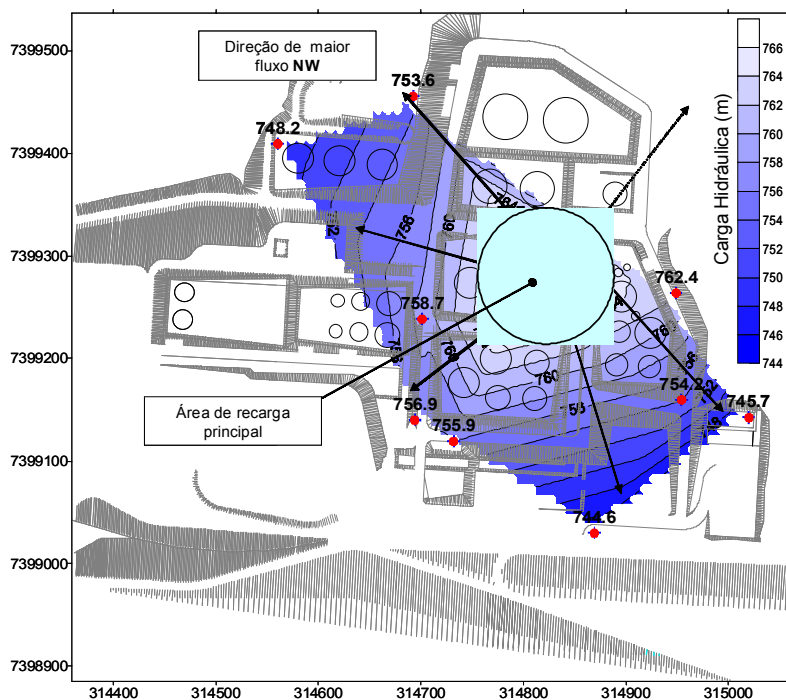


**Figura 4.3** – Distribuição das 26 sondagens e 11 poços de monitoramento na área do Terminal de Barueri. Fonte: BRAIN Tecnologia, 2003.

#### 4.1.1.5 Caracterização Hidrogeológica

A partir do contexto geológico local, pode-se reconhecer em termos hidráulicos, que o sistema aquífero local é do tipo livre, superficial e granular, resultante de um perfil de alteração de uma rocha granítica. A parte superior do aquífero, até 5,5 metros a partir da superfície do terreno, é constituída por um material de textura argilo-arenosa. A base do aquífero é constituída de um material com textura mais permeável, areno-argilosa, apresentando textura variável até 7,0 metros.

Para determinação das características hidrodinâmicas e hidroquímicas do aquífero foram instalados 11 poços de monitoramento, a partir dos quais foi possível determinar o mapa potenciométrico da área investigada em função da variação espacial da carga hidráulica total. A Figura 4.4 apresenta o mapa potenciométrico da área, sendo que as setas destacadas indicam as principais direções de fluxo. Os coeficientes de permeabilidade foram determinados a partir dos resultados dos *Slug Tests*, os quais foram tratados pelo método Hvorslev e Bower & Rice (FETTER, 1994). Os resultados de condutividade hidráulica obtidos para cada poço enquadram-se na faixa de solos areno-siltosos a areno-argilosos.



**Figura 4.4** – Mapa potenciométrico na área do Terminal de Barueri.  
Fonte: BRAIN, 2003.

As velocidades da água subterrânea na área foram calculadas considerando uma porosidade efetiva de 35%, admitindo um material areno-argiloso. A condutividade hidráulica e o gradiente hidráulico, assumidos nos cálculos da velocidade intersticial, variaram na ordem de  $6,32 \times 10^{-5}$  a  $1,06 \times 10^{-3}$  cm/s e 0,07 a 0,10 m/m, respectivamente. Em função destes resultados estimou-se a velocidade intersticial variando entre 4 e 100 m/ano.

As Tabelas III e IV do ANEXO B apresentam, respectivamente, os resultados das concentrações de hidrocarbonetos e metais detectados nas análises químicas de água subterrânea, coletadas nos poços de monitoramento. Nestas tabelas são indicados todos os pontos amostrados que ultrapassaram os limites estabelecidos pelos padrões de referência da CETESB (2001), Lista Holandesa (MINISTRY OF VROM, 1994) e EPA – Região 9 (EPA, 2002).

#### 4.1.2 Classificação da Área e Ação-resposta inicial

A classificação da área do Terminal de Barueri foi realizada de acordo com a Tabela 1 (ANEXO A) da ASTM 1739-95. Esta avaliação inicial é recomendada para evitar que áreas que necessitem de ações emergenciais recebam medidas que não mitigam o risco agudo. Conforme as

informações obtidas nas investigações ambientais da área, o Terminal de Barueri foi classificado como sendo de *Classe 4*: Nenhum dano demonstrável em longo prazo para a saúde ou segurança humana ou de outros receptores sensíveis. Desta forma, uma possível ação-resposta inicial é um monitoramento da água subterrânea em função da inexistência de risco demonstrável para o cenário avaliado.

#### **4.1.3 Execução e Avaliação da Etapa 1**

Nesta Etapa da avaliação de risco foi realizada a comparação das concentrações dos compostos químicos de interesse com os valores de referência baseados no risco (*RBSL – Risk-Based Screening Levels*). Os valores de referência utilizados foram os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo (CETESB, 2001), a Lista Holandesa (MINISTRY OF VROM, 1994) e as Metas de Remediação Preliminares (*Preliminary Remediation Goals - PRG*) estabelecidos pela U.S. EPA (2002). Os valores de intervenção da CETESB e da EPA consideraram que o Terminal de Barueri está localizado em área industrial (ZUPI – Zona de Uso Predominantemente Industrial). As Tabelas I a IV do ANEXO B apresentam os resultados da caracterização geoquímica e hidroquímica. As concentrações dos compostos que superaram os valores de referência estão em destaque.

No solo e na água subterrânea não foram encontradas concentrações de hidrocarbonetos do petróleo acima dos valores de intervenção da CETESB, da Lista Holandesa e da EPA. Na água subterrânea somente o ferro e o manganês apresentaram concentrações superiores ao estabelecido pela CETESB. Em função da distribuição homogênea destes metais, admite-se que o ferro e o manganês sejam compostos de constituição natural da água subterrânea (*background*). O níquel apresentou concentração superior ao estabelecido pela CETESB no poço de monitoramento (PMB-07). Esta concentração não está muito acima dos padrões estabelecidos e também não foi encontrado níquel nos outros poços de monitoramento. É necessária que seja realizada uma análise confirmatória da presença deste metal na água subterrânea no poço de monitoramento PMB-07.

Os resultados obtidos nesta etapa da avaliação não apresentaram risco demonstrável à saúde humana em função das características geoquímicas e hidroquímicas na área do Terminal de Barueri. Desta forma, não foi necessária a execução da Etapa 2 da avaliação de risco. Portanto,



como os RBSL não foram extrapolados há a necessidade apenas de um monitoramento para confirmar a estabilidade da área.

## **4.2 TERMINAL DE CUBATÃO**

### **4.2.1 Caracterização da área de estudo – Avaliação inicial da área**

#### *4.2.1.1 Caracterização do Entorno*

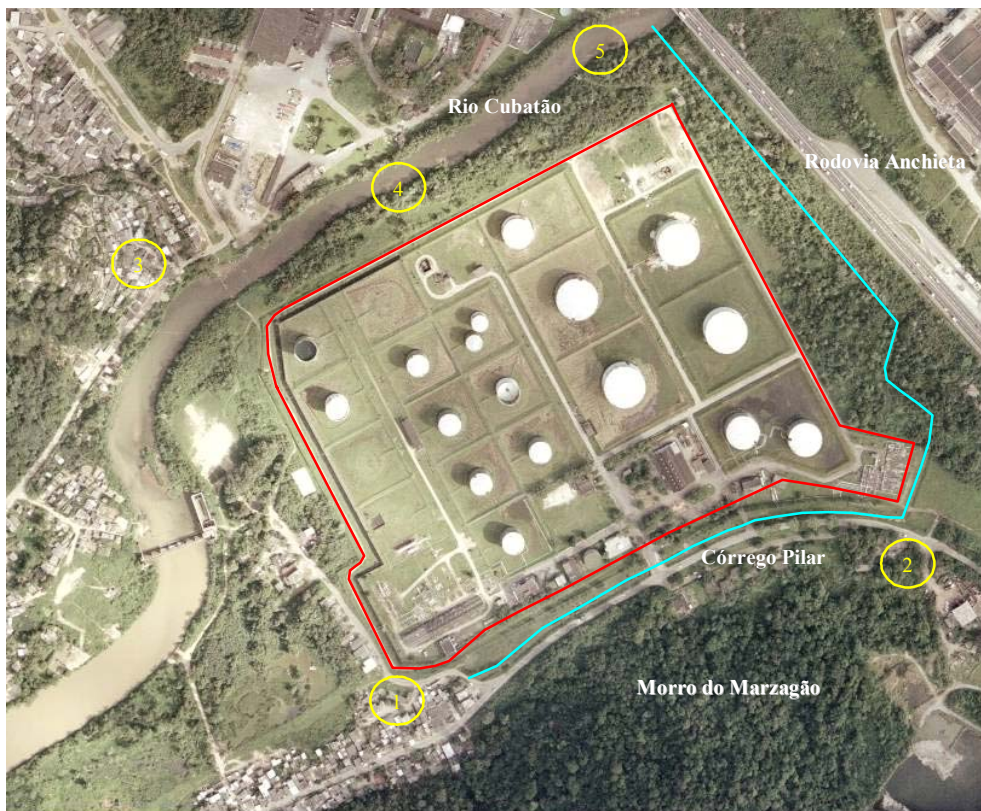
O Terminal de Cubatão localiza-se em loteamento industrial, no pé da Serra do Mar, próximo a margem direita do Rio Cubatão, da rodovia Anchieta e de um pequeno córrego canalizado (Córrego Pilar). O mapa de zoneamento do município permite localizar o Terminal de Cubatão em Zona de Comércio e Serviços (ZCS-3), que faz divisa com a Zona de Preservação Ecológica (ZPE-7), onde está situado o Morro do Marzagão. Segundo a Lei Complementar Nº2.513, de 14 de setembro de 1998, na zona ZCS-3, onde está inserido o Terminal de Cubatão, são admitidas, sob controle especial, indústrias petroquímicas.

Em fevereiro de 2000, a Petrobrás Transportes S.A. (TRANSPETRO) contratou a empresa Geocom Projetos e Consultoria S/C Ltda. para realização do “Diagnóstico Ambiental do Entorno dos Terminais de Cubatão e Santos”. Este documento define cinco pontos de interesse na área de entorno do Terminal de Cubatão, sendo três ao longo da margem do Rio Cubatão, e dois próximos ao córrego canalizado ao sul do terminal. Conforme apresentado na Figura 4.5, os pontos 1 e 3 referem-se a áreas de residências unifamiliares, e os pontos 2, 4 e 5 a áreas que se encontram em estágios variados de regeneração da Mata Atlântica.

#### *4.2.1.2 Aspectos Climatológicos*

A topografia do município de Cubatão é predominantemente de planície, tendo toda sua região contornada por colinas e montanhas, cobertas por uma floresta tropical classificada como Atlântica Úmida. A altitude varia ao nível do mar até 3 metros. No tocante a hidrografia destaca-se o Rio Cubatão, o mais importante da região. O clima em Cubatão é quente e úmido com características marcantes de forte tropicalidade e a umidade relativa do ar é elevada, superior a 80%. O índice pluviométrico é muito representativo devido a sua localização. Chove cerca de

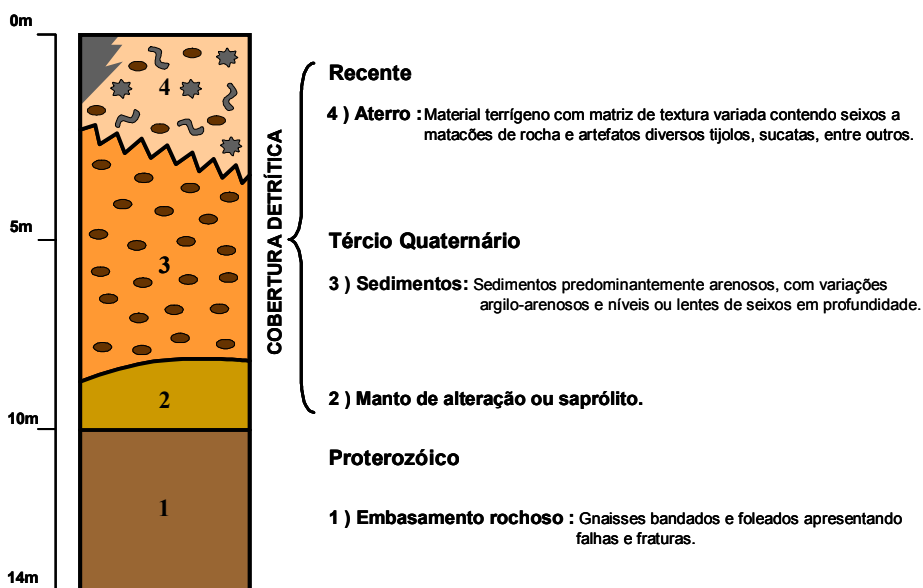
170 dias por ano e a média das precipitações nos últimos anos é de 2.259 milímetros anuais. Os ventos predominantes na região são os de sul e os de leste.



**Figura 4.5** – Identificação das áreas vizinhas ao Terminal de Cubatão.

#### 4.2.1.3 Caracterização Geológica

O Terminal de Cubatão está assentado sobre um extenso aterro que desviou o curso original do Rio Cubatão, configurando assim sua planície atual de inundação, que se estende até a soleira do Morro do Marzagão. O contexto geológico local é configurado pela sobreposição de aterro a depósitos aluvionares e coluvionares assentados sobre gnaisses e migmatitos, que compõem o embasamento rochoso regional. A Figura 4.6 apresenta a coluna geológica local, com quatro camadas distintas: material de aterro, sedimentos, manto de alteração ou saprólito e embasamento rochoso. A espessura total do manto de cobertura na área investigada varia entre 6 e 20 metros, e o aterro possui espessura variando entre 0,1 e 10 metros. O nível freático é raso variando de 1,69 a 3,95 m.

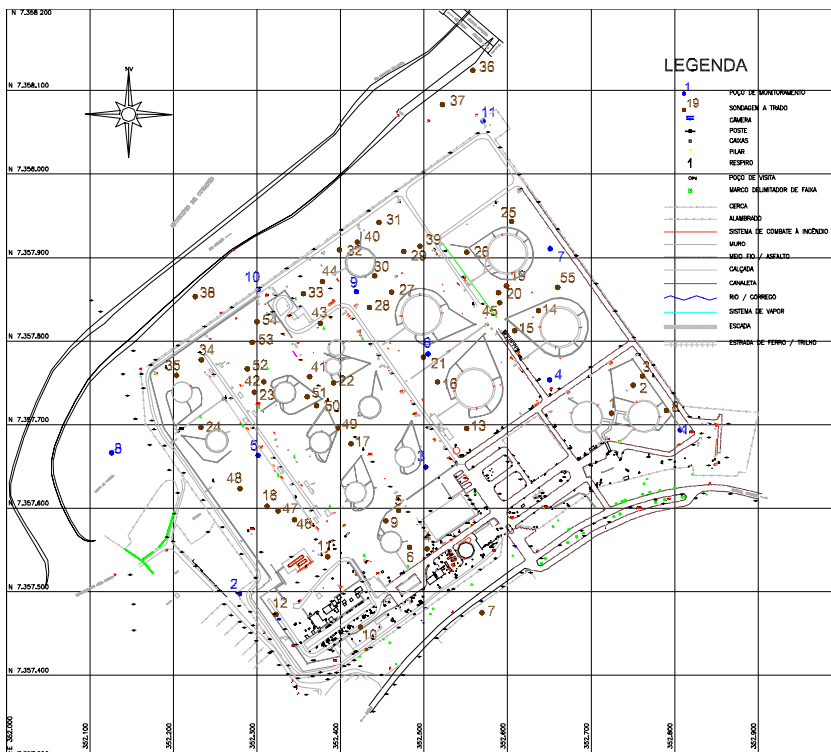


**Figura 4.6** – Coluna geológica para o Terminal de Cubatão.  
Fonte: BRAIN Tecnologia (2003).

#### 4.2.1.4 Caracterização Geoquímica

A caracterização do solo na área do Terminal foi realizada através de 51 sondagens a trado manual e mecânico, as quais tiveram como finalidade a descrição geológica e a coleta de amostras de solo para análise geoquímica de compostos orgânicos e inorgânicos. A Figura 4.7 apresenta a distribuição das 51 sondagens a trado e das 11 sondagens rotativas as quais serviram para instalação dos poços de monitoramento da água subterrânea.

A determinação das concentrações dos compostos orgânicos e metais foi realizada nos 51 pontos de sondagens em profundidades que variaram de 0,0 a 6,0 m. Os compostos orgânicos e metais analisados tanto no solo como na água subterrânea foram os mesmos considerados para o Terminal de Barueri e são apresentados na Tabela 3.1 deste documento. As Tabelas I e II do ANEXO C apresentam, respectivamente, as concentrações destes contaminantes no solo do Terminal de Cubatão. Nestas tabelas são apresentados em verde os pontos de amostragem nos quais as concentrações medidas foram superiores aos padrões de referência da CETESB (2001), em azul os padrões da Lista Holandesa (MINISTRY OF VROM, 1994) e em amarelo os padrões da EPA – Região 9 (EPA, 2002).



**Figura 4.7** – Distribuição das 51 sondagens e 11 poços de monitoramento na área do Terminal de Cubatão. Fonte: BRAIN Tecnologia (2003).

#### 4.2.1.5 Caracterização Hidrogeológica

A partir do contexto geológico local, conforme apresentado na Figura 4.6, pode-se reconhecer, em termos hidráulicos, duas unidades aquíferas para a área de investigação: (1) o aquífero poroso e livre desenvolvido sobre a cobertura detritica e (2) o aquífero fraturado desenvolvido no embasamento rochoso.

Para determinação das características hidrodinâmicas e hidroquímicas do aquífero foram instalados 11 poços de monitoramento, que possibilitaram a geração do mapa potenciométrico da área investigada a partir da variação espacial da carga hidráulica total. A Figura 4.8 apresenta o mapa potenciométrico da área, sendo que as setas brancas indicam as principais direções de fluxo. Para o Terminal de Cubatão, os coeficientes de permeabilidade também foram determinados a partir dos resultados dos *Slug Tests*, tratados pelo método Hvorslev e Bower & Rice (FETTER, 1994). Os resultados de condutividade hidráulica, obtidos para os 11 poços, enquadram-se na faixa de condutividade hidráulica de terrenos predominantemente de material arenoso e permeável.



**Figura 4.8** – Mapa potenciométrico na área do Terminal de Cubatão.  
Fonte: BRAIN Tecnologia, 2003.

As velocidades da água subterrânea na área do Terminal de Cubatão foram calculadas considerando uma porosidade efetiva de 30%, admitindo um material arenoso fino. A condutividade hidráulica e o gradiente hidráulico, assumidos nos cálculos da velocidade intersticial são da ordem de  $5 \times 10^{-3}$  cm/s e 0,007 m/m, respectivamente. Em função destes resultados estimou-se a velocidade intersticial em 37 m/ano.

As Tabelas III e IV do ANEXO C apresentam, respectivamente, as concentrações dos compostos orgânicos e metais detectados nas análises químicas de água subterrânea, coletadas nos 11 poços de monitoramento. Nestas tabelas são indicados todos os pontos que ultrapassaram os limites estabelecidos pelos valores de referência da CETESB (2001), Lista Holandesa (MINISTRY OF VROM, 1994) e EPA – Região 9 (EPA, 2002).

#### 4.2.2 Classificação da Área e Ação-resposta inicial

A classificação da área do Terminal de Cubatão, assim como para o Terminal de Barueri, foi realizada de acordo com a Tabela 1 (ANEXO A) da ASTM 1739-95. De acordo com as informações obtidas nas investigações ambientais do local, o Terminal de Cubatão foi classificado como sendo de *Classe 3*: Risco em longo prazo (mais de 2 anos) para a saúde ou segurança humana ou outros receptores sensíveis. Assim, uma possível ação-resposta inicial é a

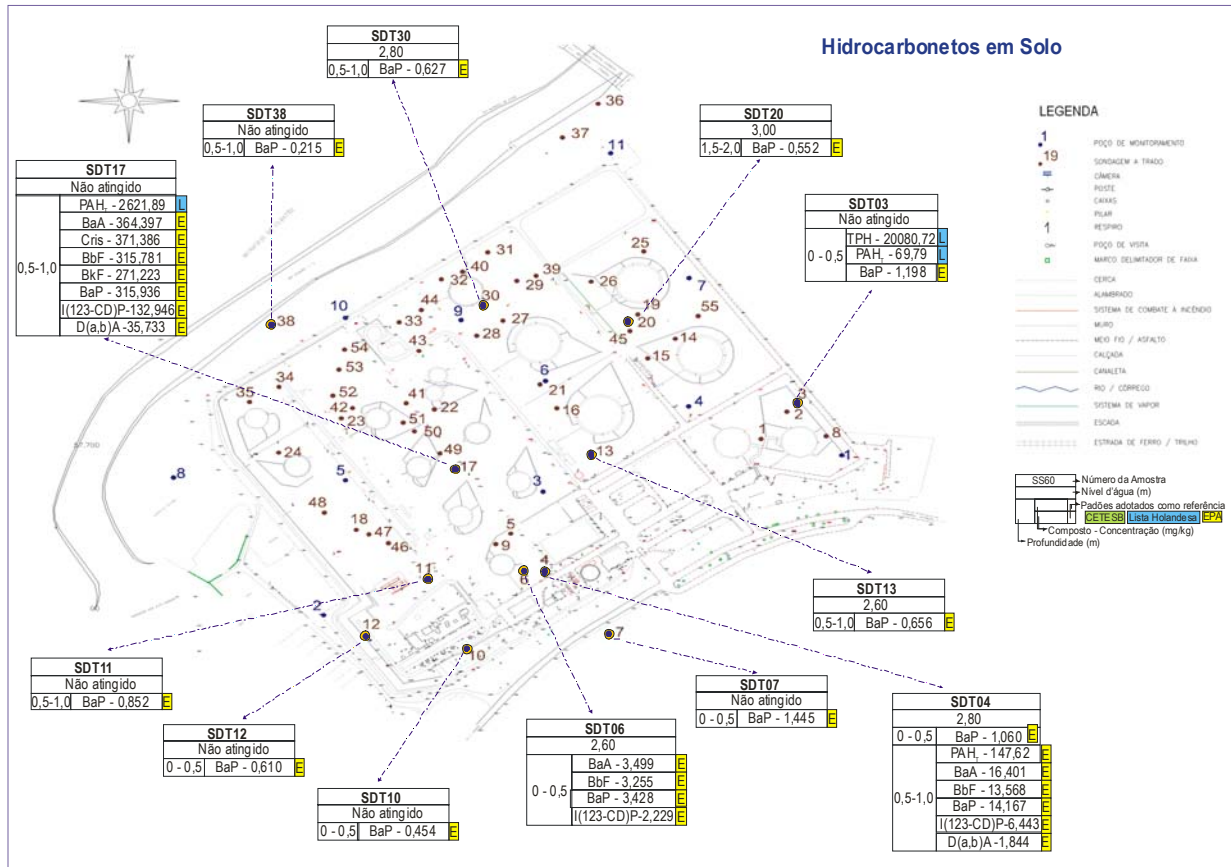
avaliação mais aprofundada da área, o que inclui a avaliação do risco aos receptores potenciais do Terminal conforme apresentado nos itens subseqüentes.

#### **4.2.3 Execução e Avaliação da Etapa 1**

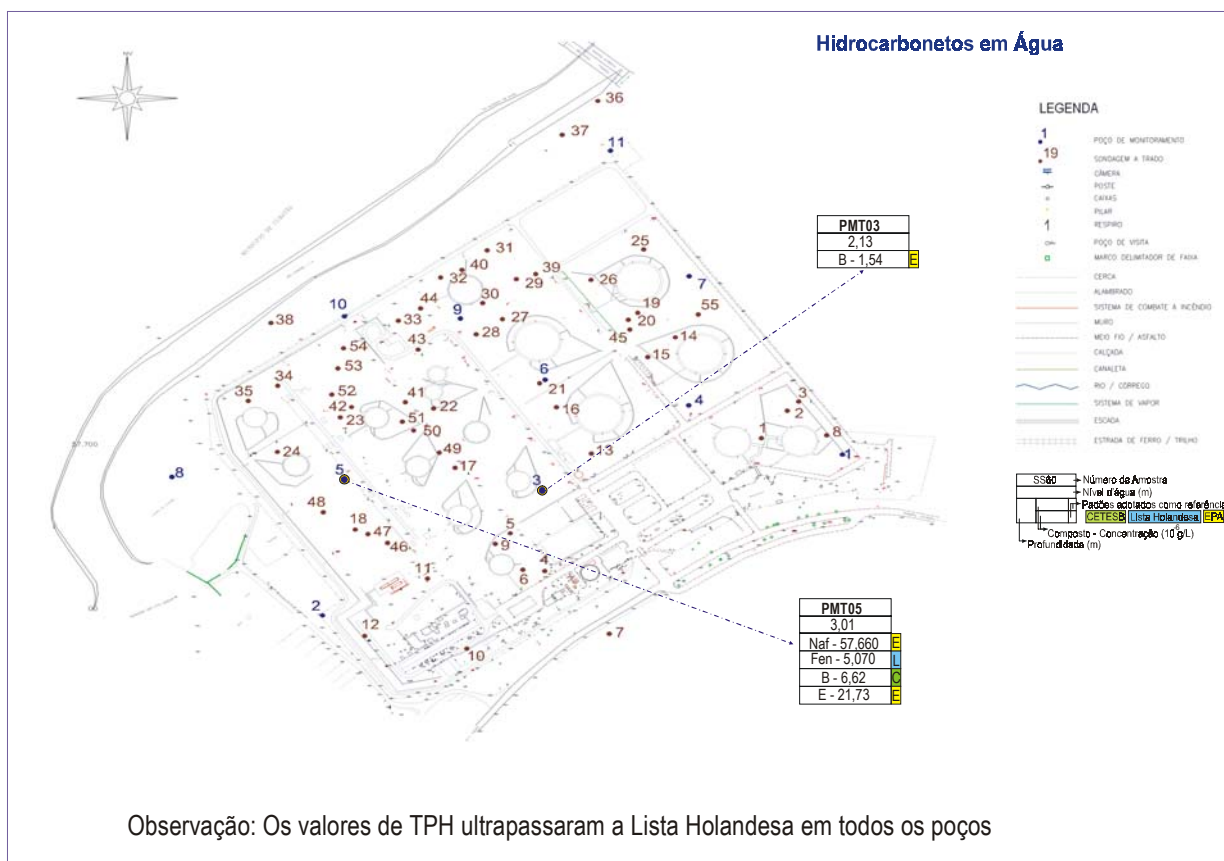
Na Etapa 1 da avaliação de risco foi realizada a comparação das concentrações dos compostos químicos de interesse com os valores de referência baseados no risco (*RBSL – Risk-Based Screening Levels*). Os valores de referência utilizados foram os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo (CETESB, 2001), a Lista Holandesa (MINISTRY OF VROM, 1994) e as Metas de Remediação Preliminares (*Preliminary Remediation Goals - PRG*) estabelecidos pela U.S. EPA (2002). Os valores de intervenção da CETESB e da EPA consideraram que o Terminal de Cubatão encontra-se em Zona de Comércio e Serviços (ZCS-3). Vale lembrar que a ZCS-3 admite indústrias petroquímicas e ampliações das existentes, portanto foram adotados valores para área industrial. As Tabelas I a IV do ANEXO C apresentam em destaque os resultados das concentrações dos compostos que superaram os valores de referência nos solos e águas subterrâneas para metais e TPH, HPA e BTEX.

Conforme apresentado na Figura 4.9 e na Tabela I (ANEXO C), os locais que apresentaram concentrações de hidrocarbonetos do petróleo (TPH e HPA) superiores aos *RBSL* para solos foram os pontos de sondagens SDT-03, SDT-04, SDT-06, SDT-07, SDT-10, SDT-11, SDT-12, SDT-13, SDT-17, SDT-20, SDT-30 e SDT-38. Com exceção dos pontos SDT-07, SDT-10, SDT-11, SDT-12 e SDT-38, todos os outros pontos de sondagem que apresentaram contaminação acima dos limites permitidos estão localizados em bacias de contenção. Para o caso da água subterrânea, o poço PMT-05 foi o único que apresentou concentrações de hidrocarbonetos de petróleo superiores aos valores de intervenção da CETESB, destacando-se o benzeno. O etilbenzeno e o fenantreno não estão limitados pela CETESB, mas apresentaram-se em concentrações superiores em relação aos padrões da U.S.EPA e Lista Holandesa, respectivamente. O composto naftaleno não atendeu os padrões da U.S.EPA, mas apresentou concentração inferior ao padrão estabelecido pela CETESB, tido como prioritário. O poço PMT-03 apresentou concentração de benzeno acima dos padrões da U.S.EPA, no entanto, a concentração está dentro dos limites estabelecidos pela CETESB. Os demais compostos atenderam os valores de intervenção da CETESB. O resultado da comparação das concentrações

medidas com as tabelas de referência pode ser visualizado na Figura 4.10 e na Tabela III do ANEXO C.



**Figura 4.9-** Pontos de sondagem que apresentaram concentrações de hidrocarbonetos do petróleo em solo superiores aos padrões de referência utilizados da avaliação de risco para o Terminal de Cubatão.



**Figura 4.10** - Pontos de sondagem que apresentaram concentrações de hidrocarbonetos do petróleo em água subterrânea superiores aos padrões de referência utilizados na avaliação de risco para o Terminal de Cubatão.

Em relação aos metais, todas as amostras de solo atenderam os valores orientadores da CETESB (Tabela II – ANEXO C). O cobre superou os valores de concentração estabelecidos na Lista Holandesa, no entanto, estima-se que este metal está presente no solo naturalmente, caracterizando concentrações de *background*. No caso da água subterrânea, o ferro e o manganês foram os únicos metais que se apresentaram em concentrações superiores ao estabelecido pela CETESB e EPA. Em função da distribuição homogênea e por estes dois metais não apresentarem concentrações muito elevadas aos padrões da CETESB, assumiu-se que tanto o ferro como o manganês são compostos de constituição natural da água subterrânea, caracterizando concentrações de *background*.

Como os resultados obtidos nesta etapa apresentaram concentrações de hidrocarbonetos de petróleo no solo e na água subterrânea superiores aos valores estabelecidos nas tabelas de



referência consideradas, optou-se por uma avaliação mais aprofundada da área através da realização da Etapa 2.

#### 4.2.4 Execução e Avaliação da Etapa 2

Como os contaminantes alvo da avaliação de risco não atenderam os padrões de referência genéricos (*RBSL*) na Etapa 1, optou-se pela realização da Etapa 2, onde o risco aos receptores presentes na área de estudo foi avaliado considerando as características específicas do local. Estas características são, por exemplo, as vias de exposição que de fato ocorrem, tempos de permanência, características hidrogeológicas e geoquímicas que definem o transporte dos contaminantes, dentre outras.

##### 4.2.4.1 Contaminantes

Os compostos químicos considerados nesta Etapa são aqueles cujas concentrações no solo e água subterrânea ultrapassaram os *RBSL* (Etapa 1) estabelecidos pela CETESB para os BTEX, alguns HPAs e metais. Como a CETESB não apresenta valores orientadores para todos os HPAs também foram utilizados a Lista Holandesa e as Metas de Remediação Preliminares da U.S.EPA. Os metais ferro, manganês e cobre, presentes no solo e na água subterrânea em concentrações que superaram os *RBSL*, foram considerados presentes naturalmente no meio, não caracterizando risco a saúde humana e ao meio ambiente. É importante lembrar que os metais ferro e manganês são limitados nas águas de abastecimento em função de critérios organolépticos e não de risco à saúde. Além disso, não foi possível correlacionar atividades desenvolvidas no Terminal de Cubatão com a presença do cobre presente no solo e o ferro e o manganês na água subterrânea. Portanto, para a análise da Etapa 2 da avaliação de risco foram considerados os seguintes compostos:

Benzo(a)antraceno	(BaA)	Criseno	Cris
Benzo(b)fluoranteno	(BbF)	Dibenzo(a, h)antraceno	(D(a, h)A)
Benzo(a)pireno	(BaP)	Etilbenzeno	E
Benzo(k)fluoranteno	(BkF)	Fenantreno	F
Benzeno	B	Indeno(123-CD)pireno	(I(123-CD)P)

#### 4.2.4.2 Fontes de Contaminação

Foram considerados como fontes de contaminação os locais que apresentaram um ou mais pontos com concentração de contaminantes que superaram os *RBSL* estabelecidos na Etapa 1 da avaliação de risco. Neste trabalho optou-se pelo agrupamento das fontes de contaminação em 5 grupos, sendo que os Grupos 1 ao 4 representam as fontes de contaminação presentes no solo e o Grupo 5 à única fonte diagnosticada presente na água subterrânea. Para o cálculo do risco através da simulação matemática, foi considerada como concentração representativa a maior concentração de cada um dos compostos presentes em cada Grupo, assumindo-se assim uma condição conservadora. Os grupos foram definidos conforme a Tabela 4.1 descrita abaixo.

**Tabela 4.1** – Fontes de contaminação presentes em solo e água subterrânea para o Terminal de Cubatão.

FONTES DE CONTAMINAÇÃO PRESENTES EM SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA				
Grupos	Pontos Considerados	Localização	Contaminantes	
Hidrocarbonetos em solo	1	SDT-03, SDT-07, SDT-10, SDT-11, SDT-12, SDT-13, SDT-20, SDT-30, SDT-38	Áreas diversas incluindo bacias de contenção	O contaminante alvo deste grupo é o Benzo(a)pireno. Foi adotada a concentração mais elevada dos 9 pontos considerados, 1,445 mg/kg (SDT-07)
	2	SDT-04	Área anexa ao terminal localizada na base do Morro do Marzagão	Benzo(a)pireno (14,167 mg/kg), Benzo(a)antraceno (16,401 mg/kg), Benzo(b)fluoranteno (13,568 mg/kg), Indeno(123-CD)pireno (6,443 mg/kg) e Dibenzo(a,h)antraceno (1,844 mg/kg).
	3	SDT-06	Bacia de contenção do tanque 14052	Benzo(a)pireno (3,428 mg/kg), Benzo(a)antraceno (3,499 mg/kg), Benzo(b)fluoranteno (3,255 mg/kg) e Indeno(123-CD)pireno (2,229 mg/kg).
	4	SDT-17	Bacia de contenção do tanque 14032	Benzo(a)pireno (315,94 mg/kg), Benzo(a)antraceno (364,40 mg/kg), Benzo(b)fluoranteno (315,78 mg/kg), Benzo(k) fluoranteno (271,22 mg/kg), Indeno(123-CD)pireno (132,95 mg/kg) e Dibenzo(a,h)antraceno (35,733 mg/kg) e Criseno (371,39 mg/kg).
HC em água	5	PMT-05	Bacia de contenção próxima ao tanque 14023	Benzeno (6,62 µg/L), Etilbenzeno (21,73 µg/L) e Fenantreno (5,070 µg/L).

#### 4.2.4.3 Determinação das Rotas de Exposição e Receptores

A determinação das rotas de exposição é função das características físicas do cenário de exposição e das características do entorno da fonte de contaminação, que inclui a população potencialmente exposta. O cenário de exposição na área do Terminal de Cubatão foi avaliado considerando a presença de receptores potenciais, dentro e fora da área do Terminal e a possibilidade destes receptores entrarem em contato com os contaminantes presentes no solo e água subterrânea através das rotas de exposição ingestão, inalação e contato dérmico.

A principal rota de exposição advinda do solo, considerando a presença de hidrocarbonetos do petróleo é o contato dérmico com o solo contaminado. Neste caso foram considerados como receptores potenciais os trabalhadores da área operacional do terminal e trabalhadores de obras futuras. Os possíveis transeuntes, crianças e animais externos ao terminal não terão contato com as fontes, pois as fontes estão dentro da área do terminal, que é restrito a pessoas autorizadas. Os pontos de exposição para a rota inalação de vapores e material particulado são considerados inexistentes, pois a contaminação é caracterizada por compostos semivoláteis (HPAs) situados abaixo da superfície do solo. A rota de exposição ingestão de solo não foi considerada pelo fato de não existirem cultivos de vegetais para o consumo humano ou animal, descartando a possibilidade de ingestão para os receptores na área do terminal.

Em relação à água subterrânea, a rota de exposição contato dérmico para os trabalhadores de obras futuras dentro do terminal é uma importante rota cujo risco deve ser simulado. A rota de exposição ingestão de água subterrânea não foi considerada, pois o abastecimento de água no terminal é realizado pela rede pública e não há presença de poços de captação d'água para consumo, eliminando a hipótese de ingestão de água para os receptores dentro do terminal. Outro ponto de exposição considerado importante foi o Rio Cubatão, tendo em vista a possibilidade de o rio ser atingido através da migração dos hidrocarbonetos do petróleo pela água subterrânea, uma vez que se encontra na direção do fluxo da água subterrânea. O Rio Cubatão está afastado 200 m do PMT-05 e é considerado um receptor fora da área do terminal. A Tabela 4.2 resume como os receptores localizados dentro e fora da área do Terminal de Cubatão estão relacionados com as principais rotas de exposição e as fontes de contaminação.

**Tabela 4.2** – Rotas de exposição e receptores localizados dentro e fora do Terminal de Cubatão.

<b>Rotas de exposição</b>	<b>Receptores na área no terminal <sup>(1)</sup></b>	<b>Receptores fora da área do terminal <sup>(2)</sup></b>
<b>Ingestão</b> de água subterrânea, solo, tubérculos, folhas e frutos cultivados.	O abastecimento de água no terminal é realizado pela rede pública e não existem locais com cultivos de vegetais para consumo humano ou animais no local. Não há presença de poços de captação de água para consumo humano no local. Portanto, descarta-se a rota de exposição ingestão para os receptores dentro do terminal.	Não há presença de poços de captação de água para consumo humano nas proximidades do terminal. A área de entorno constitui-se de Zona de Comércio e Serviços (com características de área industrial) e o abastecimento de água é realizado pela rede pública. Considerando que o terminal é cercado e que a entrada na área operacional é restrita, descarta-se a hipótese de pessoas vizinhas ao terminal ingerirem solo contaminado. No entanto, como PMT-05 apresentou benzeno na água subterrânea, será simulado o risco a receptores fora do terminal devido à migração de contaminantes pela água subterrânea. O principal receptor na direção do fluxo da água subterrânea é o Rio Cubatão.
<b>Inalação</b> de vapores e material particulado originado do solo contaminado.	Os pontos de exposição para rota inalação são considerados inexistentes. A contaminação na área dentro do terminal foi caracterizada apenas pela presença dos HPAs, que são compostos semivoláteis encontrados abaixo da superfície do solo. No entanto, trabalhadores de obras futuras deverão utilizar equipamento de proteção individual no caso de revolvimento do solo contaminado.	Assume-se que os receptores fora da área do terminal não terão contato com vapores orgânicos provenientes do solo do terminal, mesmo porque as fontes estão enterradas e há predominância de hidrocarbonetos semivoláteis.
<b>Contato dérmico</b> com solo, poeira e água subterrânea.	Trabalhadores de obras futuras na área operacional do terminal poderão estar sujeitos ao contato dérmico com hidrocarbonetos do petróleo no caso de revolvimento do solo. Portanto, estes trabalhadores deverão utilizar equipamentos de proteção individual para evitar o contato com o material contaminado.	As fontes de contaminação estão restritas a área do terminal que possui entrada controlada, impedindo a entrada de animais e pessoas não autorizadas. No entanto, como PMT-05 apresentou benzeno na água subterrânea, será simulado o risco a receptores fora do terminal devido à migração de contaminantes pela água subterrânea.

<sup>(1)</sup> São considerados receptores potenciais dentro da área do terminal os trabalhadores da área operacional e trabalhadores de obras futuras.

<sup>(2)</sup> São considerados receptores potenciais fora da área do terminal os transeuntes, trabalhadores de empreendimentos do entorno e o Rio Cubatão.

#### 4.2.4.4 Simulação do cenário de exposição

O modelo utilizado na simulação do risco para a Etapa 2 foi o RISC 4.03 da *British Petroleum Oil* (SPENCE & WALDEN, 2001). O cenário de exposição simulado nesta etapa foi à contaminação do solo e da água subterrânea. Para o solo, foi simulado o cenário de exposição contato dérmico. Para a água subterrânea foi simulada a variação da concentração dos compostos químicos presentes na fonte ao longo do tempo, considerando a atuação de mecanismos de transporte e transformação. Com os resultados da simulação foi possível estimar o tempo necessário para os contaminantes alcançarem o ponto de exposição (Rio Cubatão), a concentração no aquífero próximo ao rio, o índice de perigo e o risco de câncer considerando o contato dérmico de trabalhadores de obras futuras.

A definição do risco considerou as recomendações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos que utiliza como faixa de nível de risco uma variação de  $10^{-4}$  (possibilidade de 1 em 10.000 indivíduos adquirir câncer durante a exposição crônica a contaminantes) a  $10^{-6}$ . O risco aceitável utilizado na simulação do cenário de exposição da Etapa 2 foi assumido como sendo  $10^{-5}$ , considerando que:

- A área avaliada corresponde a Zona de Comércio e Serviços, admitindo-se indústrias petroquímicas e os principais receptores potenciais são trabalhadores da área operacional e eventuais trabalhadores de obras futuras;
- O SMS do Terminal de Cubatão determina que todos os indivíduos que transitem na área operacional utilizem Equipamentos de Proteção Individual (EPI), tais como roupas e calçados adequados, capacete, óculos e, em casos específicos, luvas e máscara de proteção contra poeira e gases;
- No caso do solo, os principais contaminantes alvo são hidrocarbonetos semivoláteis, sendo a maioria enterrados em bacias de contenção;
- Para a simulação do risco pelo contato dérmico, o modelo RISC 4.03 assume que a contaminação está a poucas polegadas da superfície do solo. No entanto, a contaminação nos pontos avaliados está localizada de 0,0 a 2,0 m da superfície, o que torna a condição de simulação conservadora e aplicável somente em caso de escavações no local;

A exposição típica de um trabalhador na área do terminal foi assumida conforme apresentado na Tabela 4.3. Esta exposição é baseada nas recomendações da U.S.EPA, estabelecidas como parâmetros de simulação do modelo RISC 4.03.

**Tabela 4.3** – Dados específicos do trabalhador em exposição típica.

<i>Exposição típica</i>	<i>Valores</i>
Tempo de vida (ano)	70
Peso corpóreo (kg)	70
Frequência de exposição para solos (evento/ano)	125
Duração da exposição para solos (ano)	8
Área total da superfície da pele (cm <sup>2</sup> )	18400
Fração de exposição da pele ao solo (-)	0,11
Fator de aderência do solo à pele (mg/cm <sup>2</sup> )	0,2

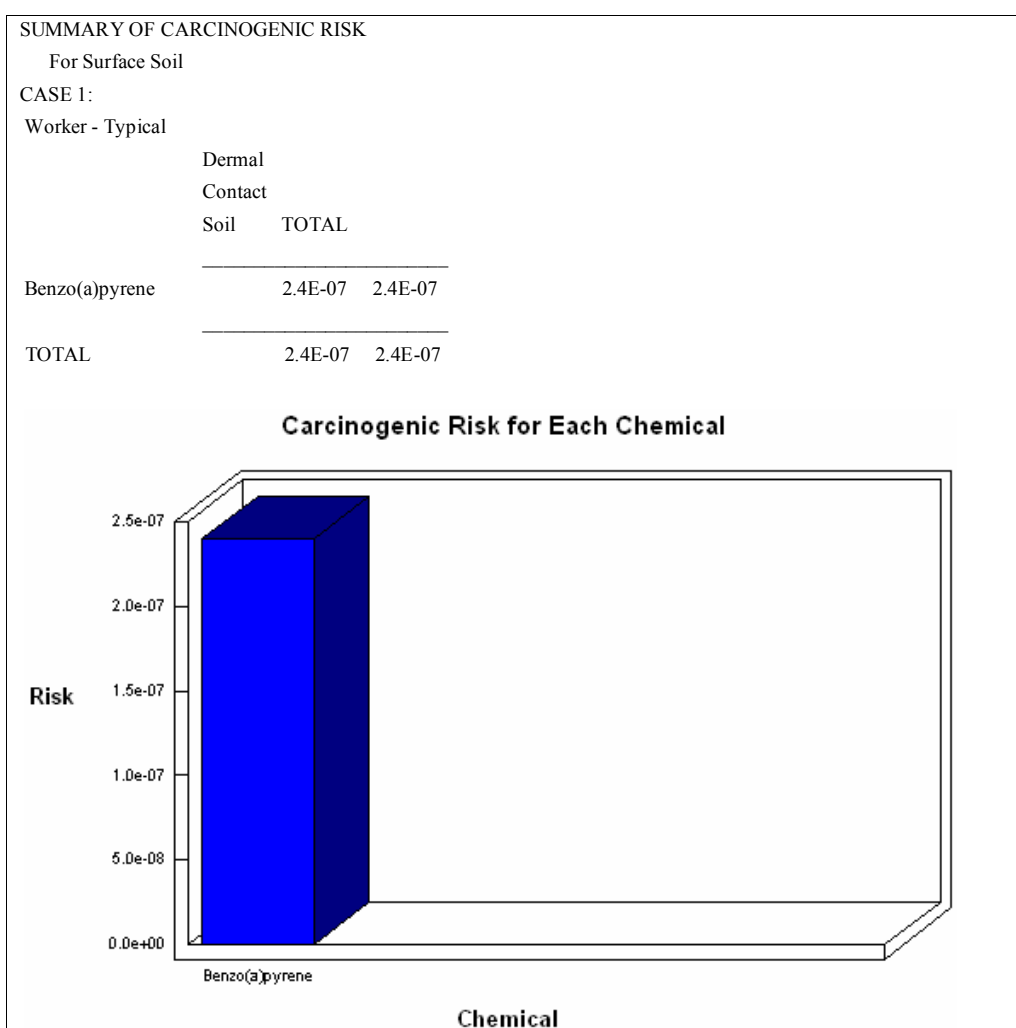
#### 4.2.4.5 Caracterização do Risco

Neste tópico são apresentados os resultados da simulação e caracterização do risco para os 5 Grupos de fontes de contaminação definidas para o cenário do Terminal de Cubatão. Os resultados de simulação do risco aos receptores para a rota de exposição contato dérmico com o solo contaminado por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são apresentados nas Figuras 4.11 a 4.14. Como pode ser observado nestas figuras, o risco carcinogênico total simulado para os HPAs presentes nos Grupos 1 a 4 foi igual a  $2,4 \times 10^{-7}$ ;  $3,2 \times 10^{-6}$ ;  $7,1 \times 10^{-7}$ ;  $9,0 \times 10^{-6}$ , respectivamente. Em nenhum destes 4 Grupos foi observado valores de risco superiores ao risco  $10^{-5}$ , admitido como aceitável para área em estudo. No entanto, ressalta-se que para o Grupo 4 foi assumida uma exposição típica considerando que os receptores principais são trabalhadores de obras futuras. Desta forma, foi assumida uma exposição típica semelhante à apresentada na Tabela 4.3, mas com frequência de exposição de 1 ano ao invés de 8 anos adotada para os outros grupos de fontes. Deve-se observar que, para frequências de exposição superiores há 1 ano, o risco simulado será superior a  $10^{-5}$ .

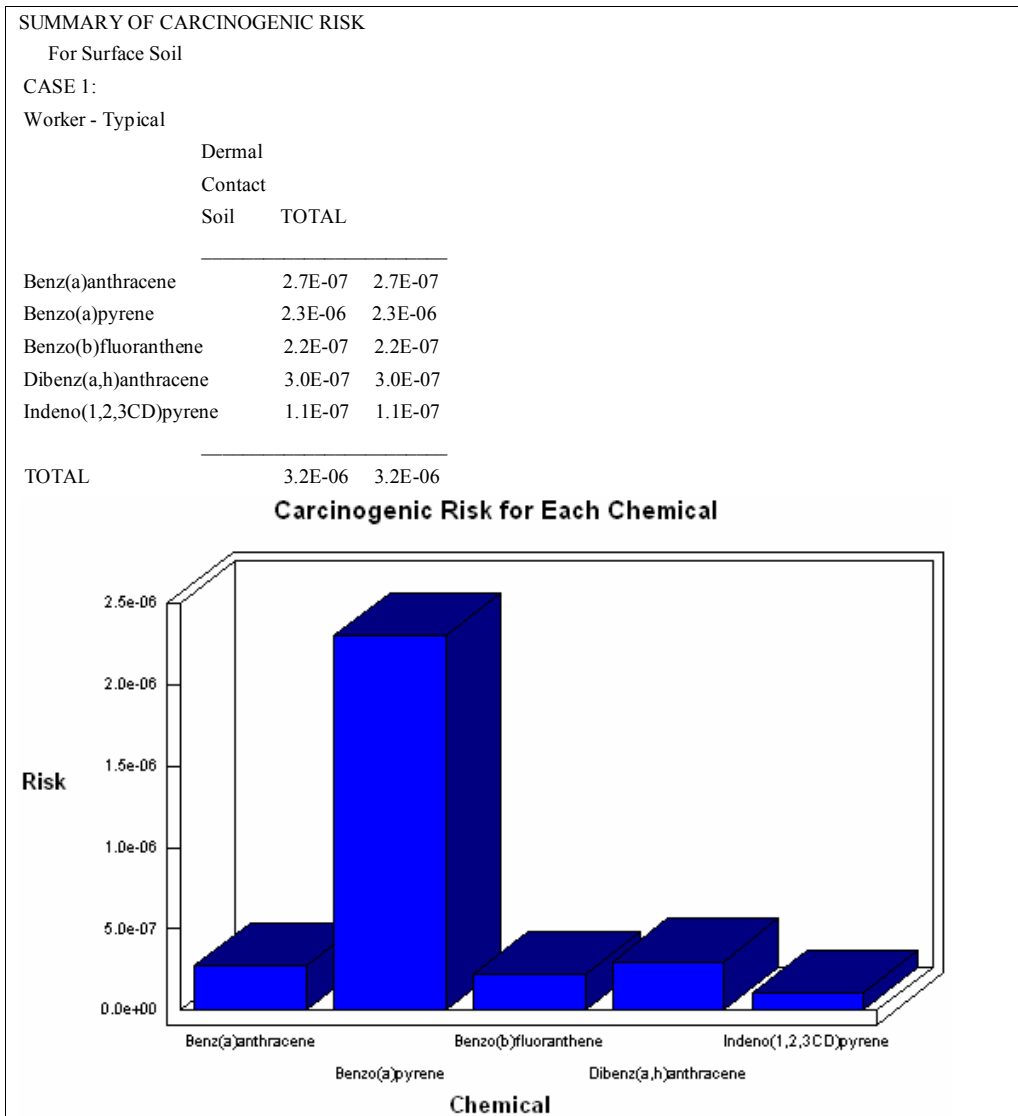
O Grupo 5 (PMT-05) é caracterizado pela presença de benzeno, etilbenzeno e fenantreno na água subterrânea. Os resultados da simulação com o modelo RISC 4.03, indicaram que o Rio Cubatão não será atingido pelas plumas dos contaminantes, assumindo uma concentração limite de  $1 \mu\text{g/L}$  para os hidrocarbonetos de petróleo (Figuras 4.15 e 4.16). As plumas de etilbenzeno e de benzeno atingiriam distâncias máximas de 110 e 50 metros respectivamente, no entanto, a fonte de contaminação está afastada 200 m do Rio Cubatão. O fenantreno ficou restrito a região da fonte devido a sua baixa solubilidade. A Figura 4.16 apresenta a variação da concentração de benzeno, etilbenzeno e fenantreno a uma distância de 110 metros da fonte. Para esta distância, o etilbenzeno foi o único composto que atingiu a concentração limite de  $1 \mu\text{g/L}$ . Este limite é inferior aos valores de intervenção estabelecidos pela Cetesb, o que caracteriza uma condição conservadora na avaliação de risco. Deve-se observar que os limites de potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde são definidos como  $5 \mu\text{g/L}$  para o benzeno e  $200 \mu\text{g/L}$  para o etilbenzeno. Na legislação brasileira vigente o fenantreno não possui limites de potabilidade ou de intervenção para a água subterrânea. Os resultados da simulação do risco carcinogênico do benzeno e o índice de perigo do etilbenzeno e fenantreno para a rota contato dérmico com a água subterrânea na região da fonte foram nulos. Estes resultados podem ser visualizados na Figura 4.17. Cabe ressaltar que as sondagens SDT-18, 23, 24 e 48, próximas ao poço de monitoramento

PMT-05, não apresentaram concentrações de hidrocarbonetos acima dos padrões de referência adotados na avaliação de risco.

Baseado nestes resultados pode-se assumir que o risco simulado para a área do Terminal de Cubatão é aceitável para as condições de exposição encontradas no local. No entanto, como existe a presença de compostos químicos na área, é necessário que se estabeleça um plano de controle de monitoramento para a segurança de trabalhadores da área operacional.

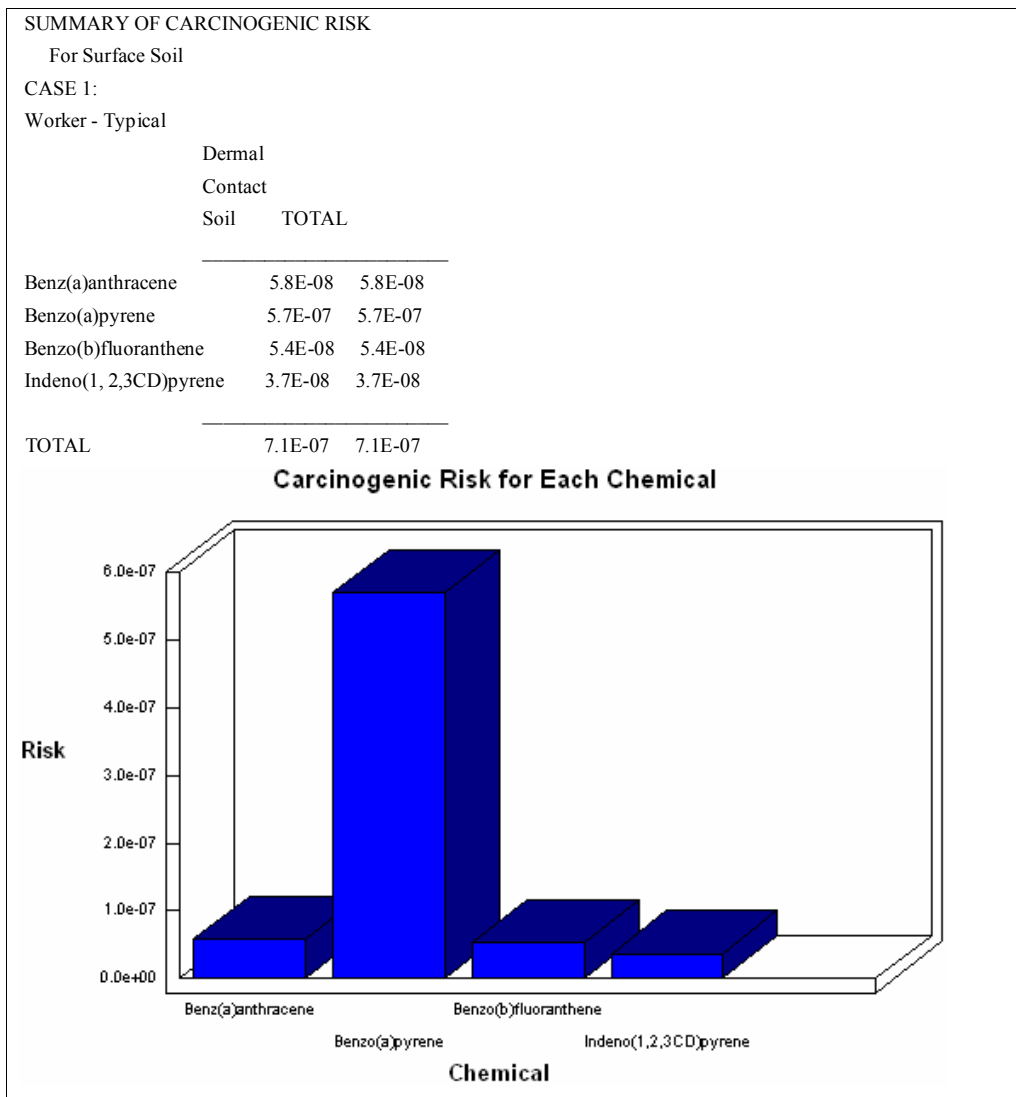


**Figura 4.11** - Resultados da simulação do Benzo(a)pireno (Grupo 1) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão.



**Figura 4.12** - Resultados da simulação dos HPAs (Grupo 2) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão.



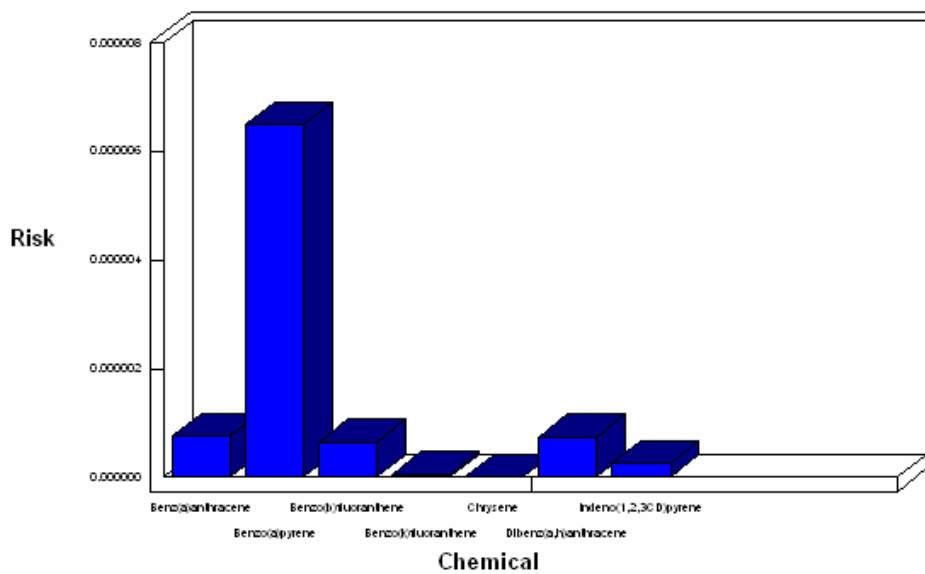


**Figura 4.13** - Resultados da simulação dos HPAs (Grupo 3) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão.

SUMMARY OF CARCINOGENIC RISK  
For Surface Soil  
CASE 1:  
Worker - Typical

	Dermal Contact Soil	TOTAL
Benz(a)anthracene	7.5E-07	7.5E-07
Benzo(a)pyrene	6.5E-06	6.5E-06
Benzo(b)fluoranthene	6.5E-07	6.5E-07
Benzo(k)fluoranthene	5.6E-08	5.6E-08
Chrysene	7.7E-09	7.7E-09
Dibenz(a, h)anthracene	7.4E-07	7.4E-07
Indeno(1, 2,3CD)pyrene	2.7E-07	2.7E-07
TOTAL	9.0E-06	9.0E-06

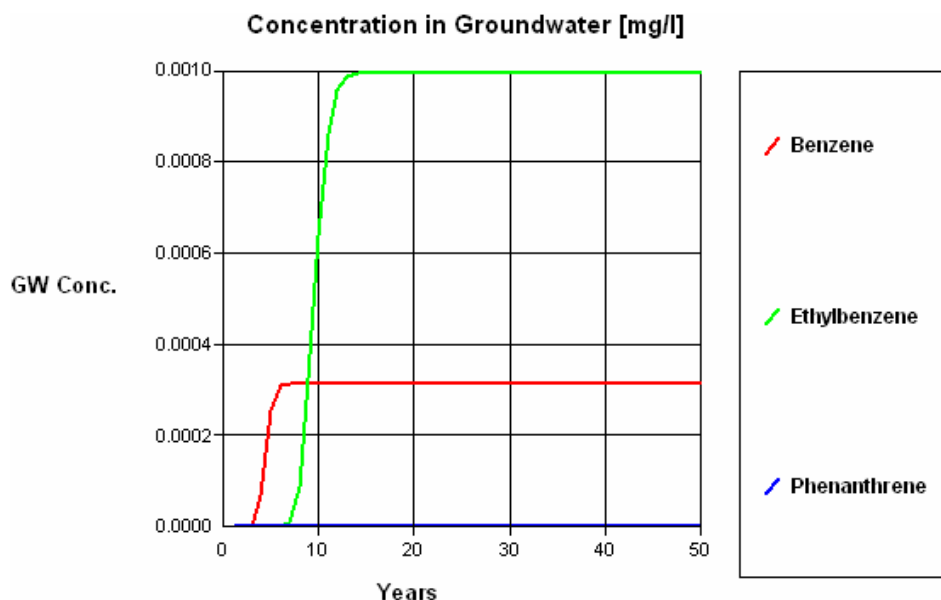
**Carcinogenic Risk for Each Chemical**



**Figura 4.14** - Resultados da simulação dos HPAs (Grupo 4) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão. Neste caso foi assumido um trabalhador em exposição típica em tempo igual há 1 ano em 125 dias por ano.

GROUNDWATER CONCENTRATION (annual average) Benzene		GROUNDWATER CONCENTRATION (annual average) Ethylbenzene		GROUNDWATER CONCENTRATION (annual average) Phenanthrene	
The maximum groundwater concentration (mg/l): 9.06E-04 Occurred at year: 5.4		The maximum groundwater concentration (mg/l): 9.96E-04 Occurred at year: 18.7		The maximum groundwater concentration (mg/l): 5.66E-16 Occurred at year: 50.0	
Time (yr)	Concentration at well (mg/l)	Time (yr)	Concentration at well (mg/l)	Time (yr)	Concentration at well (mg/l)
1.0	6.39E-08	1.0	0.00E+00	1.0	0.00E+00
2.0	2.19E-04	2.0	0.00E+00	2.0	0.00E+00
3.0	8.29E-04	3.0	0.00E+00	3.0	0.00E+00
4.0	9.05E-04	4.0	1.44E-14	4.0	0.00E+00
5.0	9.06E-04	5.0	4.42E-10	5.0	0.00E+00
6.0	9.06E-04	6.0	2.07E-07	6.0	0.00E+00
7.0	9.06E-04	7.0	8.95E-06	7.0	0.00E+00
8.0	9.06E-04	8.0	8.77E-05	8.0	0.00E+00
9.0	9.06E-04	9.0	3.25E-04	9.0	0.00E+00
10.0	9.06E-04	10.0	6.39E-04	10.0	0.00E+00
11.0	9.06E-04	11.0	8.61E-04	11.0	0.00E+00
12.0	9.06E-04	12.0	9.59E-04	12.0	0.00E+00
13.0	9.06E-04	13.0	9.88E-04	13.0	0.00E+00
14.0	9.06E-04	14.0	9.94E-04	14.0	0.00E+00
15.0	9.06E-04	15.0	9.96E-04	15.0	0.00E+00
16.0	9.06E-04	16.0	9.96E-04	16.0	0.00E+00
17.0	9.06E-04	17.0	9.96E-04	17.0	0.00E+00
18.0	9.06E-04	18.0	9.96E-04	18.0	0.00E+00
19.0	9.06E-04	19.0	9.96E-04	19.0	0.00E+00
20.0	9.06E-04	20.0	9.96E-04	20.0	0.00E+00
21.0	9.06E-04	21.0	9.96E-04	21.0	0.00E+00
22.0	9.06E-04	22.0	9.96E-04	22.0	0.00E+00
23.0	9.06E-04	23.0	9.96E-04	23.0	0.00E+00
24.0	9.06E-04	24.0	9.96E-04	24.0	0.00E+00
25.0	9.06E-04	25.0	9.96E-04	25.0	0.00E+00
26.0	9.06E-04	26.0	9.96E-04	26.0	0.00E+00
27.0	9.06E-04	27.0	9.96E-04	27.0	0.00E+00
28.0	9.06E-04	28.0	9.96E-04	28.0	0.00E+00
29.0	9.06E-04	29.0	9.96E-04	29.0	0.00E+00
30.0	9.06E-04	30.0	9.96E-04	30.0	0.00E+00
31.0	9.06E-04	31.0	9.96E-04	31.0	0.00E+00
32.0	9.06E-04	32.0	9.96E-04	32.0	0.00E+00
33.0	9.06E-04	33.0	9.96E-04	33.0	0.00E+00
34.0	9.06E-04	34.0	9.96E-04	34.0	0.00E+00
35.0	9.06E-04	35.0	9.96E-04	35.0	0.00E+00
36.0	9.06E-04	36.0	9.96E-04	36.0	0.00E+00
37.0	9.06E-04	37.0	9.96E-04	37.0	0.00E+00
38.0	9.06E-04	38.0	9.96E-04	38.0	0.00E+00
39.0	9.06E-04	39.0	9.96E-04	39.0	0.00E+00
40.0	9.06E-04	40.0	9.96E-04	40.0	0.00E+00
41.0	9.06E-04	41.0	9.96E-04	41.0	0.00E+00
42.0	9.06E-04	42.0	9.96E-04	42.0	0.00E+00
43.0	9.06E-04	43.0	9.96E-04	43.0	0.00E+00
44.0	9.06E-04	44.0	9.96E-04	44.0	0.00E+00
45.0	9.06E-04	45.0	9.96E-04	45.0	0.00E+00
46.0	9.06E-04	46.0	9.96E-04	46.0	0.00E+00
47.0	9.06E-04	47.0	9.96E-04	47.0	0.00E+00
48.0	9.06E-04	48.0	9.96E-04	48.0	2.30E-18
49.0	9.06E-04	49.0	9.96E-04	49.0	9.43E-17
50.0	9.06E-04	50.0	9.96E-04	50.0	3.65E-16

**Figura 4.15** - Resultados da simulação do Benzeno, Etilbenzeno e Fenantreno (Grupo 5) com o modelo RISC 4.03 para o Terminal de Cubatão. Valores de concentração na água subterrânea a 200 m da fonte, próximo ao Rio Cubatão.



**Figura 4.16** - Variação da concentração dos compostos químicos na água subterrânea ao longo do tempo para um receptor localizado a 110 m da fonte (Terminal de Cubatão). As plumas somente alcançariam uma concentração de 1 µg/L para o benzeno e etilbenzeno em uma distância máxima de 50 e 110 m da fonte, respectivamente.

SUMMARY OF CARCINOGENIC RISK For Groundwater				SUMMARY OF HAZARD QUOTIENTS For Groundwater			
CASE 1: Worker - Typical				CASE 1: Worker - Typical			
	Dermal Contact Shower	TOTAL		Dermal Contact Shower	TOTAL		
Benzene	0.0E+00	0.0E+00	Ethylbenzene	0.0E+00	0.0E+00	Phenanthrene	0.0E+00
<b>TOTAL</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>TOTAL</b>	<b>0.0E+00</b>	<b>0.0E+00</b>		

**Figura 4.17** – Resultados do cálculo do risco carcinogênico do benzeno e índice de perigo do etilbenzeno e fenantreno na água subterrânea próximo à fonte de contaminação para o Terminal de Cubatão.

#### 4.2.5 Execução e Avaliação da Etapa 3

A Etapa 2 da avaliação de risco indicou que não foi necessária à implementação de medidas de remediação ou mesmo a realização da Etapa 3. É importante salientar que a Etapa 2 forneceu resultados onde o risco simulado para a área é aceitável para as condições de exposição,

o que indica apenas a necessidade de monitoramento em função da inexistência de risco demonstrável para o cenário avaliado.

No entanto, para efeito de comparação entre os modelos matemáticos apresentados neste trabalho, optou-se pela realização da Etapa 3 utilizando-se o modelo matemático SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco. Este modelo simula uma Etapa 3 por representar as condições reais de campo, possibilitando a simulação desde os casos mais simples, que consideram condições de homogeneidade e isotropia do aquífero, aos mais complexos, que envolvem a simulação em sistemas heterogêneos e anisotrópicos. O modelo simula o destino e o transporte de contaminantes dissolvidos na água subterrânea, não devendo ser empregado para simulações em solos não-saturados.

#### 4.2.5.1 Contaminantes

Os compostos químicos alvo considerados na Etapa 3 são aqueles cujas concentrações na água subterrânea ultrapassaram os *RBSL* (Etapa 1) estabelecidos pela CETESB para os BTEX, alguns HPAs e metais. Assim como foi considerado na Etapa 2, na ausência de valores orientadores para todos os HPAs pela CETESB foram utilizados os valores da Lista Holandesa e as Metas de Remediação Preliminares da U.S.EPA. Também se assumiu que os metais ferro e manganês estão presentes naturalmente na água subterrânea da área, não caracterizando risco a saúde humana e ao meio ambiente. Portanto, para a avaliação da Etapa 3 foram considerados os seguintes compostos:

Benzeno	(B)
Etilbenzeno	(E)
Fenantreno	(F)

#### 4.2.5.2 Fontes de Contaminação

Foi considerada como fonte de contaminação a área que apresentou um ou mais pontos com concentração de contaminantes que superaram os *RBSL* estabelecidos na Etapa 1 da avaliação de risco para a água subterrânea. A única fonte diagnosticada foi o poço de monitoramento PMT-05 localizado em bacia de contenção. A simulação do risco com o modelo matemático SCBR foi realizada para cada composto químico separadamente, obtendo-se resultados para o benzeno, etilbenzeno e fenantreno.

#### 4.2.5.3 Determinação das Rotas de Exposição e Receptores

A determinação das rotas de exposição para a água subterrânea na Etapa 3 seguiu os mesmos procedimentos adotados para a Etapa 2. O cenário de exposição foi avaliado considerando a presença de receptores potenciais, dentro e fora da área do Terminal e a possibilidade destes receptores entrarem em contato com os contaminantes presentes na água subterrânea através das rotas de exposição ingestão e contato dérmico. A rota de exposição ingestão de água subterrânea não foi considerada pelos mesmos motivos já apresentados para o Terminal de Barueri. A rota de exposição contato dérmico não foi determinada com o modelo SCBR porque esta rota não é simulada pelo modelo. Ressalta-se que esta rota não é importante uma vez que os trabalhadores da área operacional do terminal e trabalhadores de obras futuras devem utilizar equipamentos de proteção ambiental (EPI). Na simulação do risco para os receptores na direção do fluxo da água subterrânea, foi considerado como receptor o Rio Cubatão que está afastado 200 m da fonte de contaminação. A Tabela 4.4 resume como os receptores localizados fora da área do Terminal de Cubatão estão relacionados com as principais rotas de exposição para a água subterrânea e a fonte de contaminação.

**Tabela 4.4** – Rotas de exposição para a água subterrânea e receptores localizados dentro e fora do Terminal de Cubatão.

<b>Rotas de exposição</b>	<b>Receptores na área no terminal <sup>(1)</sup></b>	<b>Receptores fora da área do terminal <sup>(2)</sup></b>
<b>Ingestão</b> de água subterrânea.	Como o abastecimento de água no terminal é realizado pela rede pública e não há presença de poços de captação de água para consumo humano no local, descarta-se a rota de exposição ingestão da água subterrânea para os receptores dentro da área do terminal.	Não há presença de poços de captação de água para consumo humano nas proximidades do terminal, sendo o abastecimento de água realizado pela rede pública. No entanto, como PMT-05 apresentou benzeno, etilbenzeno e fenantreno na água subterrânea, será simulado o risco a receptores fora do terminal devido à migração de contaminantes pela água subterrânea. O principal receptor na direção do fluxo da água subterrânea é o Rio Cubatão.

<sup>(1)</sup> São considerados receptores potenciais dentro da área do terminal os trabalhadores da área operacional e trabalhadores de obras futuras.

<sup>(2)</sup> São considerados receptores potenciais fora da área do terminal os transeuntes, trabalhadores de empreendimentos do entorno e o Rio Cubatão.

#### 4.2.5.4 Simulação do cenário de exposição

O modelo utilizado na simulação do risco para a Etapa 3 foi o SCBR 1.5 – Solução Corretiva Baseada no Risco, fruto da parceria estabelecida entre a PETROBRÁS e a Universidade Federal de Santa Catarina (PETROBRÁS & UFSC, 2004). O cenário de exposição simulado nesta etapa foi a contaminação da água subterrânea. Foi simulada a variação da

concentração dos contaminantes presentes na fonte ao longo do tempo, considerando a atuação de mecanismos de transporte e transformação. Com os resultados da simulação foi possível visualizar o mapa vetorial do fluxo da água subterrânea (campo de velocidades), leituras pontuais das velocidades, carga hidráulica, variação da concentração em função do tempo e o mapa bidimensional da evolução da pluma no tempo e espaço, permitindo a identificação das áreas de risco de contaminação.

O cenário de simulação no modelo foi construído a partir do georeferenciamento de uma imagem de fundo correspondente a uma foto aerofotogramétrica do Terminal de Cubatão. A área de simulação foi definida pela geometria retangular, priorizando o domínio da simulação na direção paralela aos vetores velocidade da água subterrânea para tentar minimizar os problemas de dispersão numérica. Os poços de monitoramento foram locados no domínio da simulação, assim como a fonte de contaminação e o Rio Cubatão. O tempo de simulação escolhido foi de 10 anos, com intervalos de saída mensais. Admitindo um solo arenoso fino na região do terminal, foi considerado um valor de porosidade efetiva de 30%. Foram assumidos valores de condutividade hidráulica e carga hidráulica medidos em cada ponto de análise, conforme Tabela 4.5.

**Tabela 4.5** – Resultados obtidos de condutividade e carga hidráulica.

<i>Poço de Monitoramento</i>	<i>Carga Hidráulica (m)</i>	<i>Condutividade Hidráulica (cm/s)</i>
PMT-01	4,87	$2,10 \times 10^{-2}$
PMT-02	4,11	$2,40 \times 10^{-3}$
PMT-03	4,55	$8,30 \times 10^{-3}$
PMT-04	4,29	$6,50 \times 10^{-3}$
PMT-05	3,74	$8,50 \times 10^{-3}$
PMT-06	3,61	$2,00 \times 10^{-3}$
PMT-07	3,15	$2,30 \times 10^{-3}$
PMT-08	2,97	$2,10 \times 10^{-2}$
PMT-09	2,96	$2,80 \times 10^{-2}$
PMT-10	2,40	$2,10 \times 10^{-2}$
PMT-11	2,66	$1,80 \times 10^{-2}$

Fonte: BRAIN Tecnologia (2003).

Para o composto químico benzeno foi considerado um coeficiente de decaimento de 1ª ordem para a biodegradação ( $\lambda$ ) igual a  $0,17 \text{ ano}^{-1}$ . Este valor foi baseado em dados obtidos de experimentos com gasolina brasileira apresentado por Corseuil et al., 2000.

#### 4.2.5.5 Caracterização do Risco

Neste tópico são apresentados os resultados da simulação e caracterização do risco para o poço de monitoramento PMT-05, definido como única fonte de contaminação na água subterrânea para o cenário do Terminal de Cubatão. Este poço de monitoramento (PMT-05) é caracterizado pela presença de benzeno, etilbenzeno e fenantreno na água subterrânea. Através da visualização do mapa vetorial de velocidades da água subterrânea para o Terminal de Cubatão, obteve-se a direção e o sentido do fluxo do aquífero, que ocorre preponderantemente no sentido do Rio Cubatão. Os demais resultados da simulação do risco são apresentados nas Figuras 4.18 a 4.22. O mapa potenciométrico da área está indicado na Figura 4.18, e sua escala de cores refere-se ao intervalo de valores das curvas de nível.

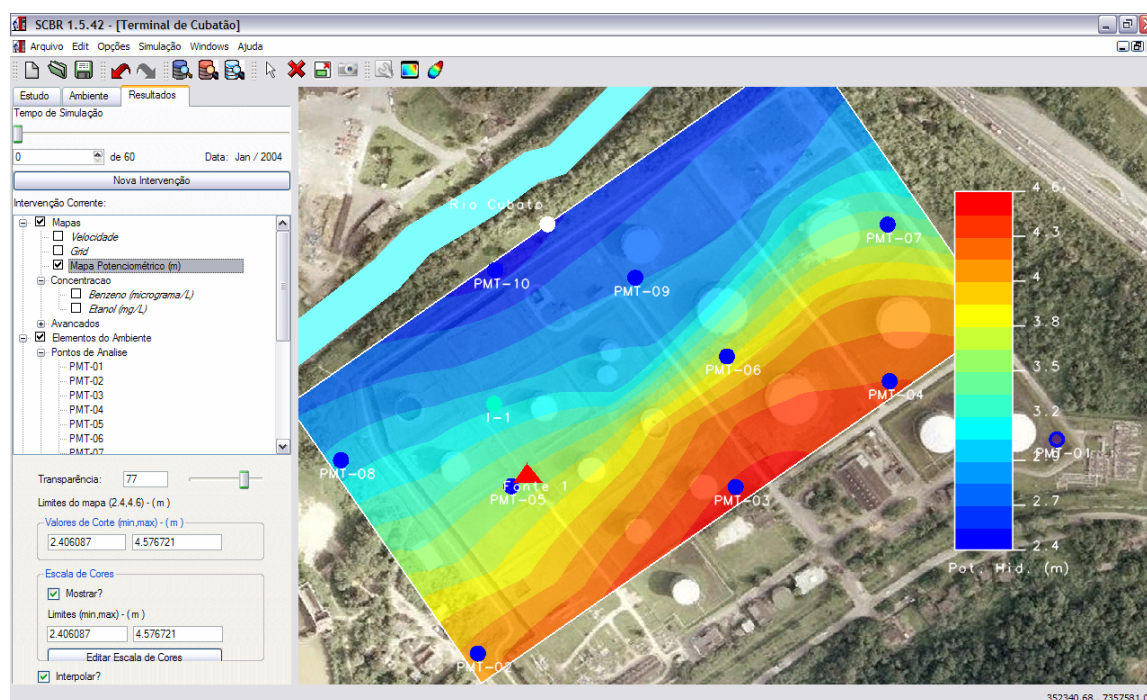
Além dos mapas já apresentados, é possível visualizar o avanço da pluma de contaminação e o gráfico da variação da concentração de contaminantes em função do tempo. A Figura 4.19 mostra a configuração da pluma de contaminação proveniente do benzeno no décimo mês após a detecção da contaminação e o gráfico da variação da concentração do benzeno ao longo do tempo. Como pode ser observado, dez meses após a contaminação, a concentração de benzeno na fonte de contaminação é de 0,10 µg/L. Após o 15º mês constata-se que a concentração de benzeno é nula na fonte. A Figura 4.20 (a) representa o gráfico da concentração em função do tempo para o ponto I-1, localizado a jusante da fonte de contaminação. Este gráfico indica que aos 13 meses a concentração de benzeno atinge 11,95 µg/L no ponto I-1; e apenas vinte meses depois (33 meses) atingirá neste mesmo ponto uma concentração igual à zero. A Figura 4.20 (b) corresponde ao gráfico da concentração em função da distância segundo uma linha determinada (inspetor de polilinha). Neste gráfico pode-se observar que o benzeno alcança uma concentração máxima de 276 µg/L a uma distância de aproximadamente 30 m. Esta concentração vai diminuindo consideravelmente atingindo 5 µg/L, valor de intervenção estabelecido pela CETESB para águas subterrâneas, a uma distância de 80 m a partir da fonte de contaminação. Desta forma, o principal receptor na direção do fluxo da água subterrânea, o Rio Cubatão, localizado a 200 m da fonte de contaminação, não será atingido pela pluma de contaminação.

Os resultados da simulação para o etilbenzeno e fenantreno também indicaram que o Rio Cubatão não será atingido por estes contaminantes. A pluma de etilbenzeno alcançou uma concentração máxima de 7 µg/L após 22 meses no ponto I-1 (vide Figura 4.21), sendo completamente extinta do meio após 50 meses. A pluma de etilbenzeno ficou restrita a área dos

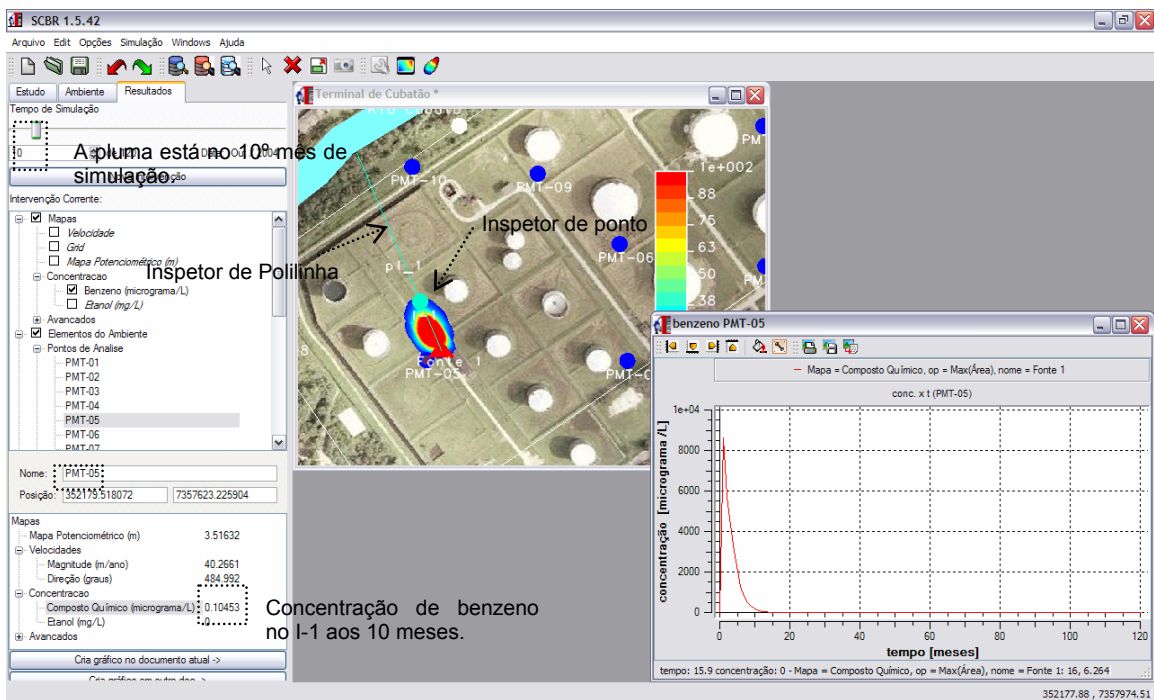


tanques de contenção alcançando uma distância máxima de 65 m da fonte. O fenantreno ficou restrito a região da fonte de contaminação (Figura 4.22) em função de sua baixa solubilidade. Observa-se que o limite de potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para o etilbenzeno que é de  $200 \mu\text{g/L}$ , e que o fenantreno não possui limites nacionais de potabilidade ou de intervenção para água subterrânea.

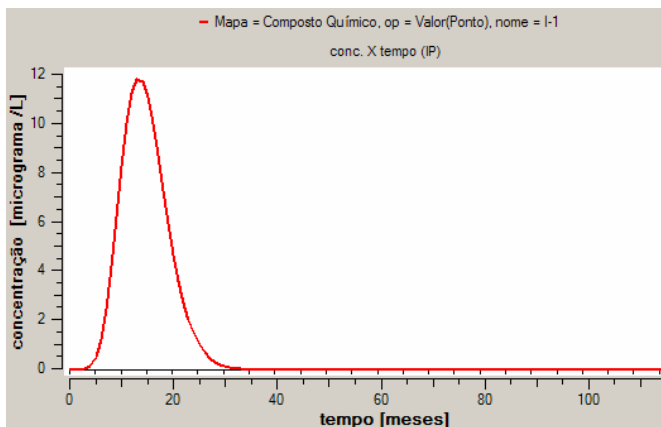
Vale lembrar que as sondagens PMT-18, 24, 23 e 48, próximas ao poço de monitoramento PMT-05, não apresentaram concentrações de hidrocarbonetos acima dos padrões de referência adotados na avaliação de risco. Baseado nestes resultados pode-se assumir que não há risco de contaminação considerando como receptor o Rio Cubatão. Portanto, como não há risco à saúde humana e risco ambiental ao receptor, não é necessária a adoção de ações corretivas para reduzir os níveis de contaminação.



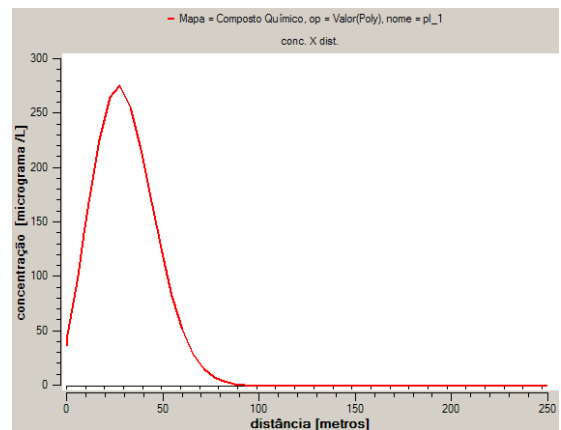
**Figura 4.18** – Resultado da simulação - mapa potenciométrico da água subterrânea para a área do Terminal de Cubatão.



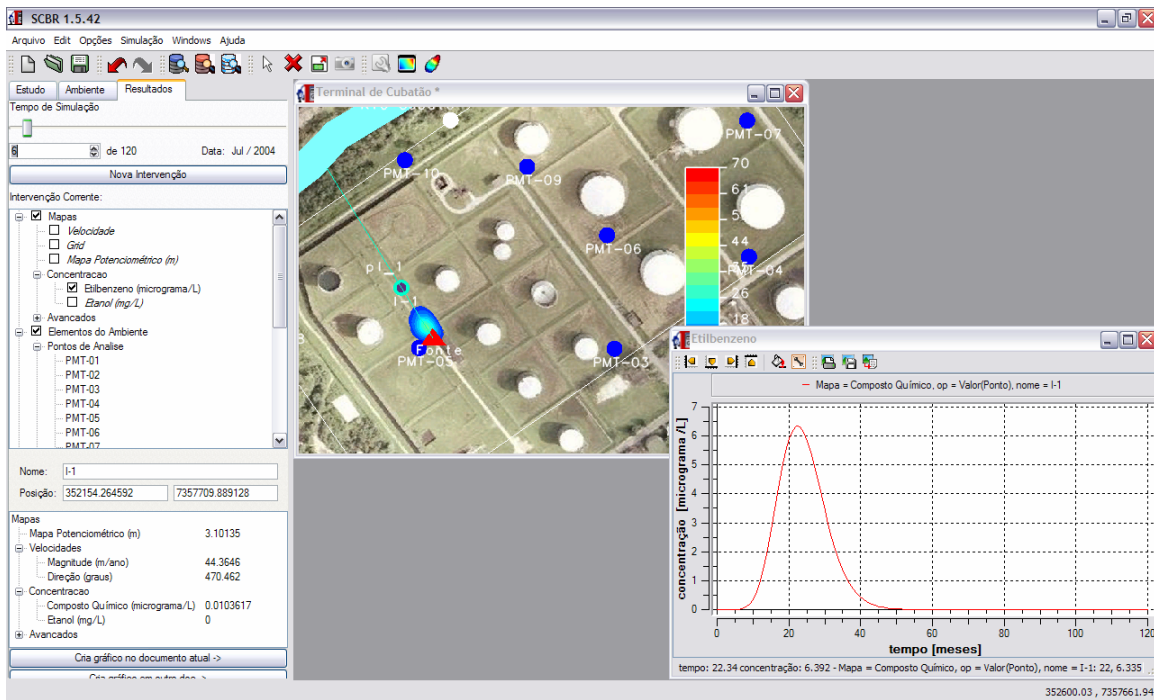
**Figura 4.19** – Pluma de contaminação do benzeno no décimo mês após a detecção da contaminação e o gráfico da variação da concentração do benzeno em função do tempo.



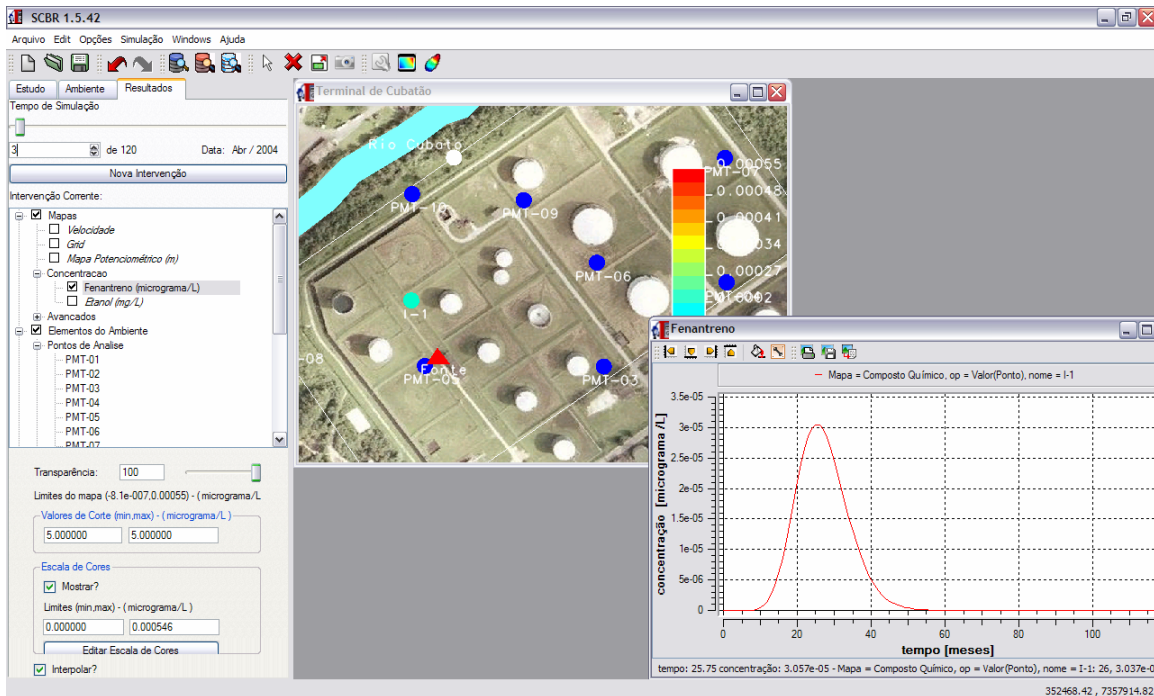
**Figura 4.20 (a)** – Gráfico da concentração em função do tempo para o Inspetor de ponto localizado a jusante da fonte de contaminação (IP-1).



**Figura 4.20 (b)** – Gráfico da concentração em função da distância para uma rota determinada ao longo da pluma de contaminação (Inspetor de polilinha – pl1).



**Figura 4.21** – Pluma de contaminação do etilbenzeno no sexto mês após a detecção da contaminação e o gráfico da variação da concentração do etilbenzeno em função do tempo.



**Figura 4.22** – Pluma de contaminação do fenantreno no terceiro mês após a detecção da contaminação e o gráfico da variação da concentração do fenantreno em função do tempo.

## CAPÍTULO V

### CONCLUSÕES

O objetivo deste trabalho foi avaliar o risco à saúde humana e ambiental devido as prováveis contaminações de derivados do petróleo em solo e águas subterrâneas nos Terminais de Barueri e Cubatão. Foi então realizada avaliações de risco para estes dois terminais com o intuito de quantificar os efeitos adversos aos receptores reais e potenciais identificados na área operacional dos terminais e adjacências, em função da exposição aos contaminantes liberados no meio ambiente.

As avaliações de risco constituíram-se em uma importante ferramenta para o gerenciamento de risco das áreas possivelmente impactadas. A aplicabilidade desta ferramenta foi demonstrada no presente trabalho, e permitiu concluir que:

- A área do Terminal de Barueri não apresenta risco à saúde humana e ao meio ambiente. Este resultado foi obtido através da realização da Etapa 1 da metodologia RBCA. Nesta etapa, as concentrações dos hidrocarbonetos de petróleo não excederam os padrões de referência adotados. Sendo assim, a única medida indicada foi a implementação de um plano de monitoramento da área estudada.

- A área do terminal de Cubatão apresentou fontes de contaminantes possivelmente causadoras de risco, em função das concentrações dos contaminantes estarem acima dos valores de referência adotados. Para este terminal, a metodologia de avaliação de risco teve que ser aplicada até a 2ª etapa. Nesta etapa, para a simulação de risco foi empregado o modelo analítico RISC 4.03 demonstrando que os possíveis receptores não seriam atingidos pelos contaminantes de interesse. A abordagem adotada nesta Etapa 2 foi mais conservadora em função do modelo não receber dados muito detalhados da área. Ainda assim, o risco foi considerado inexistente e avaliou-se apenas a possibilidade de implantação de um plano de monitoramento na área.

Para efeito de comparação entre os modelos matemáticos apresentados neste trabalho e para uma melhor avaliação da área do Terminal de Cubatão, uma 3ª etapa da metodologia RBCA foi conduzida, desta vez aplicando-se o modelo numérico bidimensional SCBR 1.5. Embora a simulação com o modelo SCBR 1.5 indique resultados menos conservadores, algumas considerações foram feitas. Em função de uma maior quantidade de informações da área avaliada

como dados de entrada do modelo, pode-se realizar uma avaliação mais realista da área do terminal, que ainda assim, foi considerada como isenta de risco.

A importância da aplicação da etapa comparativa através de tabelas, da etapa que utiliza os modelos matemáticos de simulação e se necessário à aplicação de uma etapa mais avançada estará sempre associada à qualidade que se espera em avaliações de risco. A avaliação de risco funciona como uma ferramenta para tomada de decisões que priorizam as áreas a serem remediadas com base no risco que cada área representa à saúde humana e ao meio ambiente. O presente trabalho contribui para a implementação de metodologias de avaliação de risco e comprovou que o nível de detalhamento das informações e a escolha da metodologia aplicada e do modelo de simulação são indispensáveis à garantia da qualidade de uma avaliação de risco. Neste sentido, o SCBR se mostrou uma ferramenta bastante útil à avaliação de risco relacionada a mecanismos de transporte de contaminantes através da água subterrânea.

## CAPÍTULO VI

### RECOMENDAÇÕES

As propostas para trabalhos futuros incluem:

- ✓ Cuidados na utilização de modelos matemáticos de avaliação de risco que não consideram as interferências do etanol sobre os hidrocarbonetos, como é o caso do RISC 4.03, uma vez que a gasolina em todo território nacional é constituída de uma percentagem de etanol;
- ✓ Seguindo o exemplo do Estado de São Paulo, sugere-se a implantação de novas metodologias de avaliação de risco em todos os Estados da Federação.

## CAPÍTULO VII

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[ATSDR] AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Public Health Statement for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**. August 1995. Disponível em < <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/phs69.html> >. Acesso em: 27/07/2004.

\_\_\_\_\_. **Total Petroleum Hydrocarbons (TPH)**. August 1999. Disponível em < <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp123-c5.pdf> >. Acesso em: 24/11/2004.

\_\_\_\_\_. **Interaction profile for benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes (BTEX)**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2001.

\_\_\_\_\_. **Toxicological Profile Information Sheet**. July, 2004. Disponível em < <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/> >. Acesso em: 29/09/2004.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM) E1739-95. **Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites**. Philadelphia: ASTM International, 1995. 52 p.

BACHMANN, G. Soil Protection Policy in Germany. In II Seminário Internacional sobre Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas. São Paulo-SP. Março de 2000. **Anais**.

BALL, W.P.; ROBERTS, P.V. Long-Term Sorption of Halogenated Organic Chemicals by Aquifer Material – Intraparticle Diffusion. **Environmental Science and Technology**, v. 25, n. 7, p. 1237-1249. 1991.

BARUERI. Prefeitura de Barueri. Disponível em: <http://www.barueri.sp.gov.br>. Acesso em: janeiro de 2004.

\_\_\_\_\_. Lei Complementar n. 121 de 18 de dezembro de 2002. Dispõe normas sobre o zoneamento e sobre o uso e ocupação do solo urbano do Município de Barueri. **LEX: Jornal Cidade de Barueri**, Barueri, 25 de dezembro de 2002.

BEDIENT, P.B.; RIFAI, H.S.; NEWELL, C.J. **Groundwater Contamination – Transport and Remediation**. New Jersey: Prentice Hall PTR, 1994. 542p.

[BR] PETROBRÁS DISTRIBUIDORA S. A. **Ficha de Segurança sobre Produto Químico**. Disponível em < <http://www.br.com.br/portalbr/calandra.nsf> >. Acesso em: 30/09/2004.

BRAIN TECNOLOGIA. **Relatório de Diagnóstico Ambiental – Terminal de Barueri**. Técnicas GPR 2D e tomografia elétrica, sondagens e geoquímica, hidrogeologia e hidroquímicas. v. 1 a 3. Fevereiro de 2003.

\_\_\_\_\_. **Relatório de Diagnóstico Ambiental – Terminal de Cubatão**. Técnicas GPR 2D e tomografia elétrica, sondagens e geoquímica, hidrogeologia e hidroquímicas. v. 1 a 3. Fevereiro de 2003.

CARMO, A.M.; LAKHWINDER, S.H.; MICHAEL, L.T. Sorption of Hydrophobic Organic Compounds by Soil Materials: Application of Unit Equivalent Freundlich Coefficients. **Environmental Science and Technology**, v.34, n. 20, p. 4363-4369. 2000.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001a. 232 p.

\_\_\_\_\_. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. 2. ed. São Paulo: CETESB – GTZ, 2001b. 389 p.

CHAPELLE, F.H. **Groundwater Microbiology and Geochemistry**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1993. 424 p.

CORSEUIL, H. X.; MARINS, M. D. M. Contaminação de águas subterrâneas por derramamentos de gasolina: o problema é grave? **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 2, p. 50-54. 1997.

CORSEUIL, H. X.; FERNANDES, M. Efeito do etanol no aumento da solubilidade de compostos aromáticos presentes na gasolina brasileira. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 4, n. 1 e 2, p. 71-75. 1999.



CORSEUIL, H. X.; FERNANDES, M.; ROSÁRIO, M.; SEABRA, P. N. Results of a Natural Attenuation Field Experiment for an Ethanol-Blended Gasoline Spill. **Proceedings of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water – Prevention, Detection and Remediation Conference**, November 14-17, 2000.

[CRIs] NEW ZEALAND CROWN RESEARCH INSTITUTE. Land Care Research. **Risk Assessment Methodologies**. Disponível em < [http://contamsites.landcareresearch.co.nz/review\\_methodologies.htm](http://contamsites.landcareresearch.co.nz/review_methodologies.htm) >. Acesso em: 05/10/2004.

CUBATÃO. Prefeitura de Cubatão. Disponível em: <http://www.cidadecubatão.com.br>. Acesso em: novembro de 2003.

\_\_\_\_\_. Lei Complementar n. 2513 de 24 de setembro de 1998. Dispõe normas sobre o parcelamento, uso e ocupação do solo do Município de Cubatão.

[DEQ] DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY. **Types of Models**. The Official State of Michigan Web Site. Disponível em < [http://www.michigan.gov/deq/0,1607,7-135-3313\\_21698-55858--,00.html](http://www.michigan.gov/deq/0,1607,7-135-3313_21698-55858--,00.html) >. Acesso em 22/09/2004.

FERGUSON, C.C. Assessing Risks from Contaminated Sites: Policy and Practice in 16 European Countries. **Land Contamination & Reclamation**, v.7, n. 2, p. 33-54. 1999.

FERGUSON, C. C. et al. **Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe - Scientific Basis**. Nottingham: LQM Press, 1998. v.1, 170 p.

FETTER, C.W. **Applied Hydrogeology**. New Jersey: Prentice Hall PTR, 1994. 691 p.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, Inc., 1979.

GRADY, C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM H. C. **Biological Wastewater Treatment**. 2. Ed. New York: Marcel Dekker, 1999.

GROUNDWATER SERVICES, Inc. **Tier 2 Guidance Manual for Risk-Based Corrective Action**. Houston, Texas, 1995.

GROUNDWATER SOFTWARE. COM. **Flowpath II**. Disponível em <<http://www.groundwatersoftware.com/software/satzonesoltrspt/flowpath/flowpath.htm>>. Acesso em: 05/07/2004.

HARBAUGH, A.W.; McDONALD, M.G. **User's Documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey Modular Finite-Difference Groundwater Flow Model**. Reston, Virginia: U.S. Geological Survey, 1996.

ISRAEL, B. D. **An Environmental Justice Critique of Risk Assessment**. Student Risk Assessment Article. New York University Environmental Law Journal, 1995. Disponível <<http://www.law.nyu.edu/journals/envtllaw/issues/vol3/2/3nyuelj469.html>>. Acesso em: 27/07/2004.

LYMAN, W.J.; REIDY, P.J.; LEVY, B. **Mobility and degradation of organic contaminants in subsurface environments**. Michigan: C.K. Smoley, 1992. 395 p.

MACKAY, D.M.; ROBERTS, P.V.; CHERRY, J.A. Transport of organic contaminants in groundwater. **Environmental Science and Technology**, v. 19, n. 5, p. 384-392. 1985.

MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT. **Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand**. New Zealand: Ministry for the Environment, 1999.

MINISTRY OF VROM. Dutch Ministry of Housing. **Groundwater and soil remediation intervention values**. Physical Planning and the Environment, 1994.

NETTO, A.D.P et al. Avaliação da Contaminação Humana por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e seus Derivados Nitrados (NHPAs): Uma Revisão Metodológica. **Química Nova**. v.23, n.6, p.765-773, maio/2000.

NEWELL, C.J.; McLEOD, R.K.; GONZALES, J.R. **Bioscreen National Attenuation Decision Support System: User's Manual**. Cincinnati, Ohio: National Risk Management Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, 1996. 100 p.

PEDROZO, M.F.M.; BARBOSA, E.M.; CORSEUIL, H.X.; SCHNEIDER, M.R.; LINHARES, M.M. **Ecotoxicologia e Avaliação de Risco do Petróleo**. Salvador, Bahia: CRA – Centro de Recursos Ambientais, 2002. 229 p.

[PETROBRÁS] PETRÓLEO BRASILEIRO S.A. & [UFSC] UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA. **SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco**: Manual do Usuário SCBR Versão 1.5. Petróleo Brasileiro S.A. – Petrobrás, 2004. 133 p.

RAFAI, H.S.; NEWELL, C.J.; GONZALES, J.R.; DENDROU, S.; KENNEDY, L.; WILSON, J.T. **Bioplume III Natural Attenuation Decision Support System**: User's Manual. Cincinnati, Ohio: National Risk Management Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, 1998. 295 p.

RISER-ROBERTS, E. **Bioremediation of Petroleum Contaminated Sites**. Boca Raton: C. K. Smoley, 1992. 408 p.

SANTOS, R. C. F. **Impacto do etanol na biodegradação de compostos hidrocarbonetos monoaromáticos em aquíferos contaminados por derramamento de gasolina**. Florianópolis. 1996. 103 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina.

SCHNOOR, J.L. **Environmental Modeling**: Fate and Transport of pollutants in water, air and soil. New York, NY: 1ª Ed. John Wiley & Sons, Inc., 1996. 684 p.

SILVA, L.R.B. et al. Estudo da contaminação de poços rasos por combustíveis orgânicos e possíveis conseqüências para a saúde pública no Município de Itaguaí, Rio de Janeiro, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**. v.18, n.6, p.1599-1607, novembro-dezembro/2002.

SPENCE, L.R.; WALDEN, T. **Risk-Integrated Software for Clean-ups**: Risk 4.03 User's Manual. Sunbury, UK: BP Oil International, 2001.

THIBODEAUX, L. J. **Environmental Chemo dynamics**: Movement of Chemicals in Air, Water and Soil. 2. Ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1996. 593 p.

[TPHCWGS] – TOTAL PETROLEUM HYDROCARBON CRITERIA WORKING GROUP SERIES. **Analysis of Petroleum Hydrocarbons in Environmental Media**. Massachusetts: Amherst Scientific Publishers, 1998. v.1, 98 p.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Atenuação Natural Monitorada de Aquíferos – Protocolo de Investigação de locais contaminados por derivados de petróleo**. Florianópolis, 2002. 167 p.

\_\_\_\_\_. **Relatório Técnico de Avaliação de Risco – Terminal de Cubatão.** Florianópolis, 2003. 112 p.

[U.S.EPA] ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Risk Assessment Guidance for Superfund** – Human Health Evaluation Manual. v. 1. Part A, EPA/540/1-89/002, 1989.

\_\_\_\_\_. **Reference Dose (RfD): Description and Use in Health Risk Assessments.** Março, 1993. Disponível em < <http://www.epa.gov/iris/rfd.htm> >. Acesso em 28/09/2004.

\_\_\_\_\_. **Preliminary Remediation Goals (PRGs)** – tools for evaluating and cleaning up contaminated sites. Region 9 PRGs 2002 Table. Disponível em < <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/index.htm> >. Acesso em 17/05/2004.

\_\_\_\_\_. **Toxicological Review of Xylenes.** (CAS No. 1330-20-7). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, 2003.

\_\_\_\_\_. **Exposure Pathways.** Fevereiro, 2004a. Disponível em < <http://www.epa.gov/superfund/programs/er/hazsubs/pathways.htm> >. Acesso em 23/09/2004.

\_\_\_\_\_. **IRIS Database for Risk Assessment.** Integrated Risk Information System [IRIS]. Novembro, 2004b. Disponível em < <http://www.epa.gov/iris/index.html> >. Acesso em: 28/07/2004.

VOGEL, D. The Politics of Risk Regulation in Europe and the United States. In: SOMSEN, H. et al. **The Yearbook of European Environmental Law.** Oxford: Oxford University Press, 2004. v.3. Artigo 1.

VROM, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. **Premises for Risk Management: Annex to the Dutch Environmental Policy Plan.** The Hague: Lower House, 1988.

\_\_\_\_\_. **Intervention values and target values: soil quality standards.** The Hague : VROM, 1994, 19p.

WATERLOO HIDROGEOLOGIC, INC. **Fast and Easy 2-D Groundwater Flow and Biodegradation Modeling**. RBCA Tier 2 Analyzer Description. Disponível em < [http://www.flowpath.com/software/rbca/rbca\\_ov.htm](http://www.flowpath.com/software/rbca/rbca_ov.htm)>. Acesso em 24/06/2004.

WEBER JR., W.J.; MCGINLEY, P.M.; KATZ, L.E. Sorption Phenomena in Subsurface Systems: Concepts, Models and Effects on Contaminant Fate and Transport. **Water Research**, v. 25, n. 5, p. 499-528. 1991.

WIEDEMEIER, T.H.; WILSON, J.T.; KAMPBELL, D.H. et al. **Technical Protocol for Implementing Intrinsic Remediation with Long-term Monitoring for Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater**. San Antonio, Texas: Brooks AFB, 1999. v.1.

[WHO] WORLD HEALTH ORGANIZATION. International Programme on Chemical Safety – IPCS. **Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals**. Geneva, 1999.

\_\_\_\_\_. Disponível em < <http://www.who.int/en/>>. Acesso em 10/12/2004.

ZHENG, C. **MT3D**: A Modular Three Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems. Rockville, Maryland: S.S. Papadopoulos & Associates Inc., 1990. 163 p.

## **ANEXOS**

A. Tabelas

B. Resultados das Avaliações Geoquímicas e Hidroquímicas do Terminal de Barueri.

C Resultados das Avaliações Geoquímicas e Hidroquímicas do Terminal de Cubatão.

D Dados de entrada do Modelo RISC 4.03 – *Risc Integrated Software for Cleanups*.

## **ANEXO A**

### **TABELAS**

Tabela I – Classificação do local e Ação-resposta inicial ao cenário impactado.

Tabela II – Valores Orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo.

Tabela III – Valores referenciais para solos e águas subterrâneas da Lista Holandesa.

Tabela IV – Valores para solos e águas subterrâneas da Agência de Proteção Ambiental Norteamericana (U.S.EPA).

**Tabela 1** – Classificação do local e Ação-resposta inicial ao cenário impactado.

Classificação	Crítérios e cenários para classificação	Possível ação-resposta inicial
<b>1</b>	<p><b>Dano imediato à saúde ou segurança humana ou de outros receptores sensíveis.</b></p> <p>Níveis explosivos ou concentrações de gases que podem causar efeitos agudos à saúde presentes em residências ou outros prédios.</p> <p>Níveis explosivos de vapores presentes em sistemas subsuperficiais, mas nenhum edifício residencial afetado.</p> <p>Resíduos de produto puro presentes na superfície do solo, na superfície de corpos de água, em usos outros que linhas de abastecimento, ou em águas de escoamento superficial.</p> <p>Poços de abastecimento público de água em atividade, linhas de abastecimento público ou tomadas públicas de água superficial contaminada ou imediatamente ameaçada.</p> <p>Concentrações de vapor ou particulados no ambiente excedem níveis preocupantes sob o ponto de vista de segurança ou de exposição aguda.</p> <p>Um habitat sensível ou recursos sensíveis estão impactados ou afetados</p>	<p>Notificar autoridades apropriadas, proprietários ou partes potencialmente afetadas e avaliar a necessidade de:</p> <p>Evacuar os locais, iniciar medidas de combate como ventilação superficial ou pressurização do edifício.</p> <p>Evacuar imediatamente as vizinhanças e iniciar medidas de combate como ventilação.</p> <p>Prevenir a migração do produto por métodos apropriados de contenção, instituir a recuperação do produto e restringir o acesso à área.</p> <p>Notificar usuários, prover suprimento de água alternativo, controle hidráulico da água contaminada e tratamento da água no ponto de uso.</p> <p>Instalar barreiras para conter vapor, remover a fonte ou restringir o acesso à área afetada.</p> <p>Minimizar a extensão do impacto através de medidas de contenção e implementar a transferência do habitat para minimizar a exposição.</p>
<b>2</b>	<p><b>Dano em curto prazo (0 a 2 anos) para a saúde ou segurança humana ou de outros receptores sensíveis.</b></p> <p>Existência de potencial de níveis explosivos ou concentração de gases que poderiam causar efeitos agudos, acumular em residências ou outros prédios.</p> <p>Solo superficial pouco profundo, contaminado e aberto ao acesso público e parques, playgrounds, creches, escolas ou similares que usam recursos que estão até 150 m destes solos.</p> <p>Um poço de suprimento de água não potável está contaminado ou corre risco imediato.</p> <p>A água subterrânea está contaminada e existe poço de uso público ou doméstico localizado no mesmo aquífero a menos de 2 anos da distância projetada de migração da pluma.</p> <p>Lençol freático contaminado poço de abastecimento público ou doméstico localizado dentro da área de extensão reconhecida da contaminação, mas operando em um intervalo vertical fora da pluma.</p> <p>Água superficial, água da chuva ou descarga de água do lençol freático contaminadas dentro de até 152,4 m de habitat sensíveis ou cursos de água superficial usada para abastecimento humano ou recreação de contato.</p>	<p>Notificar autoridades apropriadas, proprietários ou partes potencialmente afetadas e avaliar a necessidade de:</p> <p>Avaliar o potencial de migração dos gases (através de monitoramento/ modelagem) e remover a fonte (se necessário) ou instalar barreira para impedir migração.</p> <p>Remover ou cobrir solo, ou restringir o acesso.</p> <p>Notificar proprietário/ usuário, avaliar a necessidade de instalar tratamento local de água, controle hidráulico ou suprimento de água alternativo.</p> <p>Instituir monitoramento e então avaliar se a atenuação natural é suficiente ou se são necessários controles hidráulicos.</p> <p>Monitorar a qualidade da água do poço e avaliar se controle é necessário para prevenir a migração vertical para o poço.</p> <p>Instituir medidas de controle, restringir acesso à área próxima da descarga e avaliar a magnitude do impacto da descarga.</p>
<b>3</b>	<p><b>Dano em longo prazo (mais de 2 anos) para a saúde ou segurança humana ou de outros receptores sensíveis.</b></p> <p>Solo subsuperficial (mais de 0,9 m da superfície) contaminado e distância entre solo contaminado e lençol de água potável menor que 15,2m.</p>	<p>Notificar autoridades apropriadas, proprietários ou partes potencialmente afetadas e avaliar a necessidade de:</p> <p>Monitorar água subterrânea e determinar o potencial para migração futura da contaminação para o aquífero.</p>



Água subterrânea contaminada e poços de abastecimento de água localizados dentro da área de até 2 anos de migração da pluma. Monitorar a pluma e avaliar o potencial da atenuação natural e necessidade de controle hidráulico.

Classificação	Critérios e cenários para classificação	Possível ação-resposta inicial
	Água subterrânea contaminada e poços de abastecimento de água não potável localizados dentro da área de até 2 anos de migração da pluma.	Identificar usos da água do poço, avaliar o efeito potencial de impacto, monitorar a pluma e avaliar se a atenuação natural ou outro controle hidráulico são apropriados.
	Água subterrânea contaminada e poços de abastecimento de água não potável que não produzem dentro do intervalo vertical da contaminação estão localizados dentro da extensão desconhecida da pluma.	Monitorar a pluma, determinar o potencial da migração vertical, notificar usuários e determinar se algum impacto é possível de ocorrer.
	Água superficial, água da chuva ou descarga de água do lençol freático contaminadas dentro de até 457,2 m de habitat sensíveis ou cursos de água superficial usada para abastecimento humano ou recreação de contato.	Investigar o impacto nos habitat sensíveis ou curso superficial de água, restringir acesso à área de descarga (se necessário) e avaliar a necessidade de medidas de contenção/ controle.
	Solo superficial pouco profundo contaminado aberto ao acesso público e parques, playgrounds, creches, escolas ou similares usam recursos que estão a mais de 152,2 m destes solos.	Restringir acesso à área de solo contaminado.
<b>4</b>	<p><b>Nenhum dano demonstrável em longo prazo para a saúde ou segurança humana ou de outros receptores sensíveis. Cenários da classe 4 englobam todas as outras situações não descritas nas outras classes como, por exemplo:</b></p> <p>Aquífero com água não potável e nenhum uso local comprometido</p> <p>Solo contaminado localizado a mais de 0,9 m da superfície e a mais de 15,2 m acima do aquífero mais próximo.</p> <p>Água subterrânea contaminada e poços de abastecimento de água não potável localizados no sentido do fluxo, mas fora da área reconhecida da contaminação e produzindo em uma zona vertical não impactada.</p>	<p>Notificar autoridades apropriadas, proprietários ou partes potencialmente afetadas e avaliar a necessidade de:</p> <p>Monitorar a água subterrânea e avaliar o efeito da atenuação natural na migração da pluma.</p> <p>Monitorar a água subterrânea e avaliar o efeito da atenuação natural na lixiviação do solo.</p> <p>Monitorar a água subterrânea e avaliar o efeito da atenuação natural na migração da pluma.</p>

**Nota:** A ASTM adverte que esta tabela contém respostas iniciais que podem não ser apropriadas para todos os locais. O usuário deve selecionar opções que melhor representem as condições relativas à saúde e a segurança do sítio enquanto as avaliações do RBCA avançam.

**Tabela 2** – Valores Orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo.

Substância	VALORES ORIENTADORES					
	Solos (mg/kg)			Águas Subterrâneas (µg/L)		
	Referência	Alerta	Intervenção	Referência	Alerta	Intervenção
Alumínio	—	—	—	—	—	200(2)
Antimônio	<0,5	2	5	10	25	5(1)
Arsênio	3,5	15	25	50	100	10(1)
Bário	75	150	300	400	700	700(1)
Cádmio	<0,5	3	10	15	40	5(1)
Chumbo	17	100	200	350	1200	10(1)
Cobalto	13	25	40	80	100	30(5)
Cobre	35	60	100	500	700	2000(1)
Cromo	40	75	300	700	1000	50(1)
Ferro	—	—	—	—	—	300(2)
Manganês	—	—	—	—	—	100(2)
Merúrio	0,05	0,5	2,5	5	25	1(1)
Molibdênio	<25	30	50	100	120	250(5)
Níquel	13	30	50	200	300	50(4)
Prata	0,25	2	25	50	100	50(3)
Selênio	0,25	5	—	—	—	10(1)
Vanádio	275	—	—	—	—	—
Zinco	60	300	500	1000	1500	5000(2)
Benzeno	0,25	—	0,6	1,5	3	5(1)
Tolueno	0,25	—	30	40	140	170(2)
Xilenos	0,25	—	3	6	15	300(1)
Estireno	0,05	—	15	35	80	20(1)
Naftaleno	0,2	—	15	60	90	100(5)
Diclorobenzeno	0,02	—	2	7	10	40(5)
Hexaclorobenzeno	0,0005	—	0,1	1	1,5	1(1)
Tetracloroetileno	0,1	—	1	1	10	40(1)
Tricloroetileno	0,1	—	5	10	30	70(1)
1,1,1 Tricloroetano	0,01	—	8	20	50	600(5)
1,2 Dicloroetano	0,5	—	0,5	1	2	10(1)

Fonte: CETESB, 2001.

- 1 - Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para Substâncias que apresentam risco à saúde.
  - 2 - Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para aceitação de consumo (critério organoléptico).
  - 3 - Padrão de Potabilidade da Portaria 36 do Ministério da Saúde.
  - 4 - Comunidade Econômica Européia.
  - 5 - Com base no valor de intervenção para solos no Cenário Agrícola/Área de Proteção Máxima (APMax)
- não estabelecido.

**Tabela 3** – Valores referenciais para solos e águas subterrâneas da Lista Holandesa.

Substância	VALORES REFERENCIAIS					
	Solos (mg/kg)			Águas Subterrâneas (µg/L)		
	Referência	Alerta	Intervenção	Referência	Alerta	Intervenção
Arsênio	15	21,7	28,4	10	35	60
Bário	39	80	121	50	338	625
Cádmio	0,4	3,3	6,1	0,4	3,2	6
Cromo	50	120	190	1	16	30
Cobalto	4	29	53	20	60	100
Cobre	15	47	79	15	45	75
Mercúrio	0,2	3,5	6,6	0,05	0,18	0,3
Chumbo	50	181	312	15	45	75
Molibdênio	10	105	200	5	153	300
Níquel	10	35	60	15	45	75
Zinco	50	154	257	65	433	800
Benzeno	0,01	0,11	0,2	0,2	15	30
Tolueno	0,01	13	26	0,2	500	1000
Etilbenzeno	0,01	5	10	0,2	75	150
Xilenos(1)	0,01	2,5	5	0,2	35	70
Fenol	0,01	4	8	0,2	1000	2000
Creosol(2)	-	0,5	1	D	100	200
Catenol	-	2	4	D	625	1250
Resorcinol	-	1	2	-	300	600
Hidroquinona	-	1	2	-	400	800
Naftaleno	-	-	-	0,1	35	70
Fenantreno	-	-	-	0,02	2,5	5
Antraceno	-	-	-	0,02	2,5	5
Fluoranteno	-	-	-	0,005	0,5	1
Benzo(a)antraceno	-	-	-	0,002	0,25	0,5
Criseno	-	-	-	0,002	0,026	0,05
Benzo(k)fluoranteno	-	-	-	0,001	0,026	0,05
Benzo(a)pireno	-	-	-	0,001	0,026	0,05
Benzo(ghi)perileno	-	-	-	0,0002	0,025	0,05
Indeno(123-CD)pireno	-	-	-	0,0004	0,025	0,05

Fonte: MINISTRY OF VROM.

D – o valor de referência é menor do que o limite de detecção.

1- Xileno: somatório das formas orto-, meta- e paraxilenos.

2- Creosol: somatório das formas orto-, meta- e paracreosol.

**Tabela 4** – Valores para solos e águas subterrâneas da Agência de Proteção Ambiental Norte-americana (U.S.EPA).

Substância	VALORES EPA Region 9 PRGs Table		
	Rota de exposição contato direto		
	Solo Residencial (mg/kg)	Solo Industrial (mg/kg)	Água Subterrânea (µg/L)
Arsênio	22	260	-
Bário	5400	67000	2600
Cádmio	37	450	18
Cromo	30	450	110
Cobre	3100	41000	1500
Ferro	23000	100000	11000
Merúrio	23	310	11
Manganês	1800	19000	880
Níquel	1600	20000	730
Chumbo	400	750	-
Vanádio	550	7200	260
Zinco	23000	100000	11000
Benzeno	0,6	1,3	0,34
Tolueno	520	520	720
Etilbenzeno	8,9	20	2,9
Xilenos	270	420	210
Naftaleno	56	190	6,2
Acenaftileno	-	-	-
Acenafteno	3700	29000	370
Fluoreno	2700	26000	240
Fenantreno	-	-	-
Antraceno	22000	100000	1800
Fluoranteno	2300	22000	1500
Pireno	2300	29000	180
Benzo(a)antraceno	0,62	2,1	0,092
Criseno	62	210	9,2
Benzo(b)fluoranteno	0,62	2,1	0,092
Benzo(k)fluoranteno	6,2	21	0,92
Benzo(a)pireno	0,062	0,21	0,0092
Indeno(123- CD)pireno	0,62	2,1	0,092
Dibenzo(ah)antraceno	0,062	0,21	0,0092
Benzo(ghi)perileno	-	-	-

Fonte: EPA Region 9 PRGs Table, 2002.

## **ANEXO B**

### Resultados das Avaliações Geoquímicas e Hidroquímicas do Terminal de Barueri

Tabela I – Resultados das análises de hidrocarbonetos do petróleo em solo.

Tabela II – Resultados das análises de metais em solo.

Tabela III – Resultados das análises de hidrocarbonetos do petróleo em água subterrânea.

Tabela IV – Resultados das análises de metais em água subterrânea.

**Tabela I** – Resultados das análises de hidrocarbonetos do petróleo em solo – Terminal de Barueri.

HIDROCARBONETOS EM SOLO																								
SÍTIO	SONDAGEM	INTERVALO (m)	TPH (mg/kg)	HIDROCARBONETOS																				
				HPA TOTAL mg/kg	HPA (mg/kg)															BTEX (mg/kg)				
		Naf	AcI	Act	Flu	Fen	Ant	Fluor	Pir	BaA	Cris	BbF	BkF	BaP	I(123-CD)P	D(a,h)A	B(ghi)P	B	T	E	m,p-x	o-x		
		CETESB (2001)	-	-	90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	140	-	15	
		Lista Holandesa (RIVM, 1994) Teor de argila 25% e M.O. = 10%	5.000	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	130	50	25	
		EPA (2002) Contato Direto - Area Industrial	-	-	190,0	-	29.000,0	26.000,0	-	100.000,0	22.000,0	29.000,0	2,1	210,0	2,1	21,0	0,2	2,1	0,2	-	1,3	520,0	20,0	420,0
<b>B A R U E R I</b>	Das 26 sondagens realizadas no Terminal de Barueri não foram encontradas concentrações de hidrocarbonetos de petróleo em solo acima dos valores de intervenção da CETESB, Lista Holandesa e U.S.EPA.																							

Tabela II – Resultado das análises de metais em solo – Terminal de Barueri.

METAIS EM SOLO														
SÍTIO	SONDAGEM	INTERVALO	METAIS (mg/kg)											
		(m)	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn
		CETESB (2001)	100	700	40	1000	700	-	25	-	300	1200	-	1500
		Lista Holandesa (RIVM, 1994) Teor de argila 25% e M.O. = 10%	55	625	12	380	10	-	10	-	210	530	-	720
		EPA (2002) Contato Direto - Área Industrial	260	67.000	450	450	41.000	100.000	310	19.000	20.000	750	7.200	100.000
T E R M I N A L  D E  B A R U E R I	SDB-10	1,5 a 2,0	0,20	55,70	0,20	22,00	11,90	16,3 x 10 <sup>3</sup>	0,05	288,00	11,80	68,30	19,00	24,50
	SDB-10	3,5 a 4,0	0,20	90,50	0,20	26,20	12,80	15,5 x 10 <sup>3</sup>	0,05	454,00	12,60	49,40	14,70	53,40
	SDB-11	0,00 a 0,5	0,20	139,00	0,20	20,70	11,60	14,0 x 10 <sup>3</sup>	0,05	366,00	13,60	56,60	11,00	103,00
	SDB-12	1,5 a 2,0	0,53	91,80	0,20	24,40	13,50	12,9 x 10 <sup>3</sup>	0,05	272,00	12,30	35,90	10,20	44,70
	SDB-12	3,5 a 4,0	0,20	149,00	0,20	24,40	12,50	22,4 x 10 <sup>3</sup>	0,05	437,00	11,70	19,10	18,50	66,30
	SDB-13	0,0 a 0,5	0,20	79,20	0,20	25,60	11,30	15,3 x 10 <sup>3</sup>	0,05	242,00	13,00	32,00	15,50	52,00
	SDB-14	0,0 a 0,5	0,89	78,50	0,20	24,60	14,50	19,2 x 10 <sup>3</sup>	0,05	394,00	11,50	47,70	17,90	34,20
	SDB-14	0,5 a 1,0	0,20	144,00	0,20	18,10	12,00	15,3 x 10 <sup>3</sup>	0,05	368,00	10,60	21,40	13,00	42,90
	SDB-14	1,5 a 2,0	0,20	58,50	0,20	21,80	14,10	16,9 x 10 <sup>3</sup>	0,05	245,00	11,20	13,20	11,80	39,40
	SDB-17	0,0 a 0,5	0,20	59,70	0,20	29,70	10,40	15,5 x 10 <sup>3</sup>	0,05	312,00	14,80	50,50	15,50	27,20
	SDB-17	1,5 a 2,0	0,38	164,00	0,20	23,00	13,40	13,0 x 10 <sup>3</sup>	0,05	35,10	13,70	417,00	11,50	69,70
	SDB-17	3,5 a 4,0	0,20	100,00	0,20	31,30	9,26	15,6 x 10 <sup>3</sup>	0,05	3,51 x 10 <sup>3</sup>	16,20	12,60	11,10	81,20
	SDB-19	0,00 a 0,5	0,69	132,00	0,20	28,80	14,50	20,6 x 10 <sup>3</sup>	0,05	270,00	14,40	217,00	17,30	194,00
	SDB-20	0,50 a 1,0	1,12	25,70	0,20	25,20	13,30	17,4 x 10 <sup>3</sup>	0,25	67,30	11,40	16,90	21,40	51,10
	SDB-20	1,50 a 2,0	0,75	117,00	0,20	28,20	12,20	13,2 x 10 <sup>3</sup>	0,05	664,00	15,20	17,90	12,10	178,00
	SDB-21	1,50 a 2,0	0,83	139,00	0,20	22,10	11,10	15,1 x 10 <sup>3</sup>	0,05	429,00	10,70	11,90	15,60	60,60
	SDB-22	0,0 a 0,5	0,20	70,20	0,20	24,30	10,90	16,1 x 10 <sup>3</sup>	0,05	265,00	12,40	25,60	14,50	43,60
	SDB-22	0,5 a 1,0	0,48	132,00	0,20	20,00	12,20	14,3 x 10 <sup>3</sup>	0,05	524,00	8,48	59,20	24,30	66,20
	SDB-24	1,50 a 2,0	1,53	16,60	0,20	23,30	10,70	18,8 x 10 <sup>3</sup>	0,05	495,00	12,30	36,50	23,10	53,70
	SDB24A	1,0 a 1,5	0,63	20,20	0,20	20,90	13,40	20,0 x 10 <sup>3</sup>	0,05	24,50	6,93	ND	25,50	31,70
SDB24A	1,50 a 2,0	0,33	11,70	0,20	23,40	24,70	16,8 x 10 <sup>3</sup>	0,05	16,40	7,00	ND	19,30	32,20	
SDB24A	5,5 a 6,0	1,23	374,00	0,20	21,60	11,00	18,4 x 10 <sup>3</sup>	0,05	788,00	9,59	102,00	17,70	62,30	

**Tabela III** – Resultados das análises de hidrocarbonetos do petróleo em água subterrânea – Terminal de Barueri.

HIDROCARBONETOS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA																						
SÍTIO	Poços de Monitoramento	TPH (ppb)	HIDROCARBONETOS																			
			HPA (µg/L)															BTEX (µg/L)				
			Naf	AcI	Act	Flu	Fen	Ant	Fluor	Pir	BaA	Cris	BbF	BkF	BaP	I(123-CD)P	D(a,h)A	B(ghi)P	B	T	E	m,p-x
	CETESB (2001)	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,0	170,0	-	300,0
	Lista Holandesa (RIVM, 1994) Teor de argila 25% e M.O. = 10%	600,0	70,0	-	-	-	5,0	5,0	1,0	-	0,5	0,05	-	0,05	0,05	0,05	-	0,05	30,0	1.000,0	150,0	70,0
	EPA (2002) Contato Direto - Área Industrial	-	6,2	-	370,0	240,0	-	1.800,0	1.500,0	180,0	0,092	9,2	0,092	0,92	0,0092	0,092	0,0092	-	0,34	720,0	2,9	210,0
B A R U E R I	Dos 11 poços de monitoramento analisados no Terminal de Barueri não foram encontradas concentrações de hidrocarbonetos de petróleo em água acima dos valores de intervenção da CETESB, Lista Holandesa e U.S.EPA.																					



Tabela IV – Resultados das análises de metais em água subterrânea – Terminal de Barueri.

METAIS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA													
SÍTIO	Poços de Monitoramento	METAIS (mg/L)											
		As	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn
	CETESB	0,01	0,70	0,01	0,05	2,0	0,30	0,001	0,10	0,05	0,01	-	5,0
	Lista Holandesa (RIVM, 1994) Teor de argila 25% e M.O. = 10%	0,06	0,625	0,006	0,030	0,075	-	0,003	-	0,075	0,075	-	0,80
	EPA (2002) Contato Direto - Área Industrial	-	2,6	0,018	0,11	1,5	11,0	0,011	0,88	0,73	-	0,26	11,0
<b>B A R U E R I</b>	PMB-01	< 0,010	0,05	< 0,004	< 0,010	< 0,010	5,12	< 0,001	0,814	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,03
	PMB-03	< 0,010	0,05	< 0,004	< 0,010	< 0,010	0,782	< 0,001	0,087	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,03
	PMB-05	< 0,010	0,13	< 0,004	< 0,010	< 0,010	0,874	< 0,001	0,079	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,09
	PMB-06	< 0,010	0,03	< 0,004	< 0,010	< 0,010	0,984	< 0,001	0,307	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,04
	PMB-07	< 0,010	0,04	< 0,004	< 0,010	< 0,010	1,42	< 0,001	0,137	0,089	< 0,010	< 0,001	0,11
	PMB-08	< 0,010	0,03	< 0,004	< 0,010	< 0,010	0,983	< 0,001	0,415	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,06

## **ANEXO C**

### **Resultados das Avaliações Geoquímicas e Hidroquímicas do Terminal de Cubatão**

Tabela I – Resultados das análises de hidrocarbonetos do petróleo em solo.

Tabela II – Resultados das análises de metais em solo.

Tabela III – Resultados das análises de hidrocarbonetos do petróleo em água subterrânea.

Tabela IV – Resultados das análises de metais em água subterrânea.

Tabela I – Resultados das análises de hidrocarbonetos do petróleo em solo – Terminal de Cubatão.

HIDROCARBONETOS EM SOLO																									
SÍTIO	SONDAGEM	INTERVALO	HIDROCARBONETOS																						
		(m)	TPH (mg/kg)	HPA TOTAL mg/kg	HPA (mg/kg)															BTEX (mg/kg)					
					Naf	Acl	Act	Flu	Fen	Ant	Fluor	Pir	BaA	Cris	BbF	BkF	BaP	I(123-CD)P	D(a,h)A	B(ghi)P	B	T	E	m,p-x	o-x
		CETESB (2001)	-	-	90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	140	-	15	
		Lista Holandesa (RVM, 1994) Teor de argila 25% e M.O. = 10%	5.000	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	130	50	25		
		EPA (2002) Contato Direto - Área Industrial	-	-	190,0	-	29.000,0	26.000,0	-	100.000,0	22.000,0	29.000,0	2,1	210,0	2,1	21,0	0,2	2,1	0,2	-	1,3	520,0	20,0	420,0	
C U B A T Ã O	SDT-03	0,00 a 0,50	20080,72	69,79	0,000	0,000	6,510	9,347	51,674	8,862	0,786	3,481	1,499	4,166	0,611	0,257	1,198	0,000	0,000	0,000	0,003	0,006	0,006	0,005	0,014
	SDT-04	0,00 a 0,50	82,21	9,25	0,024	0,007	0,178	0,179	2,264	0,460	2,208	0,030	1,206	1,488	0,840	0,874	1,060	0,378	0,109	0,352	0,001	0,000	0,001	0,000	0,002
	SDT-04	0,50 a 1,00	2259,00	147,62	1,095	0,000	4,539	6,350	35,075	12,268	40,553	33,751	16,401	16,489	13,568	12,924	14,167	6,443	1,844	6,375	0,003	0,037	0,228	0,094	0,424
	SDT-06	0,00 a 0,50	139,88	25,60	0,496	0,007	1,066	0,618	4,111	1,803	5,688	4,558	3,499	3,397	3,255	2,481	3,428	2,229	0,186	1,900	0,002	0,001	0,001	0,004	0,002
	SDT-07	0,00 a 0,50	286,10	16,10	0,024	0,007	0,326	0,266	3,102	0,894	5,108	3,844	1,698	2,006	1,511	1,324	1,445	1,049	0,014	0,896	0,001	0,005	0,000	0,004	0,003
	SDT-10	0,00 a 0,50	413,55	2,69	0,015	0,004	0,011	0,010	0,139	0,025	0,478	0,416	0,260	0,409	0,445	0,402	0,454	0,537	0,131	0,424	0,005	0,008	0,018	0,027	0,029
	SDT-11	0,50 a 1,00	76,74	5,80	0,051	0,002	0,170	0,104	0,788	0,319	1,398	1,157	0,794	0,816	0,735	0,617	0,852	0,536	0,000	0,483	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	SDT-12	0,00 a 0,50	86,82	3,95	0,017	0,019	0,039	0,048	0,507	0,096	1,053	0,952	0,531	0,600	0,538	0,570	0,610	0,293	0,068	0,286	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	SDT-13	0,50 a 1,00	390,39	3,28	0,023	0,007	0,015	0,014	0,251	0,041	0,708	0,615	0,390	0,585	0,659	0,544	0,656	0,739	0,011	0,000	0,009	0,005	0,010	0,012	0,016
	SDT-17	0,50 a 1,00	2297,32	2621,89	19,461	0,000	91,678	109,614	527,963	237,269	562,575	508,852	364,397	371,386	315,781	271,223	315,936	132,946	35,733	134,665	0,001	0,003	0,014	0,003	0,004
	SDT-20	1,50 a 2,00	43,08	3,19	0,006	0,008	0,018	0,016	0,236	0,033	0,822	0,677	0,396	0,490	0,534	0,601	0,552	0,315	0,078	0,290	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	SDT-30	0,50 a 1,00	98,21	3,52	0,011	0,000	0,110	0,065	0,595	0,126	0,994	0,839	0,511	0,590	0,658	0,698	0,627	0,000	0,000	0,000	0,002	0,001	0,002	0,001	0,002
	SDT-38	0,50 a 1,00	42,31	1,66	0,006	0,000	0,028	0,014	0,304	0,062	0,350	0,437	0,260	0,340	0,156	0,172	0,215	0,084	0,028	0,077	0,001	0,005	0,001	0,007	0,003

Tabela II – Resultados das análises de metais em solo – Terminal de Cubatão.

METAIS EM SOLO														
SÍTIO	SONDAGEM	INTERVALO	METAIS (mg/kg)											
		(m)	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn
		CETESB (2001)	100	700	40	1000	700	-	25	-	300	1200	-	1500
		Lista Holandesa (RIVM, 1994) Teor de argila 25% e M.O. = 10%	55	625	12	380	10	-	10	-	210	530	-	720
EPA (2002) Contato Direto - Área Industrial	260	67.000	450	450	41.000	100.000	310	19.000	20.000	750	7.200	100.000		
T E R M I N A L  D E  C U B A T Ã O	SDT-01	0,50 a 1,00		104,000	0,200	51,900	42,000	14500,000	0,050	274,000	25,400	13,000	45,000	60,100
	SDT-02	0,50 a 1,00	0,200	77,300	0,200	46,900	31,000	17200,000	0,050	456,000	17,600	18,200	66,600	43,600
	SDT-03	0,50 a 1,00	0,846	92,500	0,200	61,200	53,000	19300,000	0,050	547,000	26,600	18,700	83,800	62,400
	SDT-04	0,50 a 1,00	19,800	183,000	0,200	61,900	39,800	20400,000	0,050	745,000	25,500	13,400	70,800	77,400
	SDT-05	0,50 a 1,00	7,920	110,000	0,200	47,000	42,600	18000,000	0,050	642,000	22,900	14,000	48,500	73,800
	SDT-06	0,00 a 0,50	5,940	106,000	0,200	42,800	72,900	20000,000	0,050	346,000	25,000	36,800	31,900	129,000
	SDT-07	0,00 a 0,50	1,280	60,400	0,200	13,800	22,800	13700,000	0,050	219,000	0,400	63,200	27,600	73,100
	SDT-08	1,50 a 2,00	9,890	99,800	0,200	48,800	38,100	17200,000	0,050	336,000	24,000	15,500	48,900	63,000
	SDT-09	1,50 a 2,00	5,290	137,000	0,200	61,700	32,300	19800,000	0,050	431,000	28,600	48,700	67,900	68,000
	SDT-10	0,00 a 0,50	0,412	201,000	0,200	0,500	15,100	12400,000	0,050	110,000	0,400	172,000	8,820	28,500
	SDT-11	0,50 a 1,00	11,700	130,000	0,200	70,000	52,200	20400,000	0,050	524,000	31,800	27,300	68,000	112,000
	SDT-12	0,00 a 0,50	7,510	558,000	0,200	25,500	14,600	91400,000	0,050	556,000	12,200	32,100	147,000	84,700
	SDT-13	3,50 a 4,00	0,871	82,500	0,200	12,500	31,300	17500,000	0,167	458,000	3,640	11,700	38,500	57,000
	SDT-14	0,50 a 1,00	7,330	122,000	0,200	69,400	41,500	20300,000	0,050	553,000	37,600	13,600	63,200	75,100
	SDT-15	0,50 a 1,00	2,550	144,000	0,200	68,500	48,700	57400,000	0,050	708,000	34,900	16,200	65,800	82,700
	SDT-16	0,50 a 1,00	2,360	87,700	0,200	55,800	41,400	18900,000	0,050	414,000	28,700	12,400	50,400	65,000
	SDT-17	0,00 a 0,50	6,590	113,000	0,200	78,700	35,000	19200,000	0,050	281,000	28,800	32,700	63,800	133,000
	SDT-18	1,50 a 2,00	1,080	66,800	0,200	45,800	31,500	15000,000	0,050	268,000	23,800	6,770	35,100	48,000
	SDT-19	0,00 a 0,50	3,120	59,900	0,200	41,600	37,800	15300,000	0,050	248,000	21,200	42,000	31,700	54,700
	SDT-20	0,50 a 1,00	8,850	146,000	0,200	66,400	37,900	21000,000	0,050	717,000	33,300	16,700	63,500	79,100
	SDT-21	1,50 a 2,00	1,380	91,600	0,200	42,900	35,200	17500,000	0,050	509,000	20,100	12,500	44,700	63,500
	SDT-22	0,00 a 0,50	4,120	85,500	0,200	48,600	41,800	16900,000	0,050	609,000	25,200	14,400	41,300	68,500
	SDT-23	0,00 a 0,50	6,510	152,000	0,200	69,800	39,900	20600,000	0,050	430,000	36,700	13,600	65,500	81,200
	SDT-24	0,00 a 0,50	0,784	76,700	0,200	48,000	26,000	16800,000	0,050	382,000	24,800	19,600	40,400	187,000
	SDT-25	0,50 a 1,00	4,510	92,400	0,200	54,000	34,300	18000,000	0,050	325,000	29,500	10,900	49,100	67,500
	SDT-26	0,50 a 1,00	10,000	87,200	0,200	60,800	41,400	20600,000	0,050	529,000	31,600	14,000	58,000	71,300
	SDT-27	0,00 a 0,50	2,250	105,000	0,200	47,900	31,700	17800,000	0,050	555,000	25,700	12,000	47,800	68,600
	SDT-28	0,00 a 0,50	14,300	97,600	0,200	71,700	36,800	18600,000	0,050	579,000	36,800	16,400	51,000	67,000
	SDT-29	0,50 a 1,00	5,410	127,000	0,200	65,100	42,600	20400,000	0,050	356,000	35,300	14,000	61,900	81,900
	SDT-30	1,50 a 2,00	6,410	66,700	0,200	51,900	38,100	17600,000	0,050	577,000	27,200	10,200	45,700	61,800
	SDT-31	0,50 a 1,00	1,260	80,500	0,200	47,200	30,300	16300,000	0,050	545,000	25,200	8,080	39,900	51,500
	SDT-32	0,00 a 0,50	2,870	76,200	0,200	43,000	30,100	16800,000	0,050	769,000	22,000	10,100	38,200	57,600
	SDT-33	0,00 a 0,50	2,700	113,000	0,200	31,500	50,900	21600,000	0,352	784,000	15,100	15,900	55,500	79,600
	SDT-34	0,50 a 1,00	2,390	103,000	0,200	23,000	33,800	18500,000	0,050	610,000	9,660	30,600	44,700	62,200
	SDT-35	0,50 a 1,00	0,802	90,300	0,200	11,200	32,000	16800,000	0,155	531,000	2,850	15,000	32,100	58,600
	SDT-36	0,00 a 0,50	2,730	81,500	0,200	18,500	22,900	13900,000	0,050	228,000	7,780	6,230	31,000	46,300
	SDT-37	0,50 a 1,00	0,691	104,000	0,200	27,900	503,000	20100,000	0,338	709,000	26,500	98,600	48,700	95,300
	SDT-38	0,00 a 0,50	1,900	74,600	0,200	5,040	22,300	14200,000	0,050	446,000	0,907	10,500	25,900	46,000
	SDT-39	1,50 a 2,00	1,630	72,900	0,200	55,700	30,300	18100,000	0,050	316,000	30,600	11,600	41,600	57,600
	SDT-40	0,00 a 0,50	3,470	114,000	0,200	60,500	37,800	20000,000	0,050	560,000	33,500	14,300	55,400	72,200

Tabela III – Resultados das análises de hidrocarbonetos do petróleo em água subterrânea – Terminal de Cubatão.

HIDROCARBONETOS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA																							
SÍTIO	Poços de Monitoramento	TPH (ppb)	HPA (µg/L)															BTEX (µg/L)					
			Naf	Acl	Act	Flu	Fen	Ant	Fluor	Pir	BaA	Cris	BbF	BkF	BaP	I(123-CD)P	D(a,h)A	B(ghi)P	B	T	E	m,p-x	o-x
			CETESB (2001)	-	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,0	170,0
Lista Holandesa (RIVM, 1994) Teor de argila 25% e M.O. = 10%	600,0	70,0	-	-	-	5,0	5,0	1,0	-	0,5	0,05	-	0,05	0,05	0,05	-	0,05	30,0	1.000,0	150,0	70,0		
EPA (2002) Contato Direto - Área Industrial	-	6,2	-	370,0	240,0	-	1.800,0	1.500,0	180,0	0,092	9,2	0,092	0,92	0,0092	0,092	0,0092	-	0,34	720,0	2,9	210,0		
T E R M I N A L  D E  C U B A T Ã O	PM-T-01	69,781	0,040	0,000	0,000	0,000	0,090	0,000	0,040	0,040	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	0,91	2,52	0,51	2,29	
	PM-T-02	305,945	1,210	0,250	0,920	1,610	1,760	0,210	0,130	0,060	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	PM-T-03	293,783	0,060	0,000	0,580	0,690	0,600	0,630	0,060	0,050	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	1,54	0,86	1,63	0,40	1,58
	PM-T-04	166,747	0,280	0,070	2,350	0,650	0,310	0,050	0,040	0,030	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	3,88	1,98	3,88	1,73	
	PM-T-05	976,837	57,660	0,370	1,960	3,130	5,070	0,760	0,590	0,290	0,020	0,030	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	6,62	4,27	21,73	54,34	11,03
	PM-T-06	214,173	0,050	0,000	0,020	0,050	0,050	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,32	1,21	1,57	1,02	0,35
	PM-T-07	14,683	0,321	0,000	0,000	0,020	0,072	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	0,12	1,12	2,33	0,54	0,44
	PM-T-09	160,382	0,200	0,000	0,120	0,090	0,040	0,000	0,040	0,070	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	0,19	1,10	1,31	0,49	1,23
	PM-T-11	82,325	0,250	0,000	0,000	0,000	0,020	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00	0,83	0,90	0,40	0,29	

Tabela IV – Resultados das análises de metais em água subterrânea – Terminal de Cubatão.

METAIS EM ÁGUA SUBTERRÂNEA													
SÍTIO	Poços de Monitoramento	METAIS (mg/L)											
		As	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn
	CETESB	0,01	0,70	0,01	0,05	2,0	0,30	0,001	0,10	0,05	0,01	-	5,0
	Lista Holandesa (RIVM, 1994) Teor de argila 25% e M.O. = 10%	0,06	0,625	0,006	0,030	0,075	-	0,003	-	0,075	0,075	-	0,80
	EPA (2002) Contato Direto - Área Industrial	-	2,6	0,018	0,11	1,5	11,0	0,011	0,88	0,73	-	0,26	11,0
T E R M I N A L  D E  C U B A T Ã O	PM-T-01	< 0,010	0,04	< 0,004	< 0,010	< 0,010	6,49	< 0,001	1,11	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,03
	PM-T-02	< 0,010	0,10	< 0,004	< 0,010	< 0,010	6,31	< 0,001	1,77	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,02
	PM-T-03	< 0,010	0,09	< 0,004	< 0,010	< 0,010	6,43	< 0,001	1,15	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,03
	PM-T-04	< 0,010	0,09	< 0,004	< 0,010	< 0,010	8,03	< 0,001	1,97	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,02
	PM-T-05	< 0,010	0,03	< 0,004	< 0,010	< 0,010	11,3	< 0,001	1,67	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,01
	PM-T-06	< 0,010	0,05	< 0,004	< 0,010	< 0,010	9,24	< 0,001	1,59	< 0,009	< 0,010	< 0,001	0,03
	PM-T-07	< 0,010	0,05	< 0,004	< 0,010	< 0,010	4,85	< 0,001	0,711	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,02
	PM-T-09	< 0,010	0,03	< 0,004	< 0,010	< 0,010	6,16	< 0,001	2,75	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,01
	PM-T-11	< 0,010	0,02	< 0,004	< 0,010	< 0,010	2,46	< 0,001	0,221	< 0,008	< 0,010	< 0,001	0,01

## **ANEXO D**

Resumo dos dados de entrada utilizados na simulação com o modelo RISC 4.03

## Title:

**Terminal de Cubatão - Grupo 1**

12/14/03 21:55

## Scenarios:

Worker - Typical

## Routes:

DERMAL CONTACT WITH SOIL

## Chemicals:

**Benzo(a)pyrene**

## SCENARIO:

SUMMARY OF INPUT PARAMETERS 1

## LIFETIME AND BODY WEIGHT

Body Weight (kg)	70.
Lifetime (years)	70.

## DERMAL CONTACT WITH SOIL

Total Skin Surface Area (cm <sup>2</sup> )	1.84E+04
Fraction Skin Exposed to Soil (-)	0.11
Adherence Factor for Soil (mg/cm <sup>2</sup> )	0.20
Exposure Freq. Soil (events/year)	1.25E+02
Exposure Duration Soil (years)	8.0
Absorption Adjustment Factor for Dermal Exposure to Soil (-)	
Benzo(a)pyrene	0.10
Soil Bioavailability (-)	
Benzo(a)pyrene	1.0

## MEDIA CONCENTRATIONS

Concentration in Superficial Soil (mg/kg)  
Used in calculating carcinogenic risk and hazard index

Benzo(a)pyrene	1.4
----------------	-----

## SLOPE FACTORS AND REFERENCE DOSES

Dermal Slope Factor [1/(mg/kg-day)]	
Benzo(a)pyrene	7.3
Dermal Reference Dose (mg/kg-day)	
Benzo(a)pyrene	ND

## SUMMARY OF RESULTS

## DERMAL CONTACT WITH SOIL

Daily Doses and Risk for : Benzo(a)pyrene

CADD (mg/kg-day)	2.86E-07
LADD (mg/kg-day)	3.27E-08
Cancer Risk (-)	2.39E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00



## Title:

**Terminal de Cubatão - Grupo 2**

File not saved

## Scenarios:

Worker - Typical

## Routes:

DERMAL CONTACT WITH SOIL

## Chemicals:

**Benz(a)anthracene****Benzo(a)pyrene****Benzo(b)fluoranthene****Dibenz(a,h)anthracene****Indeno(1,2,3CD)pyrene**

## SCENARIO:

SUMMARY OF INPUT PARAMETERS

1

## LIFETIME AND BODY WEIGHT

Body Weight (kg)	70.
Lifetime (years)	70.

## DERMAL CONTACT WITH SOIL

Total Skin Surface Area (cm <sup>2</sup> )	1.84E+04
Fraction Skin Exposed to Soil (-)	0.11
Adherence Factor for Soil (mg/cm <sup>2</sup> )	0.20
Exposure Freq. Soil (events/year)	1.25E+02
Exposure Duration Soil (years)	8.0
Absorption Adjustment Factor for Dermal Exposure to Soil (-)	
Benz(a)anthracene	0.10
Benzo(a)pyrene	0.10
Benzo(b)fluoranthene	0.10
Dibenz(a,h)anthracene	0.10
Indeno(1,2,3CD)pyrene	0.10

## Soil Bioavailability (-)

Benz(a)anthracene	1.0
Benzo(a)pyrene	1.0
Benzo(b)fluoranthene	1.0
Dibenz(a,h)anthracene	1.0
Indeno(1,2,3CD)pyrene	1.0

## MEDIA CONCENTRATIONS

## Concentration in Superficial Soil (mg/kg)

Used in calculating carcinogenic risk and hazard index

Benz(a)anthracene	16.
Benzo(a)pyrene	14.
Benzo(b)fluoranthene	14.
Dibenz(a,h)anthracene	1.8
Indeno(1,2,3CD)pyrene	6.4

## SLOPE FACTORS AND REFERENCE DOSES

## Dermal Slope Factor [1/(mg/kg-day)]

Benz(a)anthracene	0.73
Benzo(a)pyrene	7.3
Benzo(b)fluoranthene	0.73
Dibenz(a,h)anthracene	7.3
Indeno(1,2,3CD)pyrene	0.73

## SUMMARY OF RESULTS

## DERMAL CONTACT WITH SOIL

## Daily Doses and Risk for : Benz(a)anthracene

CADD (mg/kg-day)	3.25E-06
LADD (mg/kg-day)	3.71E-07
Cancer Risk (-)	2.71E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Daily Doses and Risk for : Benzo(a)pyrene

CADD (mg/kg-day)	2.81E-06
LADD (mg/kg-day)	3.21E-07
Cancer Risk (-)	2.34E-06
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Daily Doses and Risk for : Benzo(b)fluoranthene

CADD (mg/kg-day)	2.69E-06
LADD (mg/kg-day)	3.07E-07
Cancer Risk (-)	2.24E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Daily Doses and Risk for : Dibenz(a,h)anthracene

CADD (mg/kg-day)	3.65E-07
LADD (mg/kg-day)	4.17E-08
Cancer Risk (-)	3.05E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Daily Doses and Risk for : Indeno(1,2,3CD)pyrene

CADD (mg/kg-day)	1.28E-06
LADD (mg/kg-day)	1.46E-07
Cancer Risk (-)	1.06E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Title:

**Terminal de Cubatão - Grupo 3**

12/14/03 22:22

## Scenarios:

Worker - Typical

## Routes:

DERMAL CONTACT WITH SOIL

## Chemicals:

**Benz(a)anthracene****Benzo(a)pyrene****Benzo(b)fluoranthene****Indeno(1,2,3CD)pyrene**

SCENARIO:

SUMMARY OF INPUT PARAMETERS

1

## LIFETIME AND BODY WEIGHT

Body Weight (kg)	70.
Lifetime (years)	70.

## DERMAL CONTACT WITH SOIL

Total Skin Surface Area (cm <sup>2</sup> )	1.84E+04
Fraction Skin Exposed to Soil (-)	0.11
Adherence Factor for Soil (mg/cm <sup>2</sup> )	0.20
Exposure Freq. Soil (events/year)	1.25E+02
Exposure Duration Soil (years)	8.0
Absorption Adjustment Factor for Dermal Exposure to Soil (-)	
Benz(a)anthracene	0.10
Benzo(a)pyrene	0.10
Benzo(b)fluoranthene	0.10
Indeno(1,2,3CD)pyrene	0.10

## Soil Bioavailability (-)

Benz(a)anthracene	1.0
Benzo(a)pyrene	1.0
Benzo(b)fluoranthene	1.0
Indeno(1,2,3CD)pyrene	1.0

## MEDIA CONCENTRATIONS

## Concentration in Superficial Soil (mg/kg)

Used in calculating carcinogenic risk and hazard index

Benz(a)anthracene	3.5
Benzo(a)pyrene	3.4
Benzo(b)fluoranthene	3.3
Indeno(1,2,3CD)pyrene	2.2

## SLOPE FACTORS AND REFERENCE DOSES

## Dermal Slope Factor [1/(mg/kg-day)]

Benz(a)anthracene	0.73
Benzo(a)pyrene	7.3
Benzo(b)fluoranthene	0.73
Indeno(1,2,3CD)pyrene	0.73

## SUMMARY OF RESULTS

## DERMAL CONTACT WITH SOIL

Daily Doses and Risk for : Benz(a)anthracene

CADD (mg/kg-day)	6.93E-07
LADD (mg/kg-day)	7.92E-08
Cancer Risk (-)	5.78E-08
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Daily Doses and Risk for : Benzo(a)pyrene

CADD (mg/kg-day)	6.79E-07
LADD (mg/kg-day)	7.76E-08
Cancer Risk (-)	5.66E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Daily Doses and Risk for : Benzo(b)fluoranthene

CADD (mg/kg-day)	6.45E-07
LADD (mg/kg-day)	7.37E-08
Cancer Risk (-)	5.38E-08
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Daily Doses and Risk for : Indeno(1,2,3CD)pyrene

CADD (mg/kg-day)	4.41E-07
LADD (mg/kg-day)	5.05E-08
Cancer Risk (-)	3.68E-08
Hazard Index (-)	0.00E+00

## Title:

**Terminal de Cubatão - Grupo 4**

12/14/03 22:54

## Scenarios:

Worker - Typical

Routes: DERMAL CONTACT WITH SOIL

## Chemicals:

**Benz(a)anthracene****Benzo(a)pyrene****Benzo(b)fluoranthene****Benzo(k)fluoranthene****Chrysene****Dibenz(a,h)anthracene****Indeno(1,2,3CD)pyrene**

SCENARIO:

SUMMARY OF INPUT PARAMETERS

1

## LIFETIME AND BODY WEIGHT

Body Weight (kg)	70.
Lifetime (years)	70.

## DERMAL CONTACT WITH SOIL

Total Skin Surface Area (cm <sup>2</sup> )	1.84E+04
Fraction Skin Exposed to Soil (-)	0.11
Adherence Factor for Soil (mg/cm <sup>2</sup> )	0.20
Exposure Freq. Soil (events/year)	1.25E+02
Exposure Duration Soil (years)	1.0
Absorption Adjustment Factor for Dermal Exposure to Soil (-)	
Benz(a)anthracene	0.10
Benzo(a)pyrene	0.10
Benzo(b)fluoranthene	0.10
Benzo(k)fluoranthene	0.10
Chrysene	0.10
Dibenz(a,h)anthracene	0.10
Indeno(1,2,3CD)pyrene	0.10

## Soil Bioavailability (-)

Benz(a)anthracene	1.0
Benzo(a)pyrene	1.0
Benzo(b)fluoranthene	1.0
Benzo(k)fluoranthene	1.0
Chrysene	1.0
Dibenz(a,h)anthracene	1.0
Indeno(1,2,3CD)pyrene	1.0

## MEDIA CONCENTRATIONS

## Concentration in Superficial Soil (mg/kg)

Used in calculating carcinogenic risk and hazard index

Benz(a)anthracene	3.64E+02
Benzo(a)pyrene	3.16E+02
Benzo(b)fluoranthene	3.16E+02
Benzo(k)fluoranthene	2.71E+02
Chrysene	3.71E+02
Dibenz(a,h)anthracene	36.
Indeno(1,2,3CD)pyrene	1.33E+02

## SLOPE FACTORS AND REFERENCE DOSES

## Dermal Slope Factor [1/(mg/kg-day)]

Benz(a)anthracene	0.73
Benzo(a)pyrene	7.3
Benzo(b)fluoranthene	0.73
Benzo(k)fluoranthene	7.30E-02
Chrysene	7.30E-03
Dibenz(a,h)anthracene	7.3
Indeno(1,2,3CD)pyrene	0.73

SUMMARY OF RESULTS

---

DERMAL CONTACT WITH SOIL

Daily Doses and Risk for : Benz(a)anthracene

CADD (mg/kg-day)	7.22E-05
LADD (mg/kg-day)	1.03E-06
Cancer Risk (-)	7.53E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

Daily Doses and Risk for : Benzo(a)pyrene

CADD (mg/kg-day)	6.26E-05
LADD (mg/kg-day)	8.94E-07
Cancer Risk (-)	6.53E-06
Hazard Index (-)	0.00E+00

Daily Doses and Risk for : Benzo(b)fluoranthene

CADD (mg/kg-day)	6.25E-05
LADD (mg/kg-day)	8.93E-07
Cancer Risk (-)	6.52E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

Daily Doses and Risk for : Benzo(k)fluoranthene

CADD (mg/kg-day)	5.37E-05
LADD (mg/kg-day)	7.67E-07
Cancer Risk (-)	5.60E-08
Hazard Index (-)	0.00E+00

Daily Doses and Risk for : Chrysene

CADD (mg/kg-day)	7.36E-05
LADD (mg/kg-day)	1.05E-06
Cancer Risk (-)	7.67E-09
Hazard Index (-)	0.00E+00

Daily Doses and Risk for : Dibenz(a,h)anthracene

CADD (mg/kg-day)	7.08E-06
LADD (mg/kg-day)	1.01E-07
Cancer Risk (-)	7.38E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

Daily Doses and Risk for : Indeno(1,2,3CD)pyrene

CADD (mg/kg-day)	2.63E-05
LADD (mg/kg-day)	3.76E-07
Cancer Risk (-)	2.75E-07
Hazard Index (-)	0.00E+00

## FATE AND TRANSPORT MODEL INPUT SUMMARY FILE

Model Description: Saturated zone model (dissolved phase source)

**Title: Terminal de Cubatão - Grupo 5**

Simulation time (years)..... 50

## Saturated Zone Model Source

-----

## Pulse Source:

Length of pulse (yr)..... 50.0  
 Total thickness of source (m)..... 1.00  
 Length of source (m)..... 5.00  
 Width of source (m)..... 5.00

Foi assumido que a fonte em pulso liberaria  
 contaminante ao longo de todo o período de  
 simulação (50 anos)

## Aquifer Properties

-----

Effective porosity (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>).....0.300  
 Fraction organic carbon (g oc/g soil)...1.000E-03  
 Hydraulic conductivity (m/d)..... 4.32  
 Soil bulk density (g/cm<sup>3</sup>)..... 1.70  
 Hydraulic gradient (m/m).....7.000E-03  
 Longitudinal dispersivity (m)..... 1.00  
 Transverse dispersivity (m)..... code calculated  
 Vertical dispersivity (m)..... code calculated

O volume da fonte foi assumido como  
 sendo de 5.0 x 5.0 x 1.0 m

## Receptor Well Location

-----

Distance down gradient (m)..... 110.  
 Distance cross-gradient (m)..... 0.00  
 Depth to top of well screen (m)..... 0.00  
 Depth to bottom of well screen(m)..... 1.00  
 Number of points used to calc. conc. .... 2

Distância da fonte ao receptor = 100 m

CHEMICAL DATA INPUT: **Benzene**

-----

Diffusion coef. in air (cm<sup>2</sup>/s).... 8.800E-02  
 Diffusion coef. in water (cm<sup>2</sup>/s)... 9.800E-06  
 Solubility (mg/l)..... 1.750E+03  
 Vapor pressure (mmHg)..... 95.0  
 KOC (L/kg)..... 59.0  
 Henry's Law Coefficient (-)..... 0.228  
 Molecular Weight (g/mol)..... 78.0  
 Degradation rate sat. zone (1/d).... 9.500E-04

## Source Concentrations: Benzene

-----

Source conc. for GW model (mg/l)..... 6.620E-03

CHEMICAL DATA INPUT: **Ethylbenzene**

-----

Diffusion coef. in air (cm<sup>2</sup>/s).... 7.500E-02  
 Diffusion coef. in water (cm<sup>2</sup>/s)... 7.800E-06  
 Solubility (mg/l)..... 169.  
 Vapor pressure (mmHg)..... 9.60  
 KOC (L/kg)..... 360.  
 Henry's Law Coefficient (-)..... 0.323  
 Molecular Weight (g/mol)..... 106.  
 Degradation rate sat. zone (1/d).... 9.500E-04

## Source Concentrations: Ethylbenzene

-----  
Source conc. for GW model (mg/l)..... 2.100E-02

---

CHEMICAL DATA INPUT: **Phenanthrene**

-----  
Diffusion coef. in air (cm<sup>2</sup>/s)..... 5.200E-02  
Diffusion coef. in water (cm<sup>2</sup>/s)... 5.900E-06  
Solubility (mg/l)..... 1.29  
Vapor pressure (mmHg)..... 1.100E-04  
KOC (L/kg)..... 2.300E+04  
Henry's Law Coefficient (-)..... 1.600E-03  
Molecular Weight (g/mol)..... 178.  
Degradation rate sat. zone (1/d)... 9.500E-04

Source Concentrations: Phenanthrene

-----  
Source conc. for GW model (mg/l)..... 5.070E-03



## Title:

**Terminal de Cubatão - Grupo 5**

12/15/03 09:29

## Scenarios:

Worker - Typical

Routes: DERMAL CONTACT DURING SHOWER

## Chemicals:

**Benzene**  
**Ethylbenzene**  
**Phenanthrene**

SCENARIO:

SUMMARY OF INPUT PARAMETERS 1

## LIFETIME AND BODY WEIGHT

Body Weight (kg)	70.
Lifetime (years)	70.

## DERMAL CONTACT DURING SHOWER

Total Skin Surface Area (cm <sup>2</sup> )	1.84E+04
Exp. Time For Washing Indoors[hr/d]	0.0
Exp. Freq Groundwater (events/year)	2.50E+02
Exp. Duration Groundwater (years)	8.0
Dermal Permeability Coefficient (cm/hour)	
Benzene	2.10E-02
Ethylbenzene	7.40E-02
Phenanthrene	0.27

## Absorption Adjustment Factor for

Dermal Exposure to Water (-)	
Benzene	1.0
Ethylbenzene	1.0
Phenanthrene	1.0

## MEDIA CONCENTRATIONS

Concentration in Groundwater (mg/L)

Used in calculating carcinogenic risk and hazard index

Benzene	6.62E-03
Ethylbenzene	2.17E-02
Phenanthrene	5.07E-03

## SLOPE FACTORS AND REFERENCE DOSES

Dermal Slope Factor [1/(mg/kg-day)]

Benzene	2.90E-02
Ethylbenzene	ND
Phenanthrene	ND

Dermal Reference Dose (mg/kg-day)

Benzene	ND
Ethylbenzene	0.10
Phenanthrene	2.00E-02

## SUMMARY OF RESULTS

## DERMAL CONTACT DURING SHOWER

Daily Doses and Risk for: **Benzene**

CADD (mg/kg-day)	0.00E+00
LADD (mg/kg-day)	0.00E+00
Cancer Risk (-)	0.00E+00
Hazard Index (-)	0.00E+00

Daily Doses and Risk for: **Ethylbenzene**

CADD (mg/kg-day)	0.00E+00
LADD (mg/kg-day)	0.00E+00
Cancer Risk (-)	0.00E+00
Hazard Index (-)	0.00E+00

Daily Doses and Risk for: **Phenanthrene**

CADD (mg/kg-day)	0.00E+00
LADD (mg/kg-day)	0.00E+00
Cancer Risk (-)	0.00E+00
Hazard Index (-)	0.00E+00