

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

BRUNO LEONARDO COLONESE

**APLICAÇÃO DO MODELO SCBR NO GERENCIAMENTO DE
ÁREAS CONTAMINADAS - ESTUDO DE CASO: TERMINAL
DE PETRÓLEO DE SÃO SEBASTIÃO**

DISSERTAÇÃO

FLORIANÓPOLIS, SC

2010

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

BRUNO LEONARDO COLONESE

**APLICAÇÃO DO MODELO SCBR NO GERENCIAMENTO DE
ÁREAS CONTAMINADAS - ESTUDO DE CASO: TERMINAL
DE PETRÓLEO DE SÃO SEBASTIÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Henry Xavier Corseuil
Co-orientadora: Dr^a. Cristina Cardoso Nunes

FLORIANÓPOLIS, SC

2010

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária
da
Universidade Federal de Santa Catarina

C719a Colonese, Bruno Leonardo

Aplicação do modelo SCBR no gerenciamento de áreas contaminadas [dissertação] : estudo de caso : Terminal de Petróleo de São Sebastião / Bruno Leonardo Colonese ; orientador, Henry Xavier Corseuil. - Florianópolis, SC, 2010.

139 p.: il., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia ambiental. 2. Gerenciamento ambiental. 3. SCBR. 4. Terminal de petróleo. I. Corseuil, Henry Xavier. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

CDU 628.4

TERMO DE APROVAÇÃO

BRUNO LEONARDO COLONESE

APLICAÇÃO DO MODELO SCBR NO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS - ESTUDO DE CASO: TERMINAL DE PETRÓLEO DE SÃO SEBASTIÃO

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por:

Prof. Chang Hung Kiang, Dr.
Departamento de Geologia Aplicada, UNESP/Rio Claro (SP)

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC (SC)

Prof. Fernando Soares Pinto Sant'Anna, Dr.
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC (SC)

Prof. Henry Xavier Corseuil, Dr.
(Orientador)

Cristina Cardoso Nunes, Dr^a.
(Co-Orientadora)

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL
Agosto/2010

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Henry Corseuil, pela oportunidade dada de realização deste trabalho e pela dedicação na orientação, sempre entusiasmada, durante esses mais de dois anos de mestrado.

À Doutora Cristina Cardoso Nunes, pela dedicação e pelos debates produtivos durante a sua atuação como co-orientadora deste trabalho.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), pela infraestrutura e equipe disponibilizada para conclusão do mestrado em Engenharia Ambiental.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento da bolsa de pesquisa.

A toda equipe do Laboratório de Remediação de Águas Subterrâneas (REMAS), pela amizade, contribuições e parceria.

Ao Terminal de São Sebastião/Transpetro e ao Cenpes/Petrobras, pelo fornecimento de dados de campo necessários para a realização do trabalho e ao Mário do Rosário, pela sua amizade e ajuda em algumas etapas.

A toda minha família pela base e preparação ao longo da vida, sem os quais eu não teria chegado a esta etapa.

A minha Isabela, pelo amor e companheirismo nas fases finais deste trabalho.

À banca examinadora, pela disponibilidade e contribuição.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho e a conclusão do Mestrado em Engenharia Ambiental.

RESUMO

A importância das águas subterrâneas como uma das principais fontes de suprimento de água potável justifica a preocupação com a preservação dos aquíferos e a busca de alternativas para minimização de impactos causados por empreendimentos potencialmente poluidores. O gerenciamento de áreas contaminadas é composto por uma sequência lógica de procedimentos e decisões a serem tomadas, desde a suspeita da contaminação até a definição de estratégias de gerenciamento do risco causado à saúde humana. Uma avaliação correta deste risco permite definir o projeto de remediação adequado em função de níveis aceitáveis de risco para a área de estudo. A customização de um modelo computacional de transporte e transformação de contaminantes na água subterrânea para uma área potencialmente contaminada, antes do evento de contaminação, pode ter grande contribuição para acelerar o processo decisório e mitigatório, no caso de ocorrência do impacto ambiental. O SCBR (Solução Corretiva Baseada no Risco) é um modelo computacional bidimensional para simulação do transporte e transformação de poluentes; avaliação de risco para rotas de exposição no solo, água e ar; e simulação de tecnologias de remediação. O objetivo deste trabalho foi aplicar o modelo SCBR a uma área potencialmente contaminada, executando as fases de customização do modelo, elaboração de possíveis cenários de contaminação, avaliação do risco à saúde humana e correspondentes medidas emergenciais. O estudo de caso foi realizado no Terminal de Petróleo de São Sebastião e a metodologia foi baseada no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Os principais resultados obtidos foram: a customização do SCBR à área; a calibração dos parâmetros de fluxo subterrâneo pelo ajuste da condutividade hidráulica de cada poço de monitoramento; o modelo de fluxo subterrâneo da área com o campo de velocidades e direção; a identificação de um local de perigo para um possível cenário de contaminação, pois o local está a, aproximadamente, 170m da área residencial e tem velocidades de, aproximadamente, 21m/ano; o conhecimento do comportamento do contaminante para este cenário de contaminação; o mapeamento da área de risco para este cenário; verificação de risco não aceitável, tanto na área industrial quanto na área residencial; redução do risco a níveis aceitáveis pela medida emergencial proposta. Seguir as fases de gerenciamento significa ter que cumprir tarefas que a customização adiantaria, de maneira preventiva, antes de uma contaminação. Diante disto, as seguintes vantagens foram observadas na conclusão deste estudo: possibilidade de ganho de tempo e eficiência na minimização de impactos, facilitando o diálogo com o órgão ambiental.

Palavras-chave: Gerenciamento ambiental, SCBR, Terminal de petróleo.

ABSTRACT

The importance of the groundwater as one of the main sources of drinking water supply justifies the concern about the preservation of the aquifers and the search of alternatives for minimization of impacts caused by enterprises potentially pollutant. The contaminated areas management is compound by a logical sequence of procedures and decisions to be made, from the suspicion of the contamination to the definition of human health risk management strategies. A correct assessment of this risk permits to define the adequate remediation project in function of risk acceptable levels in the study area. The customization of a contaminant transport and fate computational model in the groundwater to an area potentially contaminated, before the contamination event, can have great contribution to accelerate the decisory and mitigatory process, if the environmental impact happens. SCBR (“Solução Corretiva Baseada no Risco”) is a two-dimensional computational model to simulate transport and fate of contaminants; do risk assessment for the exposure pathways in soil, water and air; and simulate remediation technologies. The objective of this work was to apply SCBR model to an area potentially contaminated, executing the phases of model customization, elaboration of possible risk sceneries, human health risk assessment and emergency strategies. The case study was realized on the Petroleum Terminal of São Sebastião and the methodology was based on the Contaminated Areas Management Manual of State Environmental Company of São Paulo. The main results obtained were: the customization of SCBR to the area; the calibration of the groundwater flow parameters by the fit of the hydraulic conductivity of each monitoring well; the groundwater flow model of the area with the velocity and direction field; the identification of a dangerous site in a possible contamination scenery, because the site is approximately 170m away from the residential area and its velocities are approximately 21m/year; the knowledge of the contaminant behavior for this contamination scenery; the risk area mapping for this scenery; verification of unacceptable risk both in industrial and residential areas; risk reduction to acceptable levels by the proposed emergency intervention. To do the steps of management means to have to accomplish tasks that the customization would advance preventively before a contamination. Therefore, the following advantages were observed on the conclusion of this study: possibility of gain of time and efficiency in the minimization of impacts, facilitating the discussion with the environmental regulatory agency.

Keywords: Environmental management, SCBR, Petroleum terminal.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 OBJETIVO	2
1.1.1 Objetivo Geral	2
1.1.2 Objetivos Específicos	2
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 FLUXO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	4
2.1.1 Lei de Darcy, Condutividade Hidráulica e Armazenamento Específico.....	4
2.1.2 Equação Geral para o Fluxo Tridimensional em Aquíferos.....	5
2.2 TRANSPORTE E TRANSFORMAÇÃO DE CONTAMINANTES	6
2.2.1 Advecção	7
2.2.2 Dispersão Hidrodinâmica	8
2.2.3 Sorção e Retardo.....	9
2.2.4 Biodegradação	10
2.3 GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS.....	11
2.3.1 Processo de Identificação de Áreas Contaminadas	11
2.3.2 Processo de Recuperação de Áreas Contaminadas.....	12
2.4 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA.....	13
2.4.1 Coleta e Avaliação dos Dados	14
2.4.2 Avaliação da Exposição.....	14

2.4.3 Avaliação de Toxicidade	15
2.4.4 Caracterização e Quantificação do Risco	16
2.5 REMEDIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS.....	18
2.5.1 Remoção e Redisposição de Solos	19
2.5.2 Bombeamento e Tratamento de Águas Subterrâneas.....	20
2.5.3 Biorremediação.....	20
2.5.4 Atenuação Natural Monitorada	21
2.5.5 Contenção/Barreiras	22
2.5.6 Barreiras Reativas Permeáveis	23
2.6 USO DA MODELAGEM COMPUTACIONAL NO GERENCIAMENTO AMBIENTAL.....	24
2.6.1 Calibração dos Parâmetros de Fluxo Subterrâneo.....	25
3. METODOLOGIA.....	29
3.1 ÁREA DE ESTUDO	32
3.2 SOLUÇÃO CORRETIVA BASEADA NO RISCO (SCBR).....	36
3.2.1 Modelo de Escoamento Subterrâneo	37
3.2.2 Condições de Contorno	39
3.2.3 Modelo de Transporte e Transformação de Poluentes	39
3.2.4 Modelo de Cálculo do Risco à Saúde Humana	40
3.3 CUSTOMIZAÇÃO DO SCBR	40
3.4 ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS CRÍTICOS	41
3.5 AVALIAÇÃO DO RISCO À SAÚDE HUMANA.....	41
3.6 TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO	42
3.7 DADOS DE ENTRADA	42
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
4.1 CUSTOMIZAÇÃO DO SCBR	44
4.1.1 Georreferenciamento e Bens a Proteger	44

4.1.2	Caracterização Hidrogeológica e de Elementos do Ambiente	46
4.1.3	Locação dos Poços de Monitoramento	49
4.1.4	Domínio de Simulação	49
4.1.5	Calibração dos Parâmetros de Fluxo Subterrâneo	54
4.1.6	Modelo de Fluxo Subterrâneo	54
4.2	ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS CRÍTICOS	55
4.2.1	Identificação de Pontos Potencialmente Contaminadores	55
4.2.2	Caracterização da Fonte de Contaminação	59
4.2.3	Simulação da Pluma de Contaminação	60
4.3	AVALIAÇÃO DO RISCO À SAÚDE HUMANA	63
4.3.1	Definição dos Meios Contaminados e Contaminantes	63
4.3.2	Definição dos Tipos de Uso do Solo	63
4.3.3	Identificação dos Receptores e das Rotas de Exposição	63
4.3.4	Modelo Conceitual de Exposição	64
4.3.5	Cálculo do Risco e Elaboração de Mapas de Risco Total	64
4.4	TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO	71
4.4.1	Simulação de Medidas Emergenciais	71
4.4.2	Novo Cálculo do Risco	74
4.4.3	Análise da Eficiência das Medidas Emergenciais na Redução do Risco	74
4.5	ETAPAS NECESSÁRIAS PARA CUSTOMIZAÇÃO DO SCBR	75
5.	CONCLUSÕES	77
6.	RECOMENDAÇÕES	80
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82
	APÊNDICES	86
	ANEXOS	88

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Fluxograma da metodologia de avaliação de risco à saúde humana.....	13
Figura 2.2 - Exemplo de comparação entre dados simulados e dados medidos em campo.	27
Figura 3.1 - Etapas da aplicação do SCBR no gerenciamento de áreas contaminadas.	31
Figura 3.2 - Localização da cidade de São Sebastião (SP) e do Terminal de Petróleo de São Sebastião.....	33
Figura 3.3 – Planta do terminal com a localização dos tanques de armazenamento.....	34
Figura 3.4 - Cenário de contaminação das águas subterrâneas de unidades aquíferas não confinadas.....	37
Figura 3.5 - Volume de controle usado na derivação da equação do escoamento. São mostrados os componentes de entrada e saída do fluxo q ao longo do eixo de coordenadas y	37
Figura 4.1 - Localização do Terminal de Petróleo de São Sebastião (em vermelho), dos bairros da cidade de São Sebastião (em verde), do Porto de São Sebastião (em laranja), do Córrego Mãe Isabel (em azul escuro) e do Córrego do Outeiro (em azul claro).	45
Figura 4.2 - Coluna hidrogeológica esquemática da área do terminal.	46
Figura 4.3 – Modelo hidrogeológico conceitual da área do terminal.....	48
Figura 4.4 - Locação dos poços de monitoramento de águas subterrâneas.....	50
Figura 4.5 – Domínio de simulação 1 (em amarelo) com dimensões de 1665m x 1765m e malha de 5m x 5m.	52
Figura 4.6 - Domínio de simulação 2 (em amarelo) com dimensões de 1280m x 1835m e malha de 5m x 5m.	53
Figura 4.7 – Mapa potenciométrico da área de estudo.....	56
Figura 4.8 - Mapa de isovalores de condutividade hidráulica da área de estudo.	57
Figura 4.9 – Campo de velocidades e direção do fluxo subterrâneo da área de estudo.	58
Figura 4.10 - Pluma de contaminação de benzeno, 10anos após o vazamento. Extensão de, aproximadamente, 170m. Saindo dos limites do terminal e atingindo residências.....	61
Figura 4.11 - Pluma de contaminação de benzeno 30 anos após o vazamento, migrando em direção às residências e já fora dos limites do terminal.	62
Figura 4.12 – Modelo conceitual de exposição para o cenário de contaminação simulado.....	65

Figura 4.13 – Mapa da área de risco total carcinogênico. Área não aceitável para valores maiores que 1×10^{-5}	69
Figura 4.14 - Mapa da área de índice de perigo total não carcinogênico. Área não aceitável para valores maiores que 1.	70
Figura 4.15 - Pluma de contaminação de benzeno no instante de instalação da barreira física, 24º mês após o vazamento. Extensão da pluma de, aproximadamente, 90m.....	72
Figura 4.16 – Pluma de contaminação de benzeno contida pela barreira física 30 anos após o vazamento. Extensão da pluma de, aproximadamente, 180m.	73
Figura 4.17 – Metodologia de customização do SCBR a uma área qualquer.	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Resumo das principais características de alguns modelos de apoio ao gerenciamento ambiental.....	25
Tabela 3.1 - Características operacionais dos tanques de armazenamento.	35
Tabela 4.1 - Parâmetros hidrogeológicos utilizados na simulação.....	47
Tabela 4.2 – Dados dos poços de monitoramento.....	51
Tabela 4.3 - Parâmetros de transporte e transformação dos contaminantes.....	59
Tabela 4.4 – Parâmetros de toxicidade do benzeno obtidos do banco de dados do SCBR.....	63
Tabela 4.5 – Risco para efeitos carcinogênicos para receptores adultos em exposição ao contaminante benzeno.	66
Tabela 4.6 – Risco para efeitos carcinogênicos para receptores crianças em exposição ao contaminante benzeno.	66
Tabela 4.7 – Índice de perigo para efeitos não carcinogênicos para receptores adultos em exposição ao contaminante benzeno.....	67
Tabela 4.8 – Índice de perigo para efeitos não carcinogênicos para receptores crianças em exposição ao contaminante benzeno.....	67

1. INTRODUÇÃO

A contaminação do solo e das águas subterrâneas por derramamentos de petróleo e derivados é um problema de grande importância em todo o mundo, em função do crescente diagnóstico de áreas impactadas ao longo dos anos. A possibilidade de ocorrência destes acidentes está relacionada às atividades de exploração, armazenamento e transporte de petróleo e derivados nos terminais, sendo a maioria dos derramamentos originada nos dutos, tanques de armazenamento e postos de combustíveis.

O processo de gerenciamento de áreas impactadas requer profundo entendimento das condições subsuperficiais e hidrogeológicas e a natureza da contaminação. Isto é necessário para uma correta avaliação do risco que esse impacto pode trazer ao local e à população e, assim, realizar a aplicação de tecnologias de remediação adequadas. No Brasil, a Resolução CONAMA n.º. 420/2009 estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas em decorrência de atividades antrópicas (CONAMA, 2009). A metodologia de gerenciamento de áreas impactadas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) é uma das referências brasileiras nessa área. Com o objetivo de otimizar recursos técnicos e econômicos, a metodologia tem uma estrutura sequencial, de modo que a informação obtida em cada etapa é a base para a execução da etapa posterior. É constituída por dois processos básicos, a identificação das áreas contaminadas e a posterior recuperação destas áreas (CETESB, 2001).

A importância das águas subterrâneas como uma das principais fontes de suprimento de água potável justifica a preocupação com a preservação dos aquíferos e a busca de alternativas para minimização de impactos causados por empreendimentos potencialmente poluidores. Na ocorrência de derramamentos de combustíveis como a gasolina, esta se solubilizará parcialmente em contato com a água subterrânea, liberando compostos como os hidrocarbonetos monoaromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX), que são reconhecidos como cancerígenos aos seres humanos. Esses compostos são os constituintes da gasolina que possuem maior mobilidade e toxicidade no meio ambiente e, portanto, são os contaminantes de maior importância em uma avaliação de risco ambiental (WIEDEMEIER et al., 1999).

Para prever os riscos de contaminação das águas subterrâneas e para definição de estratégias de recuperação de áreas já contaminadas, a modelagem computacional do transporte e transformação de poluentes tem sido utilizada como uma importante ferramenta de auxílio à tomada de decisão no gerenciamento ambiental de áreas impactadas (SCHNOOR, 1996; MANDLE, 2002). Desta forma, um modelo computacional customizado, ou seja, preparado e ajustado com os dados de entrada, para áreas potencialmente contaminadas, antes da ocorrência de eventos de contaminação, pode contribuir com a tomada decisão em casos de vazamentos. Isto agiliza as medidas emergenciais e a minimização dos riscos aos potenciais receptores, pois já se conhecerá o comportamento do contaminante e os riscos associados. Apesar da variedade de modelos computacionais disponíveis no mercado, existem fenômenos de contaminação das águas subterrâneas que não são simulados nesses modelos disponíveis, como, por exemplo, o caso de derramamento de gasolina comercial brasileira em postos de serviço, cuja composição recebe a adição de etanol.

Mais de dez anos de estudos de campo e de laboratório, realizados pela Universidade Federal de Santa Catarina, têm demonstrado que a presença do etanol em derramamentos de gasolina pode afetar significativamente o comportamento dos hidrocarbonetos de petróleo em sistemas subsuperficiais (CORSEUIL e FERNANDES, 2000). Os resultados obtidos nos experimentos de campo motivaram o desenvolvimento de uma ferramenta computacional de fácil utilização, que simulasse o transporte e a transformação de contaminantes em águas subterrâneas, e que atendesse as especificidades de cenários de contaminação, por gasolina com etanol, encontrados no Brasil: o modelo computacional SCBR – Solução Corretiva Baseada no Risco.

1.1 OBJETIVO

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho foi aplicar o modelo SCBR a uma área potencialmente contaminada, na fase de customização (antes da contaminação), apresentar possíveis cenários de risco (após a contaminação) e suas correspondentes medidas emergenciais. Para isto, foi realizado um estudo de caso no Terminal de Petróleo de São Sebastião (SP).

1.1.2 Objetivos Específicos

1 - Customizar o modelo para a área do Terminal de São Sebastião.

- 2 - Identificar e elaborar cenários críticos de contaminação na área do terminal.
- 3 - Avaliar o risco causado à saúde humana pelos cenários críticos de contaminação.
- 4 - Simular tecnologias de remediação para os cenários críticos de contaminação.
- 5 – Identificar as etapas necessárias para customização do SCBR a uma área qualquer.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 FLUXO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA

Unidades geológicas que podem armazenar e transmitir água, através de seus poros ou fraturas, em quantidades suficientes para servir como fontes de abastecimento são chamadas de aquíferos.

A água subterrânea pode ocorrer tanto em rochas duras e compactas (rochas ígneas e metamórficas), como em rochas sedimentares não consolidadas (areias e cascalhos) e também de maior consistência (calcários), ou seja, qualquer tipo de rocha pode constituir um aquífero, desde que apresente condições de armazenar e transmitir água. Apesar do volume das rochas sedimentares corresponder a apenas 5% de todas as rochas da crosta terrestre, elas são responsáveis pelo armazenamento de cerca de 95% da água subterrânea existente no planeta, em função, exatamente, de suas características de material mais poroso.

Os aquíferos podem ser classificados de acordo com a localização geográfica (aquíferos costeiros ou aquíferos continentais/interiores); com a pressão da água (aquíferos livres/freáticos ou confinados/artesianos); ou ainda, com a geologia do material saturado (porosos, fraturados e cársticos). Os aquíferos confinados, ou artesianos, são aqueles que possuem um estrato permeável confinado entre duas unidades impermeáveis ou pouco permeáveis, onde a água encontra-se com uma pressão maior que a pressão atmosférica. Já os aquíferos não confinados, também chamados de freáticos ou livres, são limitados na base por uma camada impermeável, e possuem o nível da água submetido à pressão atmosférica.

2.1.1 Lei de Darcy, Condutividade Hidráulica e Armazenamento Específico

A Lei de Darcy mostra que a vazão específica (q) através de um meio poroso é proporcional à diferença de carga de água existente entre dois pontos (dh); inversamente proporcional à distância entre estes dois pontos (dl) e proporcional à condutividade hidráulica (K), conforme mostrado na Equação (2.1) (FETTER, 1994).

$$q = -K \frac{dh}{dl} \quad (2.1)$$

Para o fluxo em três dimensões, a definição é análoga ao fluxo em uma dimensão, como mostrado na Equação (2.2).

$$q_x = -K_x \frac{\partial h}{\partial x}, \quad q_y = -K_y \frac{\partial h}{\partial y}, \quad q_z = -K_z \frac{\partial h}{\partial z} \quad (2.2)$$

A lei de Darcy pode ser aplicada à maioria dos fluxos de água subterrânea. Entretanto, ela também encontra restrições que são verificadas quando a velocidade de fluxo é muito alta em meios com poros grandes, e quando o meio poroso é muito irregular (FITTS, 2002).

A vazão específica definida pela Lei de Darcy (ou velocidade de Darcy) também pode ser compreendida como o volume de água (Q) fluindo através de uma seção transversal (A) de uma unidade de área do solo por unidade de tempo. Em um meio poroso, com porosidade efetiva η_e , esta seção transversal inclui a porção do solo ocupada pelo líquido que nele escoar e a parcela ocupada por sólidos e ar. Por admitir que o fluxo da água subterrânea ocorra através de uma seção transversal inteira de uma amostra de solo, considera-se a velocidade de Darcy uma velocidade fictícia. Na realidade, verifica-se que o fluxo de água subterrânea escoar somente nos canais interconectados entre os poros (velocidade intersticial). Assim, a velocidade intersticial (v_i), geralmente, é muito maior do que a velocidade de Darcy, conforme mostrado na Equação (2.3) (BEDIENT, RIFAI e NEWELL, 1997).

$$v_i = -K_x \frac{Q}{(A \times \eta_e)} \quad (2.3)$$

Outro conceito importante para o estudo do fluxo em aquíferos é o armazenamento específico (S_s), que pode ser definido como a quantidade de água liberada de uma unidade de volume do material saturado (V_w) por unidade de variação da carga hidráulica (dh) e por unidade de volume do meio (V_t), conforme Equação (2.4) (FITTS, 2002).

$$S_s = - \frac{dV_w}{V_t} \frac{1}{dh} \quad (2.4)$$

2.1.2 Equação Geral para o Fluxo Tridimensional em Aquíferos

O fluxo de água subterrânea através de meios porosos pode ser descrito por equações diferenciais parciais, onde as coordenadas espaciais (x, y, z) e o tempo (t) são variáveis independentes. As equações do fluxo de água em aquíferos são regidas pelo princípio de conservação de massa e de energia e pela Lei de Darcy (FETTER, 1994).

Para o desenvolvimento da equação que representa o fluxo tridimensional em aquíferos, é considerado um volume de controle, localizado na zona saturada do aquífero e com

dimensões fixas no espaço, e o fluxo neste volume de controle unidirecional. Desta maneira, tem-se a equação geral para o caso unidirecional, como mostrado na Equação (2.5) (FITTS, 2002).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.5)$$

Estendendo a Equação (2.5) para o fluxo tridimensional, tem-se a Equação (2.6).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.6)$$

Para o cenário onde houver uma fonte ou sumidouro (R), representando o volume de água introduzido (ou retirado) por unidade de volume do meio e por unidade de tempo, a Equação (2.6) transforma-se na Equação (2.7), representando o escoamento tridimensional da água subterrânea, tanto no aquífero confinado quanto no aquífero não confinado (FITTS, 2002).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + R = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.7)$$

2.2 TRANSPORTE E TRANSFORMAÇÃO DE CONTAMINANTES

Em um local contaminado por derivados de petróleo, os hidrocarbonetos podem se apresentar sorvidos na matriz do solo, volatilizados na fração gasosa do solo ou dissolvidos na água subterrânea. Durante o derramamento, a maior parte do contaminante escoou ou se acumula na superfície do terreno, uma fração menor é transferida para atmosfera, e o restante se infiltra através do solo podendo alcançar as águas subterrâneas (WIEDEMEIER et al., 1999).

No caso de um derramamento de gasolina, os compostos imiscíveis de densidade relativa menor que a água tendem a flutuar no topo do lençol freático, e devido à baixa solubilidade, permanecerão em uma fase denominada LNAPL (“light nonaqueous-phase liquid”). O LNAPL é denominado líquido leve de fase não aquosa, também chamado de fase livre, LNAPL móvel ou produto puro.

A fração residual do LNAPL é um importante elemento a ser considerado na remediação dos aquíferos, pois apresenta grandes dificuldades. Na maioria dos casos, apenas 25 a 35% do produto livre é recuperado das fontes de contaminação através dos métodos convencionais de recuperação, sendo que o restante fica retido no meio poroso (FARR et al., 1996).

O fluxo contínuo da água subterrânea sobre a fase livre e a precipitação atmosférica faz com que haja uma transferência de massa de hidrocarbonetos de maior solubilidade para a água, formando uma pluma de contaminantes dissolvidos (WIEDEMEIER et al., 1999).

A dissolução é o particionamento dos compostos solúveis do LNAPL para a fase aquosa e é o processo mais importante na contaminação da água subterrânea. A taxa de dissolução é controlada pela solubilidade efetiva dos hidrocarbonetos. Baseada nos princípios da Lei de Raoult, a solubilidade efetiva (S_{we}) é definida como a concentração aquosa máxima atingida por um contaminante, determinada por sua fração molar presente no LNAPL (X_i) e a solubilidade do contaminante em água (S_w), de acordo com a Equação (2.8). Os fatores que influenciam a solubilidade são: pH, temperatura, salinidade, matéria orgânica dissolvida e a presença de cossolventes (BEDIENT, RIFAI e NEWELL, 1997).

$$S_{we} = X_i S_w \quad (2.8)$$

Devido à redução da fração molar dos hidrocarbonetos mais solúveis, a taxa de dissolução tende a diminuir ao longo do tempo. Diversos modelos de dissolução foram desenvolvidos por diferentes autores. Os modelos que consideram partição em condições de equilíbrio são mais conservadores, pois assumem que a maior concentração dissolvida é atingida quando há o equilíbrio entre as fases LNAPL-água. Nestes modelos, o coeficiente de dissolução (K_{fw}) é definido pela Equação (2.9), onde C_f é a concentração do hidrocarboneto no combustível e C_w é a concentração de equilíbrio do hidrocarboneto em água (BEDIENT, RIFAI e NEWELL, 1997).

$$K_{fw} = \frac{C_f}{C_w} \quad (2.9)$$

A variação espaço-temporal da concentração em plumas de contaminantes dissolvidos é função dos mecanismos de transporte (advecção, dispersão e sorção) e transformação (biodegradação).

2.2.1 Advecção

A advecção é um dos mecanismos de maior influência no transporte de contaminantes. Através da advecção, o soluto (contaminante dissolvido) é transportado com o fluxo da água subterrânea, na velocidade intersticial do meio poroso (v_x), conforme representado pela Equação (2.10). Este transporte depende das seguintes propriedades do aquífero: porosidade

efetiva (η_e); gradiente hidráulico (dh/dl); e condutividade hidráulica (K) (BEDIENT, RIFAI e NEWELL, 1997).

$$v_x = \frac{K}{\eta_e} \frac{dh}{dl} \quad (2.10)$$

A Equação (2.11), unidimensional, representa a variação da concentração (C) do soluto em função do tempo, considerando um transporte puramente advectivo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.11)$$

2.2.2 Dispersão Hidrodinâmica

Outro importante mecanismo é a dispersão hidrodinâmica, pois resulta no espalhamento vertical, transversal e longitudinal da pluma de contaminante em função da dispersão mecânica e da difusão molecular (DOMENICO e SCHWARTZ, 1998).

A dispersão mecânica pode ser expressa matematicamente pelo produto da dispersividade longitudinal (α_x) pela velocidade da água subterrânea (v_x). Este mecanismo é definido como a mistura ocasionada pelas variações locais da velocidade no meio poroso, que é influenciado basicamente por três processos. O primeiro processo é a variação da velocidade do fluxo através dos poros de vários tamanhos, aumentando em poros pequenos e diminuindo em poros grandes. A segunda causa da dispersão hidrodinâmica é a tortuosidade do caminho do fluxo, fazendo com que parte do fluxo se encaminhe para rotas menos tortuosas (rápido), enquanto outra parte passa por rotas mais tortuosas (lento). O terceiro processo é a fricção variável dentro de um poro individual (WIEDEMEIER et al., 1999).

A difusão é o processo molecular de transporte de massa em que o soluto move-se de uma área de alta concentração para uma área de baixa concentração. Este processo resulta do movimento molecular translacional, vibracional e rotacional do contaminante no meio líquido. A difusão molecular de um soluto na água subterrânea é descrita pela Lei de Fick. A 1ª Lei de Fick é aplicável para o fluxo difusivo de um contaminante em condições de estado estacionário e fluxo unidimensional, representado pela Equação (2.12), onde F é o fluxo de massa do soluto por unidade de área por unidade de tempo; e D é o coeficiente de difusão molecular (SCHNOOR, 1996).

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad (2.12)$$

Quando a dimensão temporal torna-se importante na avaliação do processo difusivo, a 2ª. Lei de Fick deve ser aplicada, conforme a Equação (2.13).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.13)$$

Para um fluxo unidimensional a dispersão hidrodinâmica (dispersão mecânica + difusão molecular) pode ser representada pela Equação (2.14), onde D_x é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal; e D^* é a difusão molecular efetiva. A dispersividade longitudinal está associada com a distância percorrida pelo contaminante.

$$D_x = \alpha_x v_x + D^* \quad (2.14)$$

Os coeficientes de dispersão hidrodinâmica são de difícil determinação, principalmente devido à heterogeneidade do solo. O método mais preciso para determinação da dispersão, consiste na injeção e monitoramento de um traçador conservativo como, por exemplo, o brometo de potássio, o cloreto de sódio ou o trítio (SCHNOOR, 1996).

2.2.3 Sorção e Retardo

A sorção de contaminantes dissolvidos é um fenômeno complexo que sofre influência de vários fatores. Por causa da sua estrutura molecular menos polar, os hidrocarbonetos geralmente apresentam sorção pelo processo de ligações hidrofóbicas. Isto é, quando as superfícies da matriz do aquífero são menos polares do que a molécula da água, como na maioria dos casos, há uma forte tendência, por parte das moléculas do contaminante menos polares, em se distribuírem da água subterrânea para a fração orgânica do solo (WEBER JR, MCGINLEY e LYNN, 1991).

Os minerais de argila são os componentes que têm maior influência no processo de sorção de compostos inorgânicos dentro de um aquífero. No caso dos hidrocarbonetos do petróleo dissolvidos, é a fração orgânica do solo que tende a controlar a sorção. Desta forma, quanto maior o teor de matéria orgânica no aquífero, maior será o retardo no deslocamento dos hidrocarbonetos do petróleo. Além disso, quanto mais hidrofóbico for o composto, maior será o efeito da sorção (SCHWARZENBACH, GSCHWEND e IMBODEN, 2003).

O principal efeito da sorção no transporte dos contaminantes na água subterrânea é o retardo em relação à velocidade média intersticial (fluxo advectivo), impedindo o transporte dos contaminantes. Na equação do transporte, a sorção é representada através do coeficiente de retardo (R), onde, ρ_b é a densidade aparente do aquífero e K_d é o coeficiente de distribuição solo-água, conforme Equação (2.15).

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_d}{\eta_e} \quad (2.15)$$

O coeficiente K_d pode ser determinado pelo produto do coeficiente de distribuição carbono orgânico (K_{oc}) e pela fração de carbono orgânico (f_{oc}) presente no aquífero, de acordo com a Equação (2.16).

$$K_d = K_{oc} f_{oc} \quad (2.16)$$

O coeficiente K_{oc} pode ser determinado em ensaios de laboratório ou encontrado em tabelas, na literatura, para os compostos orgânicos de interesse.

2.2.4 Biodegradação

O termo biodegradação é, frequentemente, utilizado para descrever uma variedade de processos biológicos onde os microrganismos transformam os contaminantes orgânicos em produtos metabólicos. A biodegradação de compostos BTEX pode ser representada por reações de oxidação e redução através de microrganismos ou na presença de receptores de elétrons e nutrientes, transformando-os em dióxido de carbono e água. Estas transformações dependem das características hidroquímicas, geoquímicas, da população microbiana e das propriedades dos contaminantes (CHAPELLE, 1993).

Os compostos BTEX são biodegradáveis em condições aeróbias e anaeróbias, dependendo da disponibilidade de receptores de elétrons. Geralmente, os compostos, encontrados na subsuperfície, que podem receber elétrons são o oxigênio, o nitrato, o ferro (III), o sulfato e o dióxido de carbono. O processo de metabolização de compostos orgânicos que utilizam o oxigênio como receptor final de elétrons é chamado de respiração aeróbia. Os produtos da respiração aeróbia são o dióxido de carbono, a água e o crescimento da biomassa celular. Na ausência de oxigênio, o processo chama-se respiração anaeróbia. Os subprodutos da respiração anaeróbia são: nitrogênio gasoso, ácido sulfídrico, ferro (II) e metano, dependendo do receptor de elétrons utilizado (CHAPELLE, 1993).

Em resumo, para que a biodegradação ocorra são necessários os seguintes requisitos básicos: presença de microrganismos capacitados a degradar; fonte de energia; fonte de carbono; presença de receptores de elétrons (O_2 , NO_3^- , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , CO_2); macro e micronutrientes (nitrogênio, fósforo, cálcio, etc.).

2.3 GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

Uma área contaminada pode ser definida como um local terreno onde há comprovadamente contaminação, causada pela introdução planejada, acidental ou até mesmo natural de quaisquer substâncias ou resíduos (POLLARD e HERBERT, 1998). Os contaminantes podem se localizar na zona não saturada (solo e/ou ar) ou saturada (água subterrânea), além de poderem concentrar-se nos elementos de construções. Estes contaminantes podem ser transportados a partir desses meios por diferentes vias, alterando suas características naturais ou qualidades e determinando impactos negativos (riscos) sobre os bens a proteger na ou arredores (BIEBER, FRANZIUS e FREIER, 1998).

O gerenciamento de áreas contaminadas é composto por uma sequência lógica de procedimentos e decisões a serem tomadas, desde a suspeita da contaminação até a definição de estratégias de gerenciamento do risco. Dentro de um processo decisório, o gerenciamento de áreas contaminadas vem sendo utilizado como uma ferramenta científica de tomada de decisões que prioriza os locais a serem remediados com base no risco que cada área representa à saúde pública e ao meio ambiente (ASTM, 1996). Conforme descrito no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB, a metodologia de gerenciamento é composta por dois processos-chave apresentados a seguir: Identificação de Áreas Contaminadas e Recuperação de Áreas Contaminadas (CETESB, 2001). Este manual foi elaborado com base em recomendações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (“United States Environmental Protection Agency” – USEPA) e normas ASTM (“American Society for Testing and Materials”) para o gerenciamento de áreas contaminadas, através da experiência da equipe técnica da companhia e de uma cooperação técnica com o Governo da Alemanha.

2.3.1 Processo de Identificação de Áreas Contaminadas

O objetivo principal deste processo é o mapeamento e a localização das áreas contaminadas. Quatro etapas compõem o referido processo: Definição da Região de Interesse, Identificação das Áreas Potencialmente Contaminadas, Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória.

Na Definição da Região de Interesse, são estabelecidos os limites da região a serem abrangidos pelo gerenciamento e estabelecidos os objetivos principais a serem alcançados por este, considerando os principais bens a proteger. Na etapa de Identificação das Áreas Potencialmente Contaminadas, são identificadas, na região de interesse, as áreas onde são ou foram manipuladas substâncias cujas características físico-químicas, biológicas e toxicológicas possam causar danos ou colocar em risco os bens a proteger. A Avaliação Preliminar consiste na elaboração de um diagnóstico inicial das áreas potencialmente contaminadas, identificadas na etapa anterior, o que será possível realizando-se um levantamento de informações existentes e de informações coletadas em inspeções de reconhecimento em cada uma dessas áreas, através de um estudo histórico das atividades desenvolvidas na área e levantamento de dados sobre o meio físico. Encerrando esta fase, a Investigação Confirmatória tem como objetivo confirmar ou não a contaminação nas áreas suspeitas. Isto deve ser feito por amostragem e análise hidrogeoquímica e comparação das concentrações com valores orientadores. Caso se confirme a contaminação, as áreas deverão ser incluídas no Processo de Recuperação.

2.3.2 Processo de Recuperação de Áreas Contaminadas

Este processo tem por objetivo principal a determinação e execução das medidas corretivas mais apropriadas para essas áreas, possibilitando sua recuperação para um uso compatível com as metas estabelecidas. É composto por seis etapas: Investigação Detalhada, Avaliação de Risco, Investigação para Remediação, Projeto de Remediação, Remediação das Áreas Contaminadas e Monitoramento.

A Investigação Detalhada subsidia a execução da avaliação de risco e, conseqüentemente, a definição das intervenções necessárias na área contaminada. Tem execução semelhante à investigação confirmatória, porém, com o objetivo principal de quantificar a contaminação, caracterizando a fonte de contaminação, os meios afetados e a pluma de contaminação. Na Avaliação de Risco é feita a quantificação dos riscos gerados pelas áreas contaminadas aos bens a proteger. É baseada em princípios de toxicologia, química e no conhecimento sobre o comportamento e transporte dos contaminantes nas rotas de exposição, permitindo determinar a necessidade de remediação em função da condição de uso e ocupação do solo no local e imediações. A Investigação para Remediação serve para selecionar, dentre as várias opções de técnicas existentes, aquelas, ou a combinação destas, que são possíveis, apropriadas e legalmente permissíveis para o caso considerado, com base nos objetivos definidos na

avaliação de risco. O Projeto de Remediação deve ser confeccionado, para ser utilizado como a base técnica para o órgão gerenciador ou órgão de controle ambiental avaliar a possibilidade de autorizar ou não a implantação e operação dos sistemas de remediação propostos. A Remediação das Áreas Contaminadas consiste na implementação de medidas que resultem no saneamento da área contaminada e/ou na contenção e isolamento dos contaminantes. Durante as ações de remediação, a área deve permanecer sob contínuo Monitoramento, por período de tempo a ser definido pelo órgão de controle ambiental, para que se possa verificar a eficiência da remediação.

2.4 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA

Na avaliação de risco são identificados e quantificados os riscos a saúde humana, decorrentes de uma contaminação, pois a saúde humana e a segurança da população, dentre os bens a proteger expostos, devem ser priorizadas. A necessidade de sua realização está associada fundamentalmente aos seguintes aspectos: proteção à saúde humana; estabelecimento de metas de remediação; priorização de áreas contaminadas; priorização de alocação de recursos; e gerenciamento ambiental integrado (USEPA, 1989; ASTM, 1996; ASTM, 2004).

As metodologias existentes de avaliação de risco à saúde humana são baseadas em princípios de toxicologia humana e no conhecimento das propriedades físico-químicas e comportamento ambiental dos contaminantes. A metodologia apresentada pela CETESB (CETESB, 2001) segue a desenvolvida pela USEPA, em 1989. De acordo com a metodologia da CETESB, os seguintes trabalhos devem ser realizados, para quantificar os riscos: coleta e avaliação dos dados; avaliação da exposição; avaliação de toxicidade; caracterização e quantificação do risco (Figura 2.1).



Figura 2.1 – Fluxograma da metodologia de avaliação de risco à saúde humana (USEPA, 1989).

2.4.1 Coleta e Avaliação dos Dados

A coleta e a avaliação de dados se iniciam na avaliação preliminar e se estendem na investigação confirmatória e na investigação detalhada, propiciando a aquisição das informações relevantes sobre a área, para a execução da etapa de avaliação de risco. A identificação dos contaminantes presentes, sua distribuição espacial, concentrações e dinâmica no meio físico são indicadores no processo de avaliação de risco.

2.4.2 Avaliação da Exposição

A avaliação da exposição é a determinação da intensidade, frequência, duração e caminhos da exposição humana, atual ou futura, a um determinado contaminante. Esta estimativa pode ser fundamentada nos dados de monitoramento ambiental e resultados da previsão do transporte e transformação dos contaminantes por meio de modelagem matemática (USEPA, 1989).

Esta avaliação é desenvolvida observando-se os usos atuais e prevendo-se os usos futuros da área em estudo e seu entorno, sendo necessário: entender os mecanismos de liberação e transporte do contaminante no meio físico; identificar as populações expostas; identificar todos as vias potenciais de exposição; e estimar as concentrações nos pontos de exposição, para cada via específica (ingestão, inalação e/ou contato dérmico), atual ou futura. Os resultados da avaliação da exposição são os valores de ingresso dos compostos indicadores para cada via de exposição específica.

No cálculo do ingresso é adotado um critério conservador com base na exposição máxima razoável, que é a maior exposição, razoavelmente, esperada ocorrer em uma área. Esta exposição é estimada para uma ou várias rotas de exposição. O cálculo da exposição máxima razoável consiste em se utilizar uma concentração média para o local e valores máximos para os parâmetros que descrevem a exposição das populações e o período da exposição (USEPA, 1992; USEPA, 2002).

Na Equação (2.17), é apresentada a formulação genérica para o cálculo do ingresso de um composto químico, segundo alguns parâmetros de exposição (CETESB, 2001). Três categorias de parâmetros de exposição são utilizadas para o cálculo do ingresso: parâmetros relacionados ao composto químico; parâmetros que descrevem a exposição das populações; e parâmetros relacionados ao período de exposição. O ingresso deve ser calculado para todos os caminhos de exposição possíveis para a área de estudo. Na Equação (2.17), I (mg/kg-dia) é a quantidade de contaminante que ingressa no organismo humano por um caminho de

exposição; C (mg/l ou mg/kg) é a concentração do contaminante no meio focado; IR (l/dia ou kg/dia) é a taxa de contato com o meio focado; EF (dia/ano) é a frequência de exposição; ED (ano) é a duração da exposição; BW (kg) é o peso corporal; e AT (dia) é o período de exposição.

$$I = C \times \frac{IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2.17)$$

Um receptor humano pode ser exposto a um composto químico de interesse presente na água subterrânea e na água superficial pelas seguintes vias de ingresso: ingestão de água subterrânea ou água superficial usada para consumo; ingestão de água subterrânea ou água superficial durante a natação/recreação; e/ou contato dérmico com água subterrânea ou água superficial.

Já para o caso de contaminante presente no solo, sedimento ou poeira, um receptor humano pode ser exposto pelas vias de ingresso ingestão e/ou contato dérmico.

As vias de ingresso, pelas quais, um receptor humano pode ser exposto a um contaminante presente no ar são: inalação de vapores e/ou inalação de partículas.

As equações e os parâmetros de exposição para o cálculo do ingresso por todas as rotas de exposição citadas acima são apresentados no Anexo A.

2.4.3 Avaliação de Toxicidade

A avaliação de toxicidade define a toxicidade específica para cada composto químico de interesse, considerando-se os efeitos adversos à saúde associados à exposição ao composto. Para tanto, é necessário avaliar a relação entre a magnitude da exposição, o tipo de efeito adverso (carcinogênico ou não carcinogênico) e a possibilidade de um composto produzir câncer no indivíduo ao longo da exposição. Os bancos de dados toxicológicos servem como fonte de informações sobre a toxicologia dos compostos de interesse e os efeitos adversos à saúde.

A dose de referência (RfD), é um parâmetro toxicológico usado para avaliar efeitos não carcinogênicos resultantes de um evento de exposição. É definida uma dose de referência para cada contaminante em função de cada via de ingresso (inalação, ingestão, contato dérmico) e da extensão da exposição (crônica, subcrônica ou eventos simples). A RfD Crônica é definida como a estimativa de um nível de exposição diária de uma população humana que possa

ocorrer sem que exista o risco de efeitos adversos à saúde durante o tempo de vida (exposição de longa duração). Os períodos de exposição avaliados com RfD Crônicas variam entre sete anos e o tempo de vida máximo. A RfD SubCrônica é utilizada para caracterizar efeitos não carcinogênicos associados a eventos de exposição de curta duração (duas semanas a sete anos) e exposições simples (menor que duas semanas) (USEPA, 1989).

A análise toxicológica para efeitos carcinogênicos é realizada com base na determinação do Fator de Carcinogenicidade (SF) acompanhado do peso da evidência de câncer. Este fator define quantitativamente a relação entre a dose e a resposta carcinogênica.

Os dados toxicológicos não carcinogênicos e carcinogênicos são tabelados e podem ser obtidos nas seguintes fontes de dados: “Integrated Risk Information System” (IRIS); “Health Effects Assessment Summary Tables” (HEAST); “Agency for Toxic Substances and Disease Registry” (ATSDR); “EPA’s Environmental Criteria and Assessment Office” (ECAO).

2.4.4 Caracterização e Quantificação do Risco

A caracterização do risco integra todos os dados obtidos nas etapas anteriores, objetivando quantificar o risco. Neste momento, as concentrações do contaminante medidas nos pontos de exposição e as concentrações teóricas estimadas por meio de modelos de transporte de massa, são comparadas com os dados toxicológicos específicos do composto de interesse. Esta comparação serve para determinar se os níveis de contaminação atuais ou futuros da área podem produzir algum efeito adverso à saúde humana, segundo os índices toxicológicos utilizados.

A etapa de caracterização do risco gera informações quantitativas que serão utilizadas no processo de gerenciamento do risco, quando as partes envolvidas no processo de gerenciamento da área contaminada, deverão decidir a respeito das etapas posteriores a serem cumpridas, visando a eliminação ou minimização do risco a saúde humana.

Para compostos químicos que gerem efeitos carcinogênicos, o risco é estimado a partir do fator de carcinogenicidade, como um incremento da probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer ao longo do tempo de sua vida, como resultado de um evento de exposição a um composto químico de interesse que potencialmente gere câncer (USEPA, 1989). Na Equação (2.18), é mostrada a quantificação do risco carcinogênico associado a um cenário de exposição específico para um determinado composto químico de interesse, onde I_n

(mg/kg-dia) é a dose de ingresso para o cenário de exposição n ; e SF (1/mg/kg-dia) é o fator de carcinogenicidade do composto (CETESB, 2001).

$$Risco = I_n \times SF \quad (2.18)$$

O risco carcinogênico total ($Risco_T$) deve ser calculado para cada caminho de exposição descrito no modelo conceitual da área, considerando todos os compostos químicos carcinogênicos que potencialmente possam ocorrer no evento de exposição. Este cálculo é mostrado na Equação (2.19), onde $Risco_i$ é o risco carcinogênico estimado para o composto i (CETESB, 2001).

$$Risco_T = \sum Risco_i \quad (2.19)$$

O risco carcinogênico total, ao qual um determinado indivíduo pode estar exposto, deve ser calculado pela somatória de todos os riscos carcinogênicos totais estimados para cada caminho de exposição. Logo, o risco cumulativo total da área é a somatória do risco para cada composto químico, dentro de cada caminho de exposição, e para todos os meios que ocorrem dentro dos mesmos cenários de exposição, simultaneamente.

Os efeitos não carcinogênicos são avaliados por meio da comparação de um nível de exposição por período de tempo (dose de ingresso) com uma dose de referência para um período de exposição similar (USEPA, 1989). Esta comparação é representada pelo quociente de perigo não carcinogênico (HQ), calculado conforme a Equação (2.20), onde RfD_i (mg/kg-dia) é a dose de referência para a via de ingresso i (CETESB, 2001).

$$HQ = \frac{I_n}{RfD_i} \quad (2.20)$$

O quociente de perigo assume que existe um nível de exposição abaixo do qual provavelmente não ocorrem efeitos adversos à saúde de populações ou indivíduos expostos a uma concentração de um composto químico de interesse. Se a dose de ingresso para um cenário de exposição excede a dose de referência, ou seja, a relação da (2.20) é maior que 1, existe um perigo de ocorrência de efeitos não carcinogênicos adversos à saúde humana (USEPA, 1989).

Para estimar o potencial de efeitos não carcinogênicos a partir de exposições simultâneas a múltiplos compostos químicos não carcinogênicos é utilizada a Equação (2.21) (CETESB,

2001). O índice de perigo (HI) é igual à somatória dos quocientes de perigo, onde a dose de ingresso e a dose de referência devem ser compatíveis para o mesmo tempo de exposição (crônico, subcrônico ou curta duração). Quando o índice de perigo excede a unidade, existe um potencial para ocorrência de efeitos não carcinogênicos adversos a saúde.

$$HI = \sum \frac{I_n}{RfD_i} \quad (2.21)$$

Dois ou mais caminhos de exposição podem ser combinados para quantificação do risco de um evento de exposição. A identificação de múltiplos caminhos de exposição que potencialmente signifiquem uma exposição final para um determinado indivíduo ou grupo de indivíduos deve ser realizada a partir da identificação da área de interesse de máxima exposição para cada caminho, considerando o uso atual e futuro destas áreas. Para cada caminho de exposição deve ser calculado o risco carcinogênico total e o índice de perigo não carcinogênico, considerando os pontos de exposição e os períodos de exposição, conforme descrito nos itens anteriores. Se dois caminhos de exposição não afetam o mesmo receptor, o risco carcinogênico total e o índice de perigo não carcinogênico associados a estes caminhos não devem ser combinados. Na Equação (2.22), é mostrado o cálculo do risco carcinogênico para múltiplos caminhos de exposição ($Risco_{ET}$), onde $Risco_{CaminhoExposição(i)}$ é o risco carcinogênico estimado para cada caminho de exposição i (CETESB, 2001).

$$Risco_{ET} = \sum Risco_{CaminhoExposição(i)} \quad (2.22)$$

Na Equação (2.23), é mostrado o cálculo do índice de perigo não carcinogênico para múltiplos caminhos de exposição (HI_{ET}), onde $HI_{CaminhoExposição(i)}$ é o índice de perigo não carcinogênico para cada caminho de exposição i (CETESB, 2001).

$$HI_{ET} = \sum HI_{CaminhoExposição(i)} \quad (2.23)$$

2.5 REMEDIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS

A remediação de áreas contaminadas é composta por atividades que visam proteger a saúde humana e o meio ambiente. Estas atividades incluem medidas para se atingir os objetivos de remediação determinados na avaliação de risco, controles institucionais de monitoramento, controles de engenharia, e projeto e operação de equipamentos de remoção de contaminantes.

Um programa de remediação, depois de projetado e implementado, pode incluir algumas tecnologias de remoção de fonte, de tratamento e/ou contenção, podendo ser selecionadas ou combinadas as técnicas de remediação mais adequadas e legalmente permissíveis, entre as várias existentes. Essas tecnologias visam reduzir as concentrações dos contaminantes para níveis abaixo ou iguais ao aceitável. Outras formas de intervenção, visando reduzir ou eliminar a exposição ao contaminante, podem ser adotadas: controles institucionais definidos pela parte responsável ou pelo órgão ambiental, através da restrição do uso e ocupação do solo; e controles de engenharia, como instalação de uma barreira hidráulica (ASTM, 1996).

As atividades de remediação das áreas contaminadas devem ser, continuamente, monitorados para que seja verificada a eficiência das medidas implementadas, assim como dos possíveis impactos causados aos bens a proteger pelas ações de remediação (CETESB, 2001).

A seguir, são descritas, brevemente, as principais tecnologias de remediação e bastante utilizadas em todo o mundo, podendo algumas ser simuladas no SCBR.

2.5.1 Remoção e Redisposição de Solos

A remoção e redistribuição de solos é uma das práticas mais tradicionais e consagradas dentre aquelas empregadas na remediação de locais contaminados, possibilitando a eliminação dos principais focos de contaminação na zona não saturada. Antes da década de 80, era a técnica mais comum para remoção de resíduos perigosos. É a etapa inicial de todas as tecnologias de tratamento “ex situ” e aplicável para a maioria dos grupos de contaminantes. O material contaminado é removido e transportado para um local de tratamento permitido e com facilidade e segurança para redistribuição. Em alguns casos, é necessário um pré-tratamento do meio contaminado para que sejam alcançados critérios ambientais para redistribuição (FRTR, 2002).

Localização e área necessária para redistribuição são dois importantes parâmetros a serem considerados na aplicação desta técnica. Quanto à localização, estão os aspectos físicos, como tamanho e proximidade às vias de navegação; os aspectos hidrogeológicos de projeto e construção; e os aspectos ambientais em função do atual uso da área e os possíveis impactos causados pela redistribuição. Outros fatores podem limitar a aplicabilidade e eficiência da técnica. A distância do local contaminado ao local adequado para redistribuição pode onerar o custo de transporte, dependendo da quantidade de material removido. Algumas vias de exposição ao risco podem ser intensificadas, como a inalação de vapores e materiais

particulados. E a possibilidade de transferência de passivo ambiental de um local a outro também deve ser considerada (FRTR, 2002).

2.5.2 Bombeamento e Tratamento de Águas Subterrâneas

Este método consiste na captura, por meio de poços de extração, de água subterrânea contaminada para posterior tratamento na superfície. A água tratada é, posteriormente, redisposta de acordo com procedimentos aprovados legalmente. Os objetivos do processo de bombeamento e tratamento de águas subterrâneas são a remoção de contaminantes dissolvidos na subsuperfície e/ou a contenção da água subterrânea contaminada para prevenir a migração dos contaminantes. O uso desta técnica sempre deixa concentrações residuais de contaminantes no aquífero, mas é bastante eficiente para a contenção de plumas (USEPA, 1990).

A caracterização hidrogeológica do local e as propriedades do contaminante são parâmetros importantes para se definir a viabilidade do sistema de bombeamento e tratamento de águas subterrâneas. Quando as condições hidrogeológicas e de transporte do contaminante nas águas subterrâneas forem favoráveis, o método poderá ser aplicado sem restrições. Nos casos de baixa condutividade hidráulica da subsuperfície e contaminante tendendo a ser adsorvido pelo solo, o método encontrará restrições à sua aplicação. O método não é aplicável para contaminantes com alta capacidade de sorção e em aquíferos homogêneos com condutividade hidráulica menor que 10^{-5} cm/s (FRTR, 2002).

Outro fator que pode elevar o custo do projeto de remediação é o tempo necessário para se atingir as metas de remediação. Isto pode aumentar o consumo de energia elétrica e de materiais para tratamento de águas (FRTR, 2002).

2.5.3 Biorremediação

A biorremediação é uma tecnologia “in situ” que consiste na estimulação do crescimento e reprodução de microrganismos de ocorrência natural no solo (indígenos) para acelerar a biodegradação natural de compostos orgânicos na zona saturada do solo. Esta tecnologia é capaz de degradar, de maneira efetiva, compostos orgânicos que estão dissolvidos na água subterrânea e adsorvidos na matriz do aquífero. Tem grande eficiência para todos os grupos de hidrocarbonetos de petróleo (USEPA, 2004).

Esta tecnologia pode ser combinada com outras tecnologias de remediação da zona saturada, como “air sparging”, e da zona não saturada, como extração de vapores do solo e bioventilação. O princípio de sua operação é baseado em um mecanismo para estimular e manter a atividade metabólica dos microrganismos. Neste mecanismo há três componentes principais: um receptor de elétrons (oxigênio, nitrato), nutrientes (nitrogênio e fósforo), e uma fonte de energia (carbono). Os microrganismos são capazes de biodegradar os compostos, para obtenção de energia, em substâncias como dióxido de carbono, água, sais minerais e gases. O contaminante funciona como fonte de carbono para os microrganismos, sendo necessária a injeção dos nutrientes, bem como um agente oxidante que funcione como receptor de elétrons (USEPA, 2004).

A biorremediação compreende duas técnicas: bioestimulação e bioaumentação. A bioestimulação é a técnica de biorremediação em que o crescimento dos microrganismos indígenas é estimulado por práticas que incluem a introdução de um dos componentes necessários para manter a atividade metabólica destes microrganismos. Em locais onde foi identificada uma insuficiência de microrganismos indígenas para a biodegradação do contaminante, mesmo após a tentativa de bioestimulação, a aplicação de microrganismos não indígenas poderá ser considerada, consistindo na bioaumentação (USEPA, 2004).

2.5.4 Atenuação Natural Monitorada

A atenuação natural monitorada não é uma tecnologia propriamente dita. Significa fazer uso dos processos de atenuação que ocorrem naturalmente no solo, dentro do contexto de remediação e monitoramento adequadamente controlado, com o objetivo de redução das concentrações dos contaminantes, toxicidade, massa e/ou volume, no solo e na água subterrânea, até níveis adequados à proteção da saúde humana e ao meio ambiente, dentro de um período de tempo razoável. A atenuação natural monitorada é uma técnica que tem sido usada como método de remediação em áreas com vazamentos de tanques de armazenamento subterrâneo (USEPA, 1999).

Os principais processos de atenuação que ocorrem naturalmente no solo são: biodegradação, dispersão, sorção, volatilização, diluição, e mecanismos de degradação abiótica. Para avaliar se a atenuação natural está ocorrendo em uma área contaminada, os seguintes parâmetros devem ser analisados: subprodutos de degradação, oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato e nitrogênio, ferro total e dissolvido, sulfato e sulfeto, metano, dióxido de carbono, pH, alcalinidade e potencial de oxirredução (USEPA, 1999).

O uso dos processos de atenuação natural tem boa eficiência com compostos orgânicos voláteis e hidrocarbonetos de combustíveis. Pode ser aplicado, com restrições, para alguns tipos de pesticidas, e para alguns metais onde o processo ocasionará uma troca no estado de valência do metal resultando na sua imobilização, como é o caso do cromo (FRTR, 2002).

A maior vantagem do uso da atenuação natural monitorada como método de remediação é o custo que em geral é, significativamente, mais baixo que o custo de outros métodos (USEPA, 1999).

2.5.5 Contenção/Barreiras

A técnica da contenção consiste basicamente em criar barreiras para evitar a liberação de poluentes, do solo para outros meios, como o ar e as águas superficiais e subterrâneas. Estas barreiras podem ser hidráulicas ou físicas. Para evitar contato do solo contaminado com o aquífero freático, são empregadas as barreiras hidráulicas, a partir do rebaixamento do nível do freático, pelo bombeamento da águas subterrâneas em poços estrategicamente localizados, ou através de trincheiras drenantes (CETESB, 2001).

Nos casos em que a água subterrânea já foi contaminada, são utilizadas as barreiras físicas. Barreiras físicas são usadas para conter água subterrânea contaminada, desviar água subterrânea contaminada de poços de captação para abastecimento, e, ainda, para conduzir a água subterrânea contaminada para um sistema de tratamento. São instaladas na subsuperfície através da escavação de trincheiras que são preenchidas com lama bentonítica. A lama bentonítica escora, hidráulicamente, a trincheira para prevenir colapso e forma uma barreira para retardar o fluxo de água subterrânea. Barreiras físicas são, frequentemente, usadas onde a massa de contaminante é muito grande para tratamento e onde compostos de alta solubilidade e mobilidade geram uma ameaça a uma fonte de abastecimento de água (FRTR, 2002).

As barreiras são tipicamente instaladas em profundidades de até 30 metros e com espessura entre 0,60 e 1,20 metros. Dimensões maiores que estas são viáveis, tecnicamente, mas o custo pode ser incrementado em até 3 vezes. Têm sido usadas em larga escala, por décadas, como soluções de longo prazo no controle da velocidade de percolação do contaminante. Deve-se ter atenção a tipos específicos de contaminantes que podem degradar quimicamente a barreira e reduzir a efetividade a longo prazo (FRTR, 2002).

2.5.6 Barreiras Reativas Permeáveis

Barreiras reativas permeáveis têm sido usadas com sucesso na remediação de água subterrânea. Podem ser barreiras contínuas ou barreiras afuniladas em portais (“funnel and gate”), com um ou mais portais. O princípio de funcionamento é baseado na passagem da água subterrânea contaminada através de uma barreira permeável, instalada em subsuperfície e transversal ao sentido de escoamento, que contém um composto específico capaz de degradar o contaminante. O objetivo é que a água subterrânea saia da barreira com concentrações reduzidas de contaminante, ou que o contaminante seja transformado em um composto não nocivo, ou, ainda, que ele seja completamente eliminado. Os materiais mais comuns usados nas barreiras para tratamento dos contaminantes incluem ferro zero-valente, metais reduzidos, pares de metais, calcário, agentes de sorção, agentes redutores e receptores biológicos de elétrons. A eficiência do tratamento é verificada pela interpretação de dados analíticos obtidos em amostras obtidas a jusante, a montante e também internamente às barreiras (FRTR, 2002).

Os principais fatores que influenciam os custos e limitações da tecnologia são a perda da capacidade reativa da barreira, que pode exigir substituição do meio reativo; a condutividade hidráulica do local; altas concentrações dos contaminantes, necessitando de um grande volume de meio reativo; a profundidade, largura e espessura saturada da pluma, exigindo uma barreira muito extensa; atividades biológicas ou precipitações químicas que podem limitar a permeabilidade da barreira; e o custo do material reativo necessário (FRTR, 2002).

2.6 USO DA MODELAGEM COMPUTACIONAL NO GERENCIAMENTO AMBIENTAL

O uso de modelos computacionais para águas subterrâneas é bastante difundido no campo da hidrogeologia. Estes modelos tornaram-se uma ferramenta fundamental para o planejamento e auxílio à tomada de decisão nos processos de gerenciamento ambiental. Modelos de fluxo da água subterrânea são normalmente utilizados para determinar a velocidade e a direção do movimento da água subterrânea através dos aquíferos e unidades confinadas na subsuperfície. Já os modelos de transporte e transformação são desenvolvidos para estimar a concentração de um produto químico tanto na zona saturada como na zona não saturada do solo (ASTM, 2002c).

Um modelo representa uma aproximação de uma situação de campo real. Ou seja, modelos são aproximações conceituais que descrevem um sistema utilizando equações matemáticas. Quanto mais próximo da realidade do sistema que está sendo modelado forem as equações matemáticas, maior será a aplicabilidade deste modelo.

A solução das equações que descrevem o fluxo e os processos de transporte e transformação pode ser obtida utilizando-se modelos analíticos ou modelos numéricos. Nos modelos analíticos as condições de fluxo ou de transporte são simplificadas e as equações possuem solução exata. Estes modelos são recomendados para avaliações iniciais onde não é necessário um alto nível de exatidão e para checar os resultados obtidos com modelos numéricos. Nos modelos numéricos consegue-se resolver as equações que representam as condições mais complexas. Desta maneira, o método numérico de solução traz ao modelo maior robustez e flexibilidade, permitindo sua aplicação em situações diversas. A exatidão dos modelos numéricos depende basicamente dos dados de entrada do modelo e do método numérico utilizado para resolver as equações (MANDLE, 2002).

Existe um grande número de modelos computacionais para águas subterrâneas, sendo uni, bi ou tridimensionais e, analíticos ou numéricos. Dentre os modelos mais utilizados para o cálculo do fluxo, transporte e transformação de contaminantes, e avaliação de risco, pode-se destacar: Bioscreen, Risc, Modflow, Flowpath e SCBR. Na Tabela 2.1, são apresentadas, comparativamente, as principais características destes modelos. A grande vantagem observada, no SCBR, é que ele permite simular, em uma única ferramenta, todos os

fenômenos envolvidos. Além, da capacidade de simular a interferência do etanol no processo de transporte e transformação de hidrocarbonetos de petróleo.

Tabela 2.1 – Resumo das principais características de alguns modelos de apoio ao gerenciamento ambiental.

Modelo	Domínio	Solução das Equações	Fenômeno Simulado	Influência do Etanol	Fontes Múltiplas
Bioscreen ¹	1D	Analítica	Transporte e Transformação de Contaminantes	Não	Não
Risc ²	1D	Analítica	Transporte e Transformação de Contaminantes; Cálculo do Risco	Não	Não
Modflow ³	3D	Numérica	Fluxo Subterrâneo	-	-
Flowpath ⁴	2D	Numérica	Fluxo Subterrâneo; Transporte e Transformação de Contaminantes	Não	Não
SCBR ⁵	2D	Numérica	Fluxo Subterrâneo; Transporte e Transformação de Contaminantes; Cálculo do Risco; Tecnologias de Remediação	Sim	Sim

¹ (NEWELL et al., 1996); ² (SPENCE e WALDEN, 2001); ³ (ANDERSEN e MATTHEWS, 1993); ⁴ (FRANZ e GUIGUER, 1990); ⁵ (CORSEUIL, et al., 2006)

2.6.1 Calibração dos Parâmetros de Fluxo Subterrâneo

Os modelos computacionais geralmente são formados por três elementos: uma equação governante que descreve o processo físico que ocorre no sistema; as condições de contorno, que consistem em enunciados matemáticos que especificam a variável dependente nos limites do domínio do problema; e as condições iniciais, as quais definem como a variável dependente se distribui no início da simulação. Após especificar as condições iniciais e as condições de contorno, a interação da região considerada na simulação com o meio externo é estabelecida, permitindo assim, a solução, analítica ou numérica, da equação diferencial parcial que representa o fenômeno simulado (FILHO e COTA, 2003).

A precisão das predições realizadas com o modelo é dependente do sucesso na execução da etapa de calibração. A calibração é importante para avaliar o grau de correspondência dos resultados simulados e os valores medidos em campo (ASTM, 2002c).

A etapa de calibração é essencial no processo de aplicação de modelos computacionais. Este procedimento permite realizar uma avaliação do desempenho e auxilia na redução das

disparidades entre as simulações e os dados de campo, melhorando a exatidão do modelo (MANDLE, 2002).

A calibração é o processo de ajuste no modelo das características hidrogeológicas, das propriedades hidráulicas, e das condições de contorno para se alcançar um grau desejado de correspondência entre os dados simulados e os dados observados de um sistema de águas subterrâneas. Os passos que devem ser tomados para se calibrar um modelo são: estabelecer valores alvos de calibração e os erros residuais aceitáveis associados; identificação dos parâmetros de calibração; variação sistemática destes parâmetros, pelo método de tentativa e erro ou algum método automático, para que se alcance a correspondência entre a simulação e o sistema físico hidrogeológico (ASTM, 2002b).

Os parâmetros de calibração, a serem identificados, são grupos de propriedades hidráulicas ou condições de contorno, cujos valores são ajustados durante o processo de calibração. Dentre os possíveis parâmetros de calibração, em função do tipo de aplicação do modelo, pode-se usar a condutividade hidráulica do terreno; a taxa de recarga do aquífero; ou o fluxo subterrâneo do local em determinado ponto (ASTM, 2002b).

No procedimento de comparação entre resultados simulados e dados medidos em campo, utiliza-se, primeiramente, para os parâmetros de entrada do modelo, valores determinados em campo, encontrados na literatura, ou obtidos em laboratório. Após simular o modelo, realiza-se uma comparação estatística entre os resultados obtidos e os dados medidos em campo para as variáveis dependentes em estudo. Quando os erros se encontrarem dentro da faixa tolerável do método estatístico utilizado para a avaliação, o modelo será considerado calibrado. Se os erros não estiverem dentro da faixa tolerável do método de avaliação, deve-se variar sistematicamente os valores dos parâmetros de entrada no modelo até a obtenção de uma simulação aceitável. Ressalta-se que os valores arbitrados para os parâmetros de entrada devem situar-se dentro das faixas de valores recomendados pela literatura. O procedimento de calibração exige que as condições de campo do local em estudo sejam corretamente caracterizadas para evitar que o modelo seja calibrado sob circunstâncias que não representem o cenário real. A calibração de um modelo de fluxo subterrâneo deve incluir, no mínimo, uma comparação entre as condições simuladas e as condições reais de campo para os seguintes parâmetros: carga hidráulica, direção do fluxo da água subterrânea, gradiente hidráulico e balanço hídrico. Essas comparações devem então ser apresentadas em mapas, tabelas ou gráficos. Para os modelos que simulam o transporte e transformação de contaminantes, deve-

se também comparar a concentração de contaminantes, a taxa de migração de contaminantes, a direção de migração e a taxa de degradação (SCHNOOR, 1996; MANDLE, 2002).

A comparação dos dados simulados e dos dados medidos em campo deve ser feita de maneira quantitativa e qualitativa. Técnicas quantitativas incluem: cálculo de erros residuais de carga hidráulica; análises estatísticas dos erros residuais de carga hidráulica, como valor máximo, valor mínimo, valor médio e desvio padrão; e correlação entre os erros residuais de carga hidráulica para identificar tendências espaciais ou temporais. As mesmas análises de erros residuais podem ser feitas, dependendo da disponibilidade de dados medidos em campo, para outros parâmetros relacionados ao fluxo subterrâneo: velocidade e direção; balanço hídrico e balanço de massa; e identificação de gradientes verticais (ASTM, 2002a).

Um exemplo de correlação entre erros residuais é o uso de gráficos de dispersão de cargas hidráulicas simuladas em função das cargas hidráulicas medidas, como mostrado na Figura 2.2. Se os pontos do gráfico se alinham com a reta a 45° que intercepta a origem dos eixos, então há um perfeito ajuste. Normalmente, ocorrem algumas dispersões sobre a linha a 45°. Uma simulação com menor grau de dispersão sobre esta linha tem uma melhor correspondência com o sistema físico hidrogeológico, ao contrário de uma simulação com alto grau de dispersão. Além disso, os pontos de qualquer parte do gráfico não devem estar agrupados somente acima, ou somente abaixo, da linha de 45°, devendo haver uma distribuição uniforme (ASTM, 2002a).

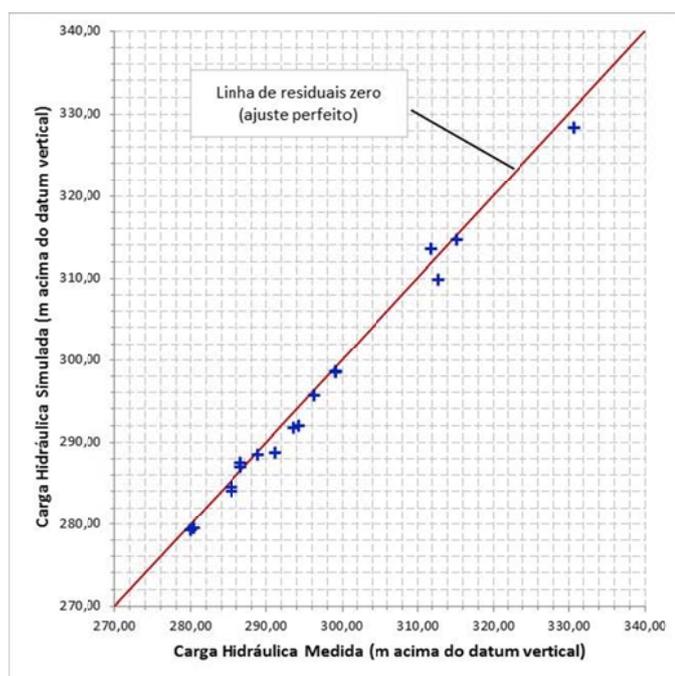


Figura 2.2 - Exemplo de comparação entre dados simulados e dados medidos em campo.

Esse tipo de correlação permite calcular o coeficiente de determinação (R^2) entre os valores medidos e simulados, sendo um parâmetro estatístico de verificação da performance da calibração, ou seja, quanto mais tender ao valor 1, melhor é a calibração. O coeficiente de determinação é conhecido como o quadrado do coeficiente de Pearson (R), conforme Equação (2.24), onde h_i são os valores simulados de carga hidráulica; H_i são os valores medidos de carga hidráulica; \bar{h} é a média aritmética dos valores de carga hidráulica simulados; e \bar{H} é a média aritmética dos valores de carga hidráulica medidos (MIDDLEMIS, 2000; MONTGOMERY e RUNGER, 2007).

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n [(H_i - \bar{H})(h_i - \bar{h})]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (H_i - \bar{H})^2 \sum_{i=1}^n (h_i - \bar{h})^2}} \right)^2 \quad (2.24)$$

Outro exemplo é a elaboração de gráficos dos erros residuais distribuídos no domínio da área de estudo, permitindo identificar tendências espaciais. Se todos os erros residuais de carga hidráulica, próximos a uma área de condição de não fluxo, são positivos, então a recarga necessita ser reduzida ou a condutividade hidráulica incrementada (ASTM, 2002a).

Já as considerações qualitativas incluem: análise das características gerais do fluxo, como contornos dos mapas potenciométricos e direção do fluxo; análise do número de condições hidrológicas distintas para as quais o modelo foi adequadamente calibrado, pois é melhor calibrar para múltiplos cenários se esses cenários são realmente distintos; e a relação destas análises com as propriedades hidráulicas do aquífero (ASTM, 2002a).

3. METODOLOGIA

Em casos de contaminação, as empresas são legalmente obrigadas a fazer o gerenciamento ambiental das áreas impactadas (CONAMA, 2009). As etapas licitatórias e os processos investigativos de campo, necessários para o gerenciamento, requerem muito tempo até que medidas emergenciais ou de remediação sejam implementadas. Assim, a utilização e a customização de um modelo computacional para uma área potencialmente contaminada, pode reduzir custos, otimizar o tempo no processo de gerenciamento e proporcionar maior eficiência na minimização dos impactos ambientais. Como forma de apresentar a aplicação do SCBR no gerenciamento ambiental de áreas contaminadas, foi realizado um estudo de caso no Terminal de Petróleo de São Sebastião, de propriedade da Petrobras.

A customização do SCBR para uma determinada área, visando o gerenciamento das áreas impactadas, significa, neste trabalho, condensar as etapas do processo de identificação de áreas contaminadas (definição da região de interesse, identificação das áreas potencialmente contaminadas, avaliação preliminar, investigação confirmatória) mais a etapa de investigação detalhada, no que tange à caracterização hidrogeológica da área. A customização é feita sem a presença da fonte de contaminação, já que o evento de contaminação ainda não ocorreu, e o objetivo é preparar o modelo, com os dados característicos da área e com base na metodologia de gerenciamento da CETESB, antes de um evento de contaminação. Desta forma, no momento em que ocorra o derramamento, os dados de caracterização da área que, normalmente, são levantados ao longo das etapas de gerenciamento, citadas na revisão bibliográfica, já estariam compilados durante a preparação do SCBR para a área do terminal.

Os dados de caracterização da área necessários para customização do SCBR são referentes à avaliação preliminar (estudo histórico e do meio físico, definição dos bens a proteger); à investigação confirmatória (plano de amostragem, locação de poços de monitoramento, coleta e análise de amostras hidrogeoquímicas e levantamentos geofísicos); e à investigação detalhada (caracterização hidrogeológica, coleta e análise de amostras hidrogeoquímicas detalhadas, dados de nível d'água dos poços de monitoramento, parâmetros físico-químicos do solo, mapas potenciométricos, mapas de velocidades e mapas de condutividade hidráulica). Em caso de derramamento, para a caracterização da pluma de contaminação será necessário apenas posicionar a fonte de contaminação no local de ocorrência de derramamento. Além disso, o processo de recuperação das áreas contaminadas, envolvendo as etapas de avaliação

de risco e de definição da tecnologia de remediação mais adequada, será iniciado mais brevemente.

No presente estudo, a aplicação do SCBR foi feita em quatro etapas, com base na metodologia apresentada na Figura 3.1: customização do SCBR; elaboração de cenários críticos; avaliação do risco à saúde humana; e tecnologias de remediação. Os relatórios de todas as simulações realizadas no SCBR para o presente trabalho são apresentados no Anexo C (antes da medida emergencial) e no Anexo D (após a medida emergencial).



Figura 3.1 - Etapas da aplicação do SCBR no gerenciamento de áreas contaminadas.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A cidade de São Sebastião situa-se no Litoral Norte do Estado de São Paulo. Divisa com Caraguatatuba ao Norte, Bertioga ao Sul, Salesópolis a Oeste, o Oceano Atlântico e Ilhabela a Leste. O Terminal Aquaviário de São Sebastião está localizado na margem oeste do canal portuário e praticamente no centro do núcleo urbano da cidade de São Sebastião, nas coordenadas geográficas 23°48'12'' S (latitude) e 45°23'18'' W (longitude), distante cerca de 200km da capital São Paulo (Figura 3.2). O terminal tem capacidade para armazenar 403.000m³ de derivados em 14 tanques e 1.418.000m³ de petróleo em 21 tanques, além de outros 9 tanques diversos. É o maior terminal da Transpetro, recebendo petróleo nacional e importado por navios petroleiros. Abastece, por meio de oleodutos, as quatro refinarias do Estado de São Paulo: Paulínia, Vale do Paraíba, Capuava e Presidente Bernardes. A saída também se dá por navios com destino a outros portos do território nacional ou para exportação (TRANSPETRO, 2009). Na Figura 3.3, é mostrada a planta de localização dos tanques de armazenamento distribuídos em 4 glebas, e na Tabela 3.1, são mostradas as características operacionais dos 44 tanques do parque de armazenamento e o produto armazenado em cada um.



Figura 3.2 - Localização da cidade de São Sebastião (SP) e do Terminal de Petróleo de São Sebastião.

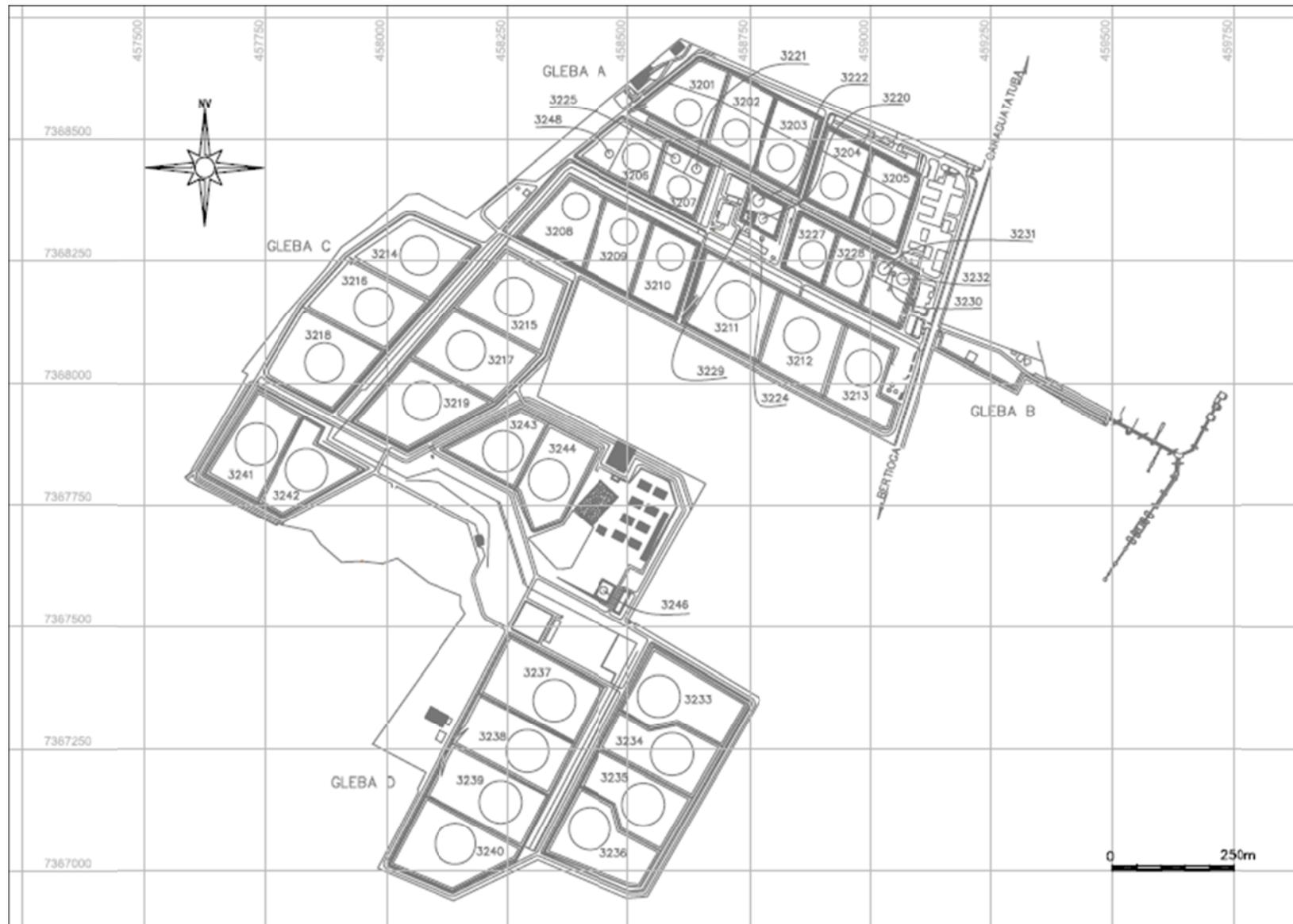


Figura 3.3 – Planta do terminal com a localização dos tanques de armazenamento.

Tabela 3.1 - Características operacionais dos tanques de armazenamento (UFSC, 2005).

Tanque	Volume Operacional (m ³)	Cota (m)	Tipo de Teto	Produto Armazenado
3201	30.462	6,00	Flutuante	Gasolina
3202	30.679	5,00	Flutuante	Diesel
3203	31.366	4,50	Flutuante	Diesel
3204	31.281	4,50	Flutuante	Gasolina
3205	42.194	4,50	Flutuante	Querosene de Aviação (QAV)
3206	30.641	6,00	Flutuante	Nafta
3207	17.155	5,00	Flutuante	Óleo Leve de Reciclo (LCO)
3208	30.605	6,00	Flutuante	Petróleo Cru
3209	30.626	5,00	Flutuante	Petróleo Cru
3210	31.322	5,00	Flutuante	Petróleo Cru
3211	69.112	4,65	Flutuante	Diesel
3212	60.337	4,50	Flutuante	Diesel
3213	46.773	4,50	Flutuante	Água ETE
3214	66.004	11,25	Flutuante	Petróleo Cru
3215	64.826	9,00	Flutuante	Petróleo Cru
3216	69.977	11,25	Flutuante	Petróleo Cru
3217	70.747	9,20	Flutuante	Petróleo Cru
3218	68.582	11,75	Flutuante	Petróleo Cru
3219	68.576	9,50	Flutuante	Petróleo Cru
3220	2.588	5,00	Fixo	Derivados
3221	2.882	5,00	Fixo	Derivados
3222	9.818	5,00	Fixo	Diesel
3224	722	5,00	Fixo	Fora de Operação
3225	2.888	5,00	Fixo	Diesel
3227	17.960	5,00	Fixo	Marine Fuel
3228	17.920	4,80	Fixo	Marine Fuel
3229	426	5,00	Fixo	Fora de Operação
3230	500	5,00	Fixo	Fora de Operação
3231	6.273	5,00	Fixo	Marine Fuel
3232	6.063	5,00	Fixo	Fora de Operação
3233	73.786	6,50	Flutuante	Petróleo Cru
3234	75.969	6,50	Flutuante	Petróleo Cru
3235	76.979	6,50	Flutuante	Petróleo Cru
3236	74.315	6,50	Flutuante	Petróleo Cru
3237	72.713	6,50	Flutuante	Petróleo Cru
3238	73.382	6,50	Flutuante	Petróleo Cru
3239	77.019	6,50	Flutuante	Petróleo Cru
3240	74.074	6,50	Flutuante	Petróleo Cru
3241	73.928	16,00	Flutuante	Petróleo Cru
3242	73.355	16,00	Flutuante	Petróleo Cru
3243	77.400	8,39	Flutuante	Petróleo Cru
3244	75.790	8,39	Flutuante	Petróleo Cru
3246	2.455	6,50	Fixo	Lastro
3248	1.726	6,50	Fixo	Metanol

3.2 SOLUÇÃO CORRETIVA BASEADA NO RISCO (SCBR)

O SCBR é resultado da parceria entre a Petrobras (Petróleo Brasileiro S.A.) e a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), através do Laboratório de Remediação de Águas Subterrâneas (REMAS), com a colaboração da ESSS (“Engineering Simulation and Scientific Software”). O SCBR é um modelo computacional bidimensional para simulação do transporte e transformação de poluentes e avaliação de risco para as rotas solo, água e ar, desenvolvido para auxiliar a tomada de decisão no gerenciamento ambiental de áreas impactadas ou em áreas onde são desenvolvidas atividades potencialmente poluidoras (PETROBRAS, UFSC e ESSS, 2008). O modelo permite a determinação do fluxo da água subterrânea; a estimativa do alcance e da velocidade de migração de plumas de contaminação; a definição de perímetros de proteção de aquíferos; o cálculo das taxas de volatilização e percolação dos contaminantes; a simulação da aplicação de diversas tecnologias de remediação, contemplando a heterogeneidade do aquífero; o cálculo e o mapeamento do risco à saúde humana, considerando diversas rotas de exposição; e a geração de relatórios e animações, contendo os parâmetros do estudo. No caso de contaminações por derramamentos de combustíveis brasileiros, onde existe a adição de etanol, o modelo SCBR considera a interferência do etanol sobre a biodegradação e a solubilidade dos hidrocarbonetos de petróleo (CORSEUIL et al., 2006).

O projeto SCBR teve início em 2001 e, desde então, o desenvolvimento continuado de seus módulos vem sendo aprimorado. No processo de desenvolvimento, já foram realizadas etapas de verificação do código computacional, pelo Laboratório Nacional de Computação Científica (LNCC, 2008). Atualmente, o desenvolvimento do modelo se encontra na fase de melhorias de seus módulos e implementação do módulo para elaboração de planos de amostragem de solo contaminado. Em paralelo a isso, os módulos, já verificados, vêm sendo aplicados e implantados na indústria, com o objetivo de validar o SCBR para situações reais e transferir tecnologia.

A formulação matemática do SCBR foi desenvolvida com base no modelo conceitual que representa um cenário comumente encontrado em centros urbanos, que é a contaminação das águas subterrâneas de unidades aquíferas não confinadas, como mostrado na Figura 3.4. O SCBR utiliza o método de volumes finitos, realizando balanço de massa nos volumes de controle do domínio, na solução das equações do escoamento e de transporte de soluto, para o caso bidimensional.

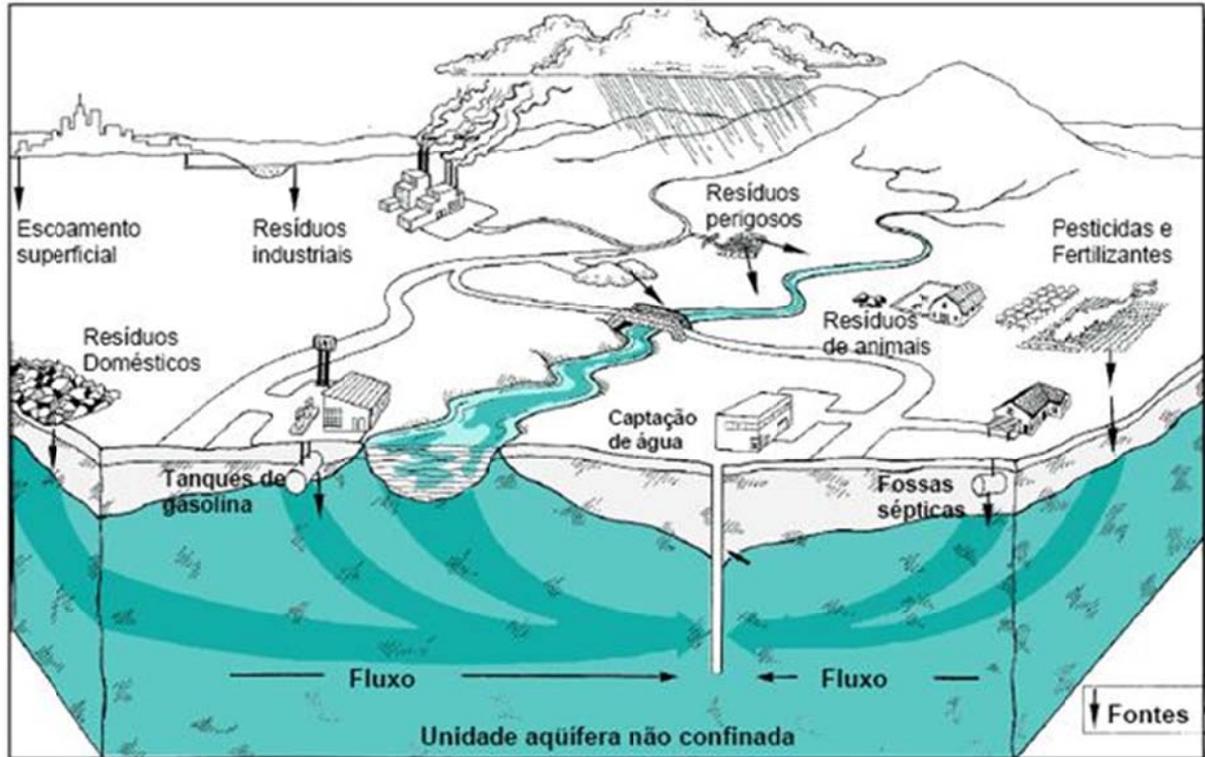


Figura 3.4 - Cenário de contaminação das águas subterrâneas de unidades aquíferas não confinadas (CORSEUIL et al., 2006).

3.2.1 Modelo de Escoamento Subterrâneo

Para a derivação das equações do escoamento no meio poroso, é considerado um fluxo de água q escoando através do meio poroso e atravessando um volume de controle com dimensões $\Delta x \Delta y \Delta z$, conforme mostrado na Figura 3.5.

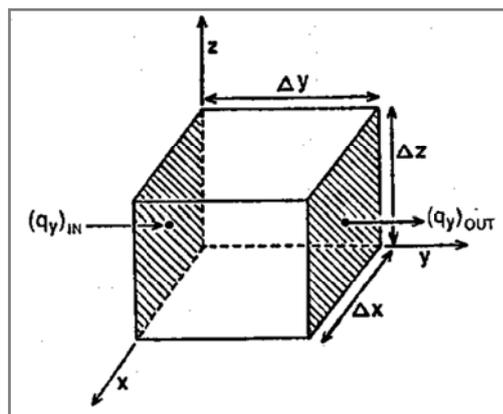


Figura 3.5 - Volume de controle usado na derivação da equação do escoamento. São mostrados os componentes de entrada e saída do fluxo q ao longo do eixo de coordenadas y .

O fluxo q é dado pela expressão de Darcy, mostrada na Equação (3.1).

$$\vec{q} = q_x \vec{l}_x + q_y \vec{l}_y + q_z \vec{l}_z = -K \vec{\nabla} h \quad (3.1)$$

O balanço de massa de água no volume de controle (Figura 3.5) é dado pela variação no armazenamento de água (ΔS), ou seja, pela diferença entre o fluxo de saída e o fluxo de entrada de água. Assim, a variação total do armazenamento de água no volume de controle é mostrada na Equação (3.2), onde ρ é a densidade da água.

$$\rho \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \Delta x \Delta y \Delta z = \Delta S \quad (3.2)$$

A variação no armazenamento é representada pelo armazenamento específico (S_s), o qual é definido como o volume de água (ΔV) liberado do armazenamento por unidade de variação da carga hidráulica (Δh) e por unidade de volume do meio ($\Delta x \Delta y \Delta z$), conforme mostrado na Equação (3.3).

$$S_s = - \frac{\Delta V}{\Delta h \Delta x \Delta y \Delta z} \quad (3.3)$$

O modelo de fluxo bidimensional da água subterrânea para aquíferos não confinados implementado no SCBR é conhecido como equação de Boussinesq (FETTER, 1994). Formalmente, a equação de Boussinesq é obtida através da integração da equação tridimensional de fluxo sobre a dimensão vertical do aquífero, como mostrado na Equação (3.4), onde h é a carga hidráulica; K_x e K_y são componentes principais do tensor condutividade hidráulica, ao longo dos eixos de coordenadas x e y , respectivamente; $|q_z|_0$ é a velocidade específica da água subterrânea, na direção de z , que atravessa a base do aquífero, representando a drenança (ganho ou perda) de água através da interface com a camada confinante inferior; I é o termo de infiltração de água (recarga) através da superfície superior da zona saturada do meio, representando o volume de água introduzido no aquífero, por unidade de tempo; S_y é o coeficiente de armazenamento do meio; e F representa o termo fonte ou sumidouro de água, ou seja, o volume de água introduzido (ou retirado) por unidade de área do meio e por unidade de tempo. O valor de F é positivo, se for uma fonte, e negativo se for um sumidouro (CORSEUIL et al., 2006).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y h \frac{\partial h}{\partial y} \right) + (|q_z|_0 + I) + F = S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.4)$$

Para este caso de aquíferos não confinados são consideradas as condições de Dupuit: aquífero não confinado (ou aquífero livre, ou lençol freático), com uma camada saturada de espessura igual à medida desde a base impermeável do aquífero até a superfície do lençol freático;

linhas de fluxo essencialmente horizontais (escoamento horizontal, bidimensional); linhas equipotenciais essencialmente verticais, ou seja, carga hidráulica invariável na direção vertical; gradiente hidráulico horizontal invariável na direção vertical; e gradiente hidráulico horizontal igual à declividade da superfície do lençol freático.

3.2.2 Condições de Contorno

Como condição de contorno para solução da equação do escoamento, o SCBR acomoda a condição de contorno de Primeiro Tipo (ou Dirichlet), onde o valor da carga hidráulica (h) é dado no contorno, sendo que a carga pode ser uma constante ou uma função do espaço e do tempo, como exemplificado na Equação (3.5).

$$h = f(y, z, t); \quad em \ x = 0 \quad (3.5)$$

O valor da carga hidráulica é especificado em função das cargas hidráulicas medidas nos poços de monitoramento. Estas informações são extrapoladas para o contorno do domínio de simulação, quando não prescritas no contorno. Os valores das cargas hidráulicas prescritas para os rios e lagos também são condições de contorno de Primeiro Tipo. A colocação de barreiras no contorno define condições de não fluxo, o que caracteriza a condição especial de fluxo nulo.

3.2.3 Modelo de Transporte e Transformação de Poluentes

No SCBR é assumido que os poluentes dissolvidos na água subterrânea têm o seu comportamento influenciado por mecanismos de transporte e transformação. Estes mecanismos, dentre os quais se destacam a advecção, a dispersão, a sorção e a biodegradação, são responsáveis pela variação espacial e temporal da concentração dos contaminantes dissolvidos. Todos estes mecanismos são simulados no SCBR por meio da solução da Equação (3.6), onde ρ é a densidade do aquífero; C é a concentração do contaminante; t tempo; R é o coeficiente de retardo; D_{ij} é o tensor dispersão hidrodinâmica; λ é o coeficiente de biodegradação; V é a velocidade da água subterrânea; W é o fluxo volumétrico; n é a porosidade efetiva; e x, y, z são os eixos coordenados. A biodegradação dos contaminantes é simulada segundo uma cinética de primeira ordem (CORSEUIL et al., 2006).

$$\frac{\partial(\rho C)}{\partial t} = \frac{1}{R} \left[\frac{\partial}{\partial x_i} \left(\rho D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial(\rho C V_i)}{\partial x_i} \right] - \lambda \rho C + \frac{W \rho C}{n \Delta x \Delta y \Delta z} \quad (3.6)$$

3.2.4 Modelo de Cálculo do Risco à Saúde Humana

Para o cálculo do risco à saúde humana, o SCBR disponibiliza dois modos para definição da concentração a ser utilizada: concentrações medidas e concentrações simuladas. O primeiro permite ao usuário inserir diretamente os valores de concentração obtidos em campo para os compostos químicos de interesse nos meios considerados.

Já o modo de concentrações simuladas utiliza, como concentrações de exposição, as maiores concentrações médias simuladas, para o período de exposição, em cada volume de controle. Estas médias são calculadas pelo método da média móvel com período igual a 5 anos, sendo que o intervalo de saída definido pelo usuário indica o número de valores que são considerados nos cálculos das médias aritméticas em cada volume de controle. Por exemplo, para o caso de opção de meses como intervalo de saída, a média das concentrações será calculada com 60 valores em cada período, ou seja, entre os anos 1 e 5, valores de concentração obtidos do mês 1 ao mês 60; entre os anos 2 e 6, mês 13 ao 72; e assim sucessivamente. Assim, o risco à saúde humana pode ser calculado segundo as metodologias da CETESB (CETESB, 2001) e da ASTM (ASTM, 1996)

É possível, ainda, incorporar outras formulações matemáticas para o cálculo do risco por meio da inclusão das equações e tabelas toxicológicas pelo próprio usuário. No entanto, isto deve ser feito com cautela sob o risco da execução de simulações errôneas, que serão de responsabilidade do próprio usuário. Além disso, os resultados poderão ser questionados e invalidados pelo órgão ambiental se não for realizado com o rigor necessário. Recomenda-se que este recurso seja utilizado somente com anuência prévia dos órgãos ambientais competentes e com a autorização da gerência de meio ambiente da companhia responsável pela simulação.

3.3 CUSTOMIZAÇÃO DO SCBR

Primeiramente, foi feita a customização do SCBR para a área do terminal, considerando-se, inicialmente, o georreferenciamento da área, a identificação de bens a proteger e a caracterização hidrogeológica e de elementos do ambiente (rios, lagos e obstáculos). A locação dos poços de monitoramento e o ajuste do domínio de simulação foram realizados de forma que as condições de contorno ficassem as mais adequadas possíveis (CORSEUIL et al., 2006). A calibração dos parâmetros de fluxo subterrâneo foi feita através de um ajuste, por tentativa e erro, dos dados de condutividade hidráulica e porosidade efetiva. Os valores

simulados de carga hidráulica foram comparados com os valores medidos em campo. O modelo de regressão linear, com cálculo do coeficiente de determinação (R^2), foi utilizado na calibração (Equação (2.24)). Para ajustes com R^2 maiores que 0,8, a calibração foi considerada adequada (SCHNOOR, 1996). Com o modelo calibrado, pôde-se definir o modelo de fluxo subterrâneo, conforme Equação (3.4), com elaboração dos mapas de condutividade hidráulica e potenciométrico.

3.4 ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS CRÍTICOS

Após o SCBR ser considerado customizado para a área de estudo, foi executada a segunda etapa do estudo. Com base na análise da planta dos tanques e dutos no terminal (Figura 3.3) e o produto armazenado em cada tanque (Tabela 3.1), foram identificados os principais pontos potencialmente contaminadores, ou seja, as contaminações podem ser oriundas de vazamentos nos tanques de armazenamento ou de algum duto no terminal, durante suas operações. A fim de demonstrar a importância da customização do SCBR, antes da ocorrência de vazamentos, foram definidos possíveis cenários de contaminação e, selecionado um cenário crítico para exemplificar o presente trabalho. Para elaboração deste cenário crítico, foi definida e caracterizada uma fonte de contaminação, um rompimento de duto transportando gasolina pura na Gleba D do terminal (Figura 3.3), e simulada, conforme Equação (3.6), a pluma de contaminação do benzeno que, dentre os BTEX, é o hidrocarboneto monoaromático mais prejudicial à saúde humana.

3.5 AVALIAÇÃO DO RISCO À SAÚDE HUMANA

Após uma análise do comportamento da pluma do contaminante benzeno na área de estudo, foram caracterizados e quantificados os riscos causados à saúde humana. Esta avaliação foi feita com base na metodologia de avaliação de risco descrita no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CESTEB. Ressalta-se que a metodologia utilizada é a publicada no ano de 2001, pois a nova metodologia, publicada no ano de 2009, ainda não está inserida no SCBR.

Foram definidos os meios contaminados e o contaminante para cálculo do risco. Os parâmetros de toxicidade (RfD e SF), assim como, o grupo de carcinogenicidade do contaminante foram obtidos do banco de dados de compostos químicos do SCBR.

Os tipos de uso de solo e a identificação dos receptores potenciais e rotas de exposição foram estabelecidos com base na área atingida pela pluma simulada. Foi adotada a condição de que uma medida emergencial seria efetuada antes da pluma atingir o bairro residencial vizinho, isto é, antes da mesma sair dos limites do terminal. Para isto foram feitos dois cálculos do risco, um sem a medida emergencial e outro após a medida emergencial simulada, com o objetivo de mapear a área de risco e avaliar a eficiência na redução desta área em função da intervenção.

Na sequência, foi elaborado o modelo conceitual de exposição e calculado o risco para os receptores, rotas de exposição e tipos de uso de solo identificados.

As doses de ingresso e os parâmetros de exposição por via de ingresso foram calculados com base na Equação (2.17) e nas equações apresentadas no Anexo A.

Por último, a partir das formulações da Equação (2.18) até a Equação (2.23), foram quantificados os riscos para efeitos carcinogênicos e o índice de perigo para efeitos não carcinogênicos por receptor e por rota de exposição para o composto benzeno, além da elaboração de mapas de risco total carcinogênico e não carcinogênico da área.

3.6 TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO

Por último, foi simulada uma tecnologia de remediação para conter a pluma de benzeno e minimizar os riscos causados. A tecnologia simulada é apresentada no item 2.5.5, trata-se de uma barreira física com baixa permeabilidade hidráulica, de modo a não permitir a migração da pluma em direção a residências vizinhas. Esta tecnologia pode ser adotada como uma medida emergencial até que se tenha um projeto de remediação da área devidamente elaborado.

Após a simulação da medida emergencial, foi recalculado o risco à saúde humana para verificar a eficiência na minimização do risco na área. O novo cálculo do risco permitiu avaliar a influência da medida emergencial na redução do risco não aceitável e como poderia contribuir para o complemento de um projeto de remediação melhor elaborado.

3.7 DADOS DE ENTRADA

Os dados de entrada do modelo e as informações necessárias para elaboração do estudo foram obtidos do Relatório de Diagnóstico Ambiental do Terminal Aquaviário de São Sebastião,

elaborado pela empresa Brain Tecnologia Ltda., no ano de 2004 (BRAIN TECNOLOGIA, 2004). Este relatório foi fornecido pela Transpetro/Petrobras, por meio da parceria existente com a UFSC em pesquisas.

Não houve participação do autor na elaboração desse relatório, nem nas correspondentes coletas de amostras de campo e análises laboratoriais.

Para os dados não presentes no relatório, foram feitas estimativas com base na literatura existente. Outros dados foram definidos com base em hipóteses assumidas e avaliação crítica do autor para as simulações.

Após serem extraídos do referido relatório, os dados e informações foram compilados e organizados, conforme a estrutura metodológica elaborada para o presente trabalho.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CUSTOMIZAÇÃO DO SCBR

4.1.1 Georreferenciamento e Bens a Proteger

A região de interesse do estudo foi definida como a área do terminal mais os bairros residenciais adjacentes; a praia, a leste do terminal; e a encosta, a oeste do terminal, conforme mostrado na Figura 4.1. Após o georreferenciamento da imagem aérea do terminal no SCBR, foram identificados os potenciais receptores de uma possível contaminação (bens a proteger). Todo o georreferenciamento foi feito com base no sistema geodésico WGS-84 (“World Geodetic System 1984”) e as coordenadas convertidas para a Zona 23K do sistema UTM (“Universal Transverse Mercator”). Os bens a proteger, identificados, são os bairros residenciais no entorno da área, dois córregos que drenam a área do terminal, Córrego Mãe Isabel e Córrego do Outeiro, e a área verde a oeste do terminal, também mostrados na Figura 4.1.



Figura 4.1 - Localização do Terminal de Petróleo de São Sebastião (em vermelho), dos bairros da cidade de São Sebastião (em verde), do Porto de São Sebastião (em laranja), do Córrego Mãe Isabel (em azul escuro) e do Córrego do Outeiro (em azul claro).

4.1.2 Caracterização Hidrogeológica e de Elementos do Ambiente

A análise dos resultados dos estudos histórico e do meio físico do Relatório de Diagnóstico Ambiental do Terminal Aquaviário de São Sebastião (BRAIN TECNOLOGIA, 2004) permitiu definir os parâmetros de caracterização hidrogeológica local. Na Figura 4.2, é apresentada a coluna hidrogeológica esquemática da área, onde podem ser reconhecidas duas unidades geológicas principais: a cobertura detrítica e o embasamento rochoso composto de rochas cristalinas granito-gnáissicas. A cobertura detrítica, cuja espessura pode variar de 0 a 8m, é constituída principalmente de um colúvio representado por blocos de rocha suportados por matriz areno-argilosa, o qual é usualmente sobreposto por uma camada de aterro, proveniente da fase de implantação do terminal. Sedimentos marinhos representados por areias contendo fragmentos de conchas foram detectados nas áreas próximas da linha de costa (BRAIN TECNOLOGIA, 2004).

Na Figura 4.3, é apresentado o modelo hidrogeológico conceitual da área do terminal. A partir do contexto hidrogeológico local, pode-se reconhecer, em termos hidráulicos, duas unidades aquíferas para a área do terminal: o aquífero poroso e livre desenvolvido sobre a cobertura detrítica e o aquífero fraturado desenvolvido no embasamento rochoso. O presente estudo contemplou o aquífero poroso e livre desenvolvido sobre a cobertura detrítica, pela sua maior influência sobre as atividades desenvolvidas no terminal, tendo em vista a significativa espessura da cobertura e o posicionamento do nível d'água na mesma (BRAIN TECNOLOGIA, 2004).

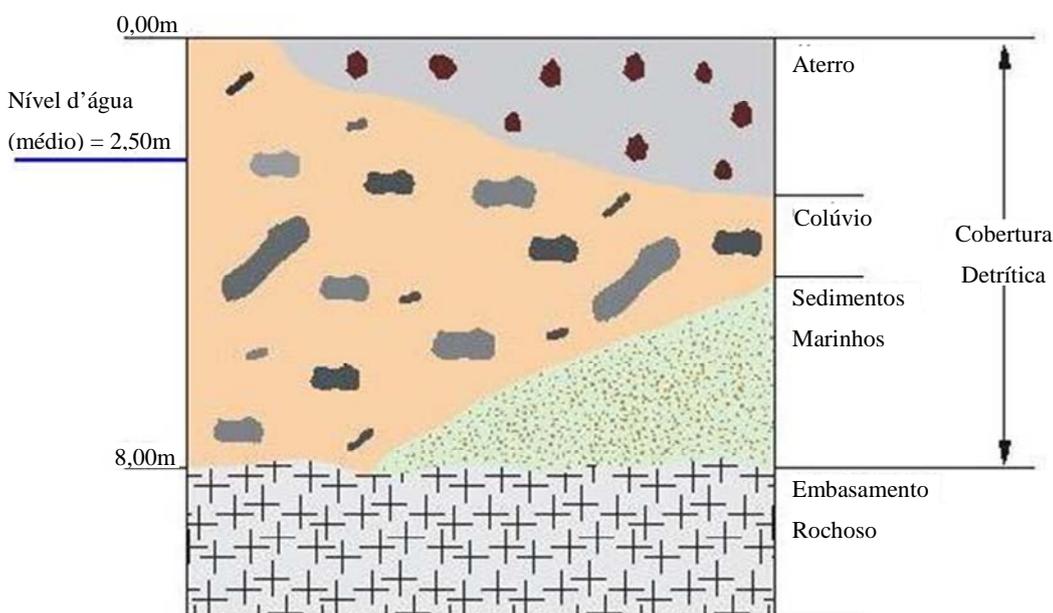


Figura 4.2 - Coluna hidrogeológica esquemática da área do terminal (BRAIN TECNOLOGIA, 2004).

Com os resultados dos levantamentos hidrogeológicos de 31 poços de monitoramento, foram definidos os parâmetros hidrogeológicos de entrada do SCBR, conforme mostrados na Tabela 4.1. Os dados de condutividade hidráulica (K), inseridos para cada poço, apresentavam uma faixa de variação relativamente grande, com valores oscilando de $3,52 \times 10^{-5}$ cm/s a $1,02 \times 10^{-2}$ cm/s (Tabela 4.2). Destaca-se que os valores em sua grande maioria estavam dentro de uma faixa com ordem de grandeza de 10^{-3} e 10^{-4} cm/s, característica de terrenos constituídos por areias finas e areias com siltes.

Tabela 4.1 - Parâmetros hidrogeológicos utilizados na simulação.

Parâmetro	Valor
solo característico ³	areia média a fina com silte
porosidade efetiva ¹	21%
condutividade hidráulica ³	$3,52 \times 10^{-5}$ cm/s - $1,02 \times 10^{-2}$ cm/s
densidade do solo ¹	2600 kg/m ³
carbono orgânico no solo ¹	0,3%
coef. part. carbono orgânico ²	29,631/Kg

¹ (FETTER, 1994); ² (SCHWARZENBACH, GSCHWEND e IMBODEN, 2003);

³ (BRAIN TECNOLOGIA, 2004)

Os demais parâmetros hidrogeológicos, não presentes no relatório de diagnóstico ambiental do terminal, foram definidos por meio de referências da bibliografia para a realização da modelagem no SCBR. Esses dados, se levantados, poderiam melhorar a qualidade da customização do SCBR. Por exemplo, a porosidade efetiva, se levantada por poço de monitoramento, igual à condutividade hidráulica, proporcionaria dados mais fiéis de campo e uma maior confiança da modelagem. Para medidas mais precisas desses parâmetros são necessárias coletas e análises de amostras não deformadas do substrato para ensaios específicos de laboratório.

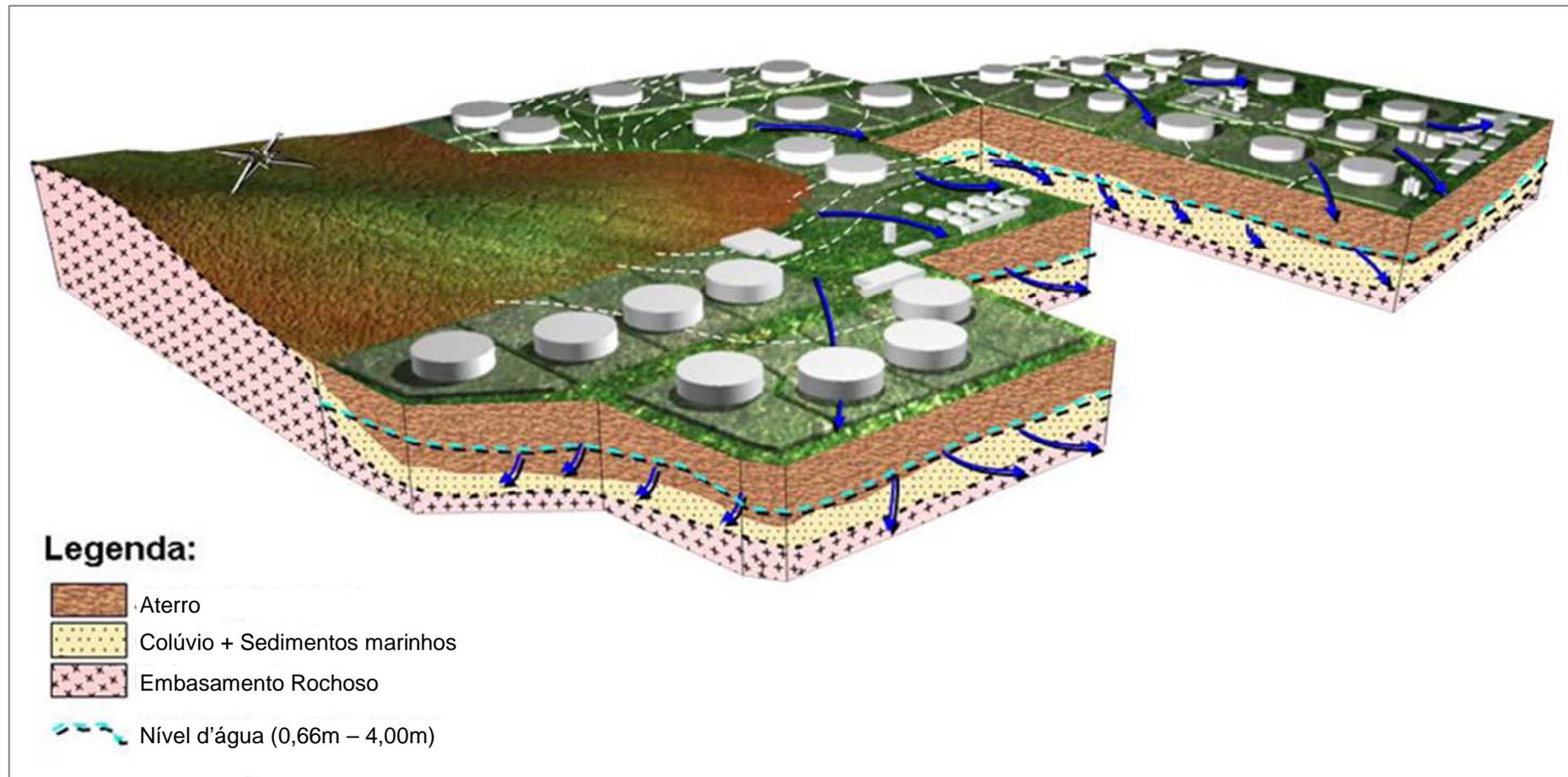


Figura 4.3 – Modelo hidrogeológico conceitual da área do terminal (GEORADAR, 2007).

4.1.3 Locação dos Poços de Monitoramento

A locação, no SCBR, dos 31 poços de monitoramento de águas subterrâneas na região de interesse é apresentada na Figura 4.4. Na Tabela 4.2, são mostrados os valores de carga hidráulica inseridos, para cada poço, variando dentro de uma faixa de 0,66m a 14,61m, com valor médio de 4,49m. Também, são apresentadas na Tabela 4.2, as coordenadas, cotas, profundidades do nível d'água e valores de condutividade hidráulica, levantados para cada poço. Os dados ausentes na Tabela 4.2 significam que o parâmetro não foi levantado para o respectivo poço. O perfil dos poços de monitoramento é apresentado no Anexo B.

4.1.4 Domínio de Simulação

O domínio da simulação foi ajustado de forma que as condições de contorno do modelo ficassem as mais adequadas possíveis, ou seja, haver poços de monitoramento nos limites do domínio. Foram ajustados dois domínios de simulação com o intuito de se avaliar aquele onde se obteria melhor calibração dos parâmetros de fluxo subterrâneo.

Inicialmente, foi ajustado o Domínio 1, com dimensões de 1665m x 1765m e uma malha de 5m x 5m (Figura 4.5). O segundo domínio de simulação ajustado, Domínio 2, tem dimensões de 1280m x 1835m e uma malha de 5m x 5m (Figura 4.6).

Cabe ressaltar, que o plano de amostragem foi elaborado previamente a este estudo e, devido a isto, verifica-se que, no ajuste do domínio de simulação, existem algumas áreas sem a presença de poços de monitoramento para exercer a função de condição de contorno. Estas áreas podem ser evitadas se o esquema de posicionamento dos poços estiver de acordo com o modelo numérico do SCBR para a definição do domínio de simulação. A instalação de poços nessas áreas evita que o modelo faça extrapolações numéricas excessivas na hora de calcular o mapa de fluxo subterrâneo, tornando, portanto, a customização do SCBR mais precisa.

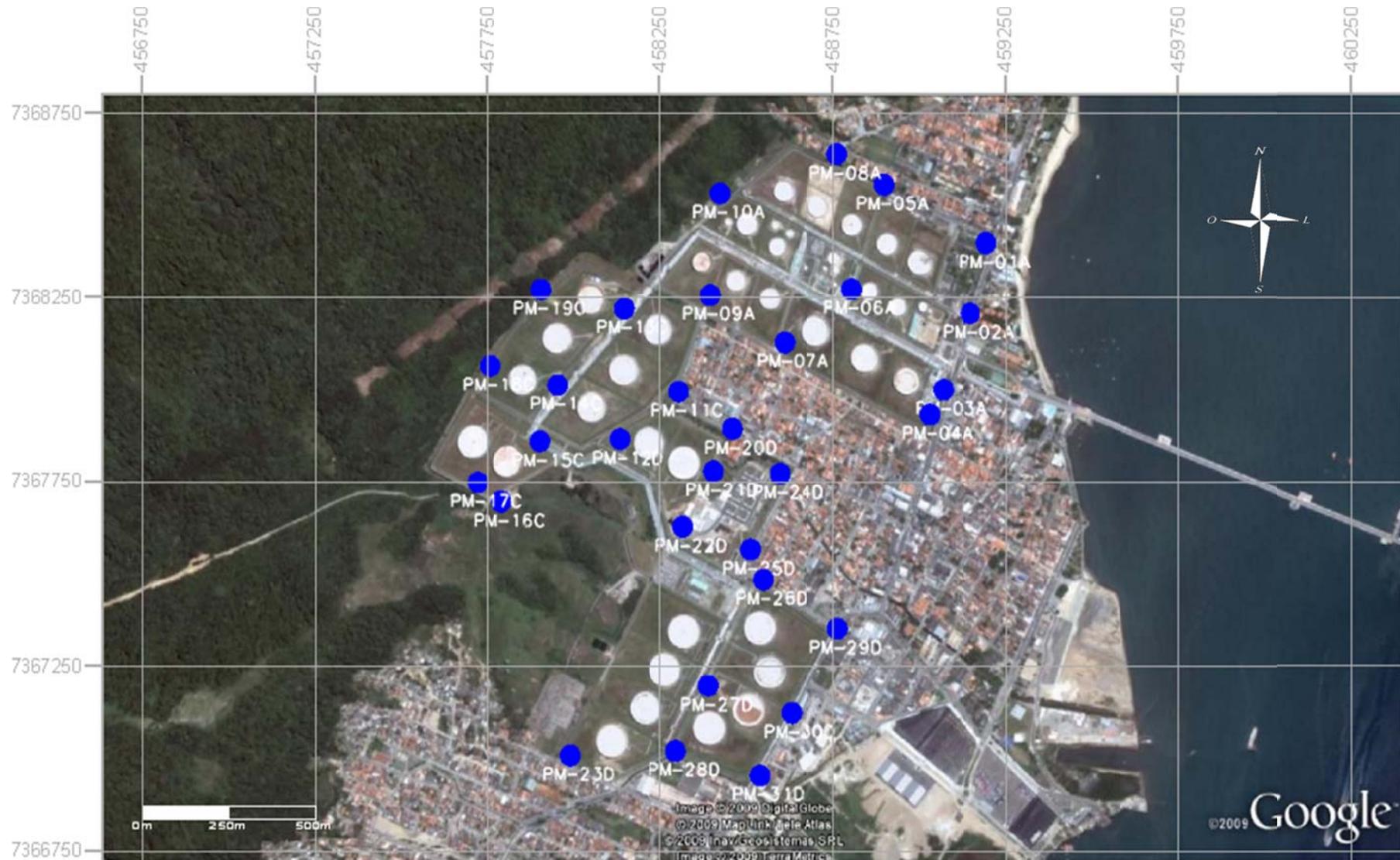


Figura 4.4 - Localização dos poços de monitoramento de águas subterrâneas.

Tabela 4.2 – Dados dos poços de monitoramento (BRAIN TECNOLOGIA, 2004).

Poço	Coordenadas UTM		Cota (m)	Prof. do nível d'água (m)	Carga Hidráulica (m)	K (cm/s) Método Hvorslev
	E	N				
PM-01A	459196,37	7368396,61	2,87	2,15	0,72	4,06E-03
PM-02A	459149,70	7368205,60	3,40	2,74	0,66	3,04E-03
PM-03A	459071,09	7367996,99	3,60	2,85	0,75	3,49E-03
PM-04A	459031,66	7367930,23	3,48	2,63	0,85	4,43E-04
PM-05A	458899,88	7368554,66	4,04	2,00	2,04	1,02E-02
PM-06A	458806,33	7368271,34	4,66	2,56	2,10	3,82E-03
PM-07A	458611,66	7368126,71	4,08	1,80	2,28	6,71E-03
PM-08A	458763,92	7368636,90	5,37	3,00	2,37	7,02E-03
PM-09A	458397,24	7368255,49	4,83	1,17	3,66	4,08E-04
PM-10A	458425,69	7368530,88	8,24	1,52	6,72	1,76E-03
PM-11C	458306,47	7367992,27	6,26	1,60	4,66	5,83E-04
PM-12D	458133,83	7367863,35	7,67	0,67	7,00	4,55E-03
PM-13C	458146,11	7368218,72	10,34	4,00	6,34	1,77E-04
PM-14C	457954,58	7368009,79	11,46	3,35	8,11	1,29E-03
PM-15C	457902,57	7367857,96	11,46	2,59	8,87	9,60E-05
PM-16C	457790,41	7367693,98	22,51	-	-	-
PM-17C	457722,46	7367746,09	16,81	2,20	14,61	3,49E-04
PM-18C	457758,78	7368062,79	15,33	3,37	11,96	3,52E-05
PM-19C	457905,73	7368270,49	16,03	2,20	13,83	-
PM-20D	458460,72	7367891,49	5,54	2,60	2,94	2,00E-03
PM-21D	458406,50	7367776,76	8,15	-	-	-
PM-22D	458317,79	7367626,65	8,51	-	-	-
PM-23D	457990,55	7367008,01	7,19	-	-	-
PM-24D	458597,80	7367770,49	4,86	2,50	2,36	2,89E-03
PM-25D	458512,42	7367565,03	5,37	3,46	1,91	3,57E-03
PM-26D	458549,81	7367483,39	5,36	3,45	1,91	2,63E-03
PM-27D	458391,21	7367195,97	5,90	-	-	-
PM-28D	458297,14	7367019,88	6,11	-	-	-
PM-29D	458765,44	7367350,40	4,77	3,45	1,32	-
PM-30D	458631,52	7367122,47	4,23	0,66	3,57	-
PM-31D	458540,24	7366952,91	3,30	2,63	0,67	8,27E-04

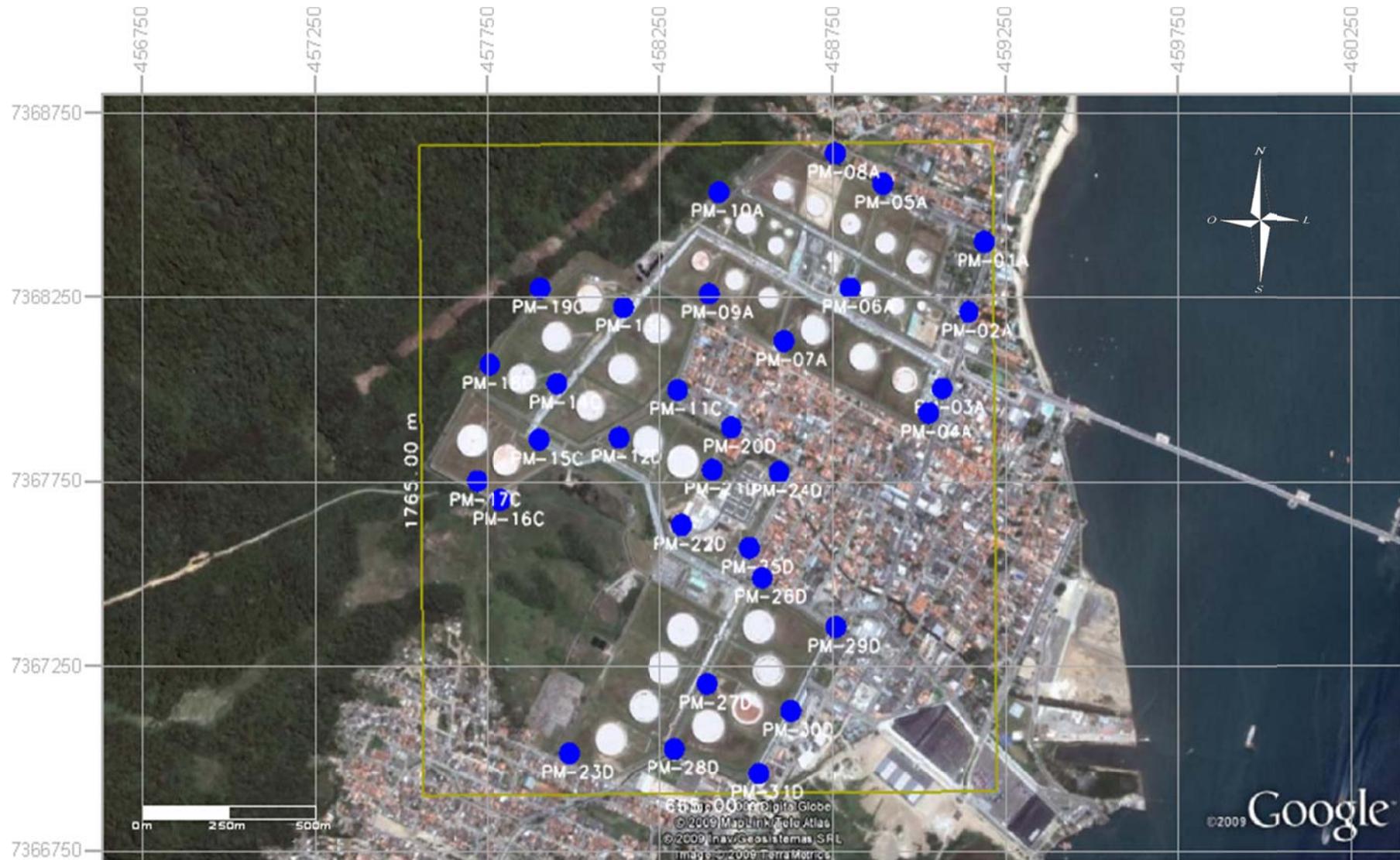


Figura 4.5 – Domínio de simulação 1 (em amarelo) com dimensões de 1665m x 1765m e malha de 5m x 5m.

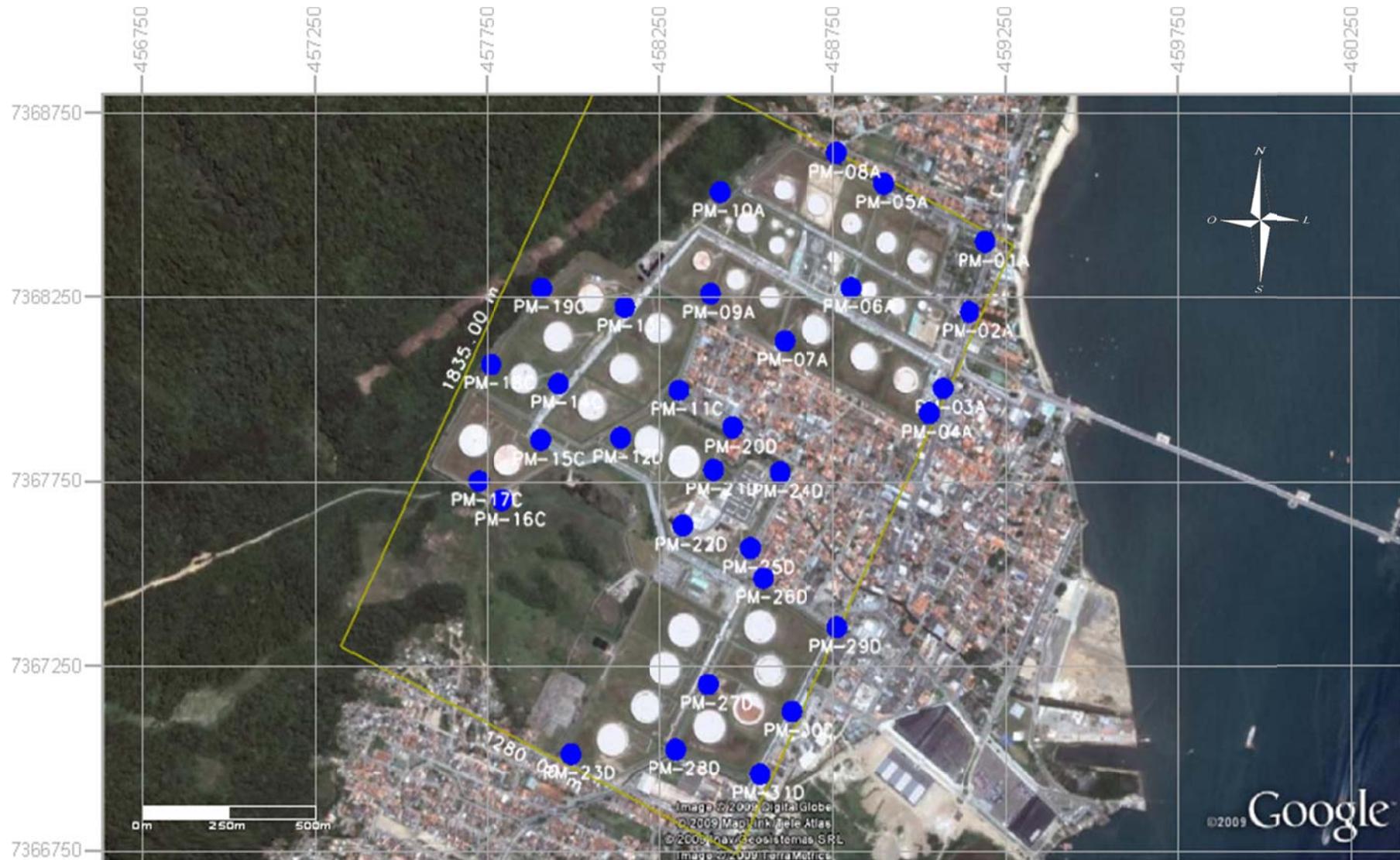


Figura 4.6 - Domínio de simulação 2 (em amarelo) com dimensões de 1280m x 1835m e malha de 5m x 5m.

4.1.5 Calibração dos Parâmetros de Fluxo Subterrâneo

A calibração dos parâmetros de fluxo subterrâneo foi feita para os dois domínios de simulação ajustados (Figura 4.5 e Figura 4.6). Para ambos os domínios, foram comparados os valores de carga hidráulica simulados e medidos, em função dos parâmetros porosidade efetiva e condutividade hidráulica. Como a porosidade efetiva não foi levantada para cada poço, foi adotado o valor de 21%, da literatura. Para a condutividade hidráulica foram simulados mapas potenciométricos para o valor médio aritmético dos valores levantados e para o valor levantado em cada poço. O uso de valores médios para condutividade hidráulica e porosidade efetiva é uma simplificação necessária em modelos que não consideram a heterogeneidade do aquífero em estudo. Para grandes áreas, essa simplificação não proporciona uma calibração adequada do modelo de fluxo subterrâneo. O fato de o SCBR considerar a heterogeneidade do aquífero permite que valores individuais dos parâmetros de fluxo subterrâneo sejam utilizados para uma melhor calibração.

Em ambos os domínios, o coeficiente de determinação foi melhor calculado para as simulações com os valores de condutividade hidráulica de cada poço, ao contrário de um valor médio aritmético para toda a área. No Domínio 1, foi calculado um R^2 de 0,78 para um valor médio aritmético de condutividade hidráulica, e um R^2 de 0,89 para os valores de condutividade hidráulica de cada poço. Já no Domínio 2, foi calculado um R^2 de 0,78 para um valor médio aritmético de condutividade hidráulica, e um R^2 de 0,93 para os valores de condutividade hidráulica de cada poço.

Esses resultados demonstraram a importância da aplicação de um valor de condutividade hidráulica para cada poço de monitoramento, no que diz respeito, ao ajuste e calibração do modelo de fluxo subterrâneo da área de estudo. O melhor ajuste se deu para os casos com valores individuais de condutividade hidráulica, e poderia ser, ainda melhor, se tivessem sido medidos, também, os valores de porosidade efetiva de cada poço.

Portanto, foi avaliado como melhor calibrado e adotado para todo o estudo, o Domínio de Simulação 2 (Figura 4.6) com valores de condutividade hidráulica de cada poço. Este domínio apresentou R^2 (0,93) maior que 0,8 e mais próximo de 1.

4.1.6 Modelo de Fluxo Subterrâneo

O mapa potenciométrico elaborado da área é mostrado na Figura 4.7. Os valores calculados de carga hidráulica variaram dentro de uma faixa de 0,57m a 15m. Verifica-se a

predominância na direção do fluxo sendo de oeste para leste, isto é, dos maiores valores de carga hidráulica para os menores (da cor azul escuro para a cor azul claro).

O mapa de isovalores de condutividade hidráulica é mostrado na Figura 4.8. Os valores mais elevados de condutividade hidráulica são observados no setor nordeste da área (cores laranja e vermelha). Outro fator de interesse que deve ser destacado é a redução nos valores de condutividade hidráulica em direção aos extremos sudoeste e sul (cor amarela).

O campo de velocidades e direção do fluxo subterrâneo é mostrado, junto com o mapa potenciométrico, na Figura 4.9. As velocidades de fluxo subterrâneo calculadas variaram dentro de um faixa de 1,60m/ano a 183,00m/ano. Os valores mais elevados foram calculados na região nordeste do terminal e os mais baixos no extremo oeste.

Nesta etapa, verificou-se, mais uma vez, a importância de o SCBR considerar a heterogeneidade do meio. O uso de valores não simplificados, para os parâmetros de fluxo, permite obter um modelo de fluxo, também, não simplificado, ou seja, ao invés de um valor médio de velocidade para toda a área, pode-se determinar um campo de velocidades.

Assim, a customização do SCBR foi finalizada e procedeu-se à etapa seguinte do estudo, isto é, a elaboração de cenários críticos, conforme Figura 3.1.

4.2 ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS CRÍTICOS

4.2.1 Identificação de Pontos Potencialmente Contaminadores

A criação de possíveis cenários críticos de contaminação tem por objetivo ressaltar a importância desta customização em casos de contaminações reais. Foi identificado que as contaminações podem ser oriundas de vazamentos nos tanques de armazenamento ou de algum duto no terminal, durante suas operações. O cenário crítico, selecionado para exemplificar o presente trabalho, foi identificado pelo fato do ponto potencialmente contaminador, o duto da Gleba D, estar localizado em uma região central do terminal e próxima à área residencial que faz fronteira com o terminal (Figura 4.1), onde a velocidade do fluxo subterrâneo é de, aproximadamente, 21m/ano na direção do bairro residencial vizinho (Figura 4.9). Um simples vazamento neste ponto colocaria em risco a população vizinha ao terminal.

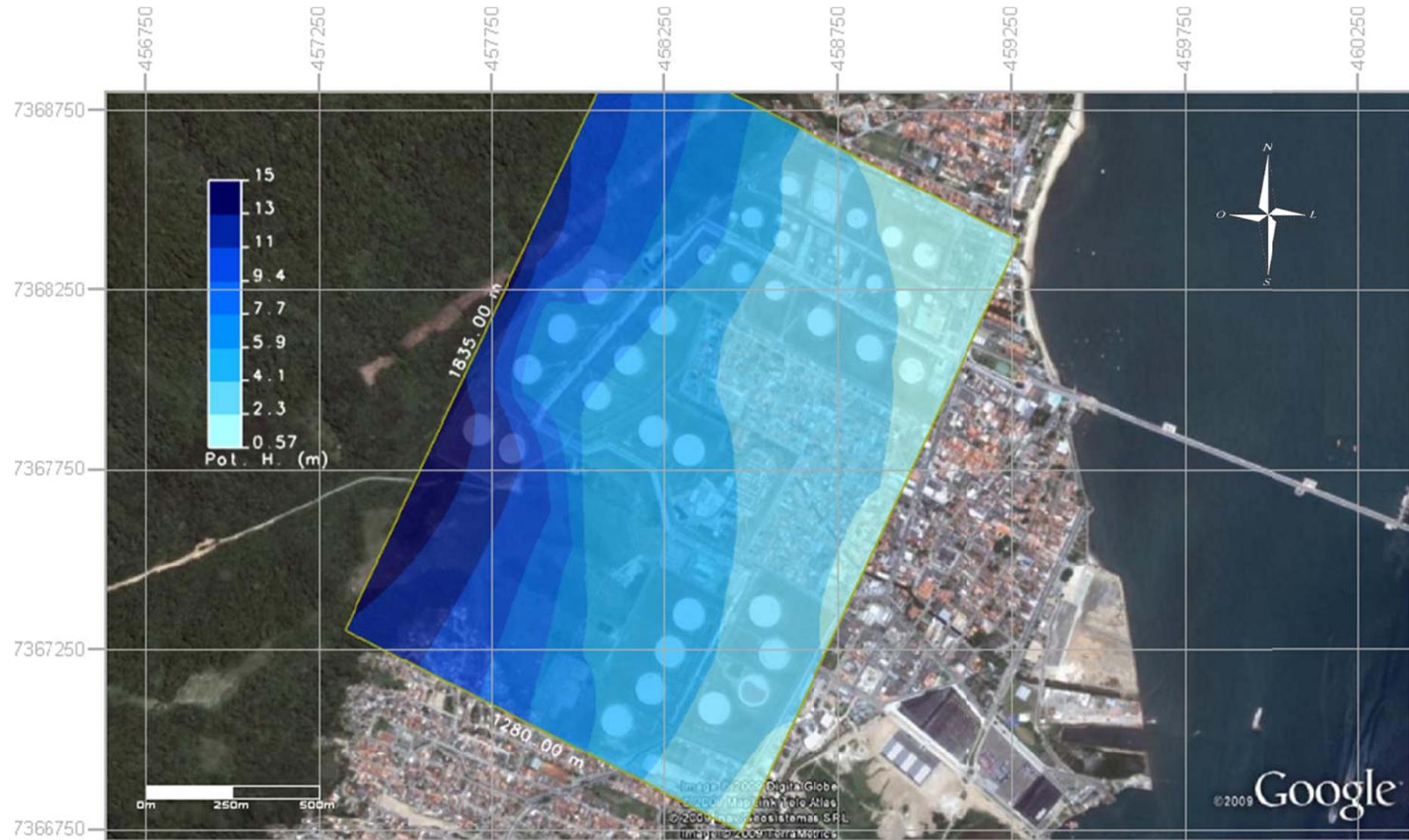


Figura 4.7 – Mapa potenciométrico da área de estudo.

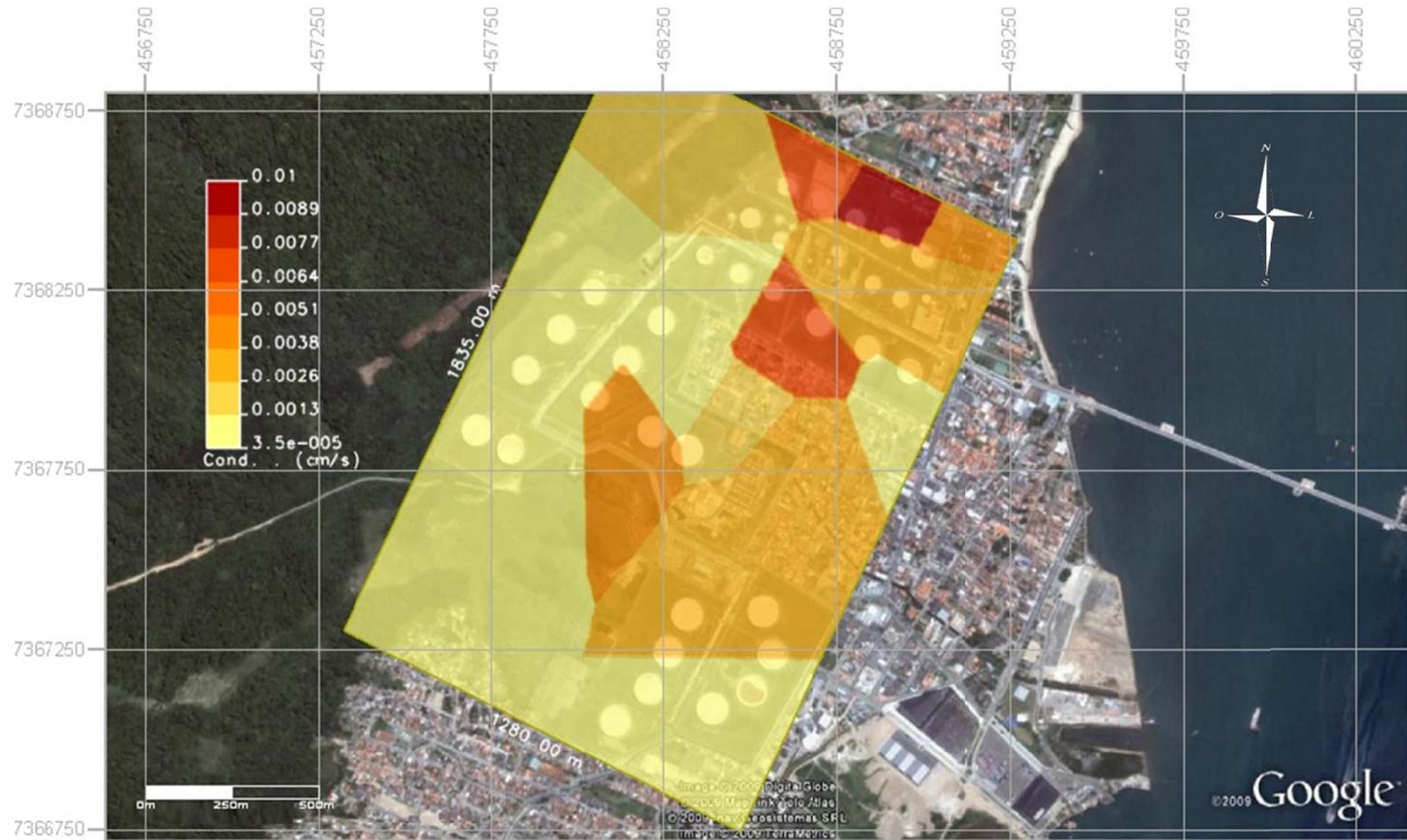


Figura 4.8 - Mapa de isovalores de condutividade hidráulica da área de estudo.

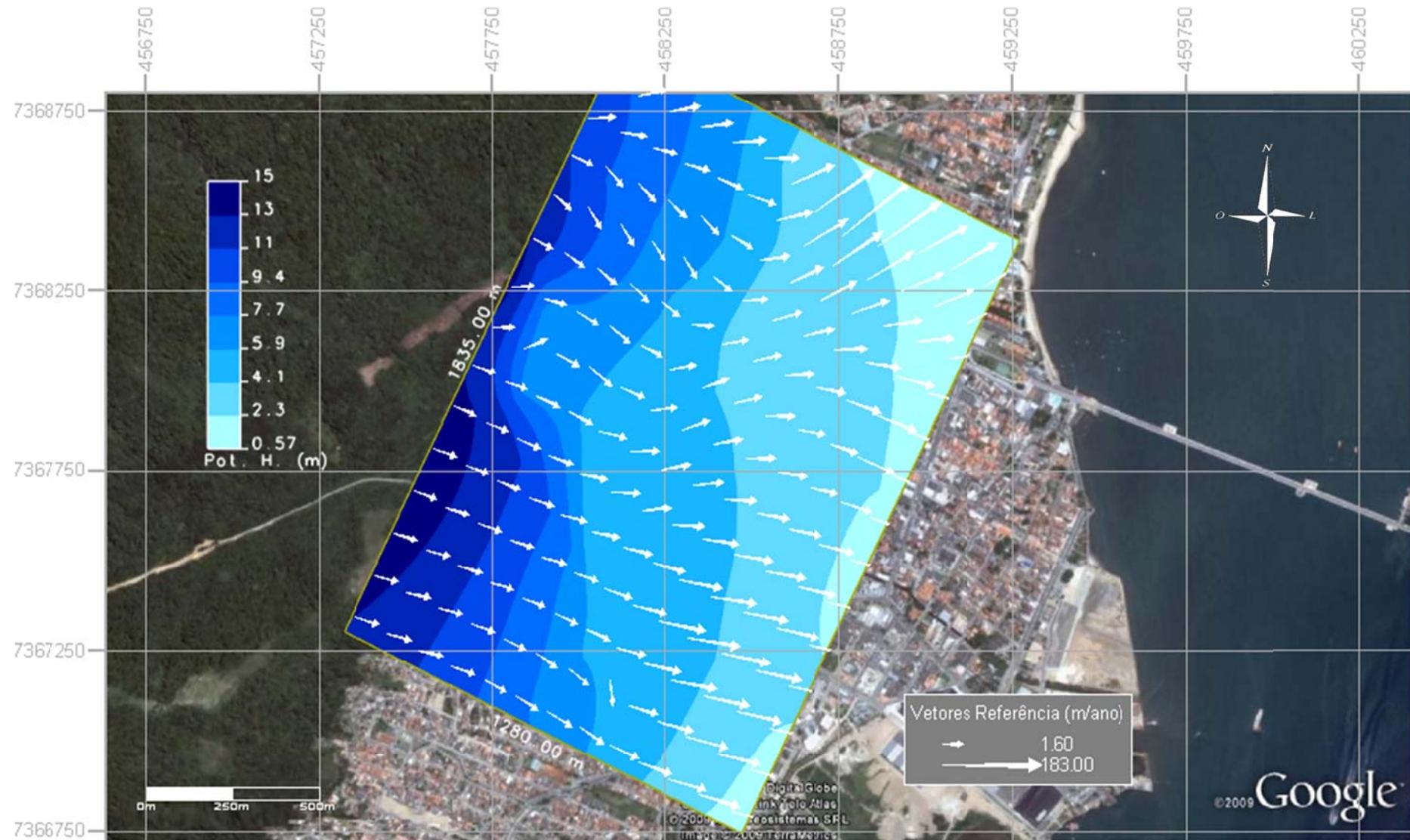


Figura 4.9 – Campo de velocidades e direção do fluxo subterrâneo da área de estudo.

4.2.2 Caracterização da Fonte de Contaminação

Para caracterização da fonte de contaminação do cenário crítico escolhido, foi considerado o produto gasolina pura transportado no duto e os seus componentes. A gasolina contém benzeno, um composto monoaromático, que é, comprovadamente, cancerígeno à saúde humana para concentrações aquosas acima $5\mu\text{g/l}$ (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004), e possui alta mobilidade. Portanto, foi considerado, como fator ponderante, para avaliação da contaminação, a extensão da pluma de benzeno devido a esse vazamento. Foi simulado o vazamento de 5m^3 de gasolina pura na zona saturada do solo, pois a profundidade do nível d'água na área do duto (aproximadamente $2,50\text{m}$) é menor que 5m . Assim, de maneira conservadora, considera-se o cenário mais crítico, desprezando o tempo de lixiviação do produto no solo até atingir a água subterrânea (PETROBRAS, UFSC e ESSS, 2008). O volume simulado foi adotado a partir da hipótese de ocorrência de um vazamento que pudesse passar despercebido pelo sistema de controle e operação do terminal e que, ao mesmo tempo, não fosse um grande desastre ambiental. Considerando que os tanques de armazenamento de gasolina pura possuem um volume operacional de, aproximadamente, 30000m^3 (Tabela 3.1), este volume representaria $0,02\%$ do volume de um tanque, podendo não ser identificado pelo sistema de controle e operação.

Os parâmetros de transporte e transformação dos contaminantes para simulação desse cenário são mostrados na Tabela 4.3. Diante da inexistência de dados de campo para a biodegradação do benzeno, foi adotada uma medida mais conservadora, isto é, coeficiente de biodegradação igual a zero, devendo ser feita análise de campo para sua determinação. Da mesma forma, a inexistência de dados de campo para o coeficiente de retardo respaldou o uso de dados da literatura para o seu cálculo, conforme mostrado no Apêndice A.

Tabela 4.3 - Parâmetros de transporte e transformação dos contaminantes.

Parâmetro	Valor
dispersividade longitudinal da pluma ²	0,1m
volume do produto derramado ⁴	5m^3
espessura da mistura ²	2m
modelo de fonte ³	Lei de Raoult
coef. de decaimento do benzeno ²	0
coef. de retardo do benzeno ¹	2,10

¹ (Apêndice A); ² (SCHNOOR, 1996); ³ (PETROBRAS, UFSC e ESSS, 2008);

⁴ (Hipótese assumida na simulação)

4.2.3 Simulação da Pluma de Contaminação

Após a simulação da contaminação, foi elaborada a pluma de benzeno originada por esse vazamento. Na Figura 4.10, é mostrada a extensão da pluma de benzeno com, aproximadamente, 170m, 10 anos após o vazamento do duto. Este é o tempo necessário para que a pluma saia dos limites do terminal e atinja as residências do bairro vizinho com concentrações acima do valor máximo permitido de $5\mu\text{g/l}$. A pluma apresenta concentrações máximas de $15000\mu\text{g/l}$. Em um tempo igual a 30 anos, esta pluma ainda estaria migrando em direção às residências e já fora dos limites do terminal, conforme mostrado na Figura 4.11.

Portanto, no caso de ocorrer um vazamento desta magnitude, é necessária uma avaliação do risco causado por esse vazamento e, se o risco não for aceitável, um projeto de remediação, elaborado e executado, antes do tempo necessário para que a pluma de benzeno saia dos limites do terminal. Nas próximas duas etapas, são apresentadas uma avaliação do risco à saúde humana causado por esse vazamento e uma medida emergencial, com a construção de uma barreira física de baixa permeabilidade hidráulica. Esta medida emergencial é adequada nos casos em que há demora para se ter um projeto de remediação adequado.

Vale ressaltar, que como já se conhece o modelo de fluxo subterrâneo e o comportamento físico-químico do contaminante, quando houver a suspeita da contaminação, a localização de poços do plano de investigação confirmatória se dará de forma otimizada e precisa, pois já se conhece a direção do fluxo hidráulico e de migração da pluma.

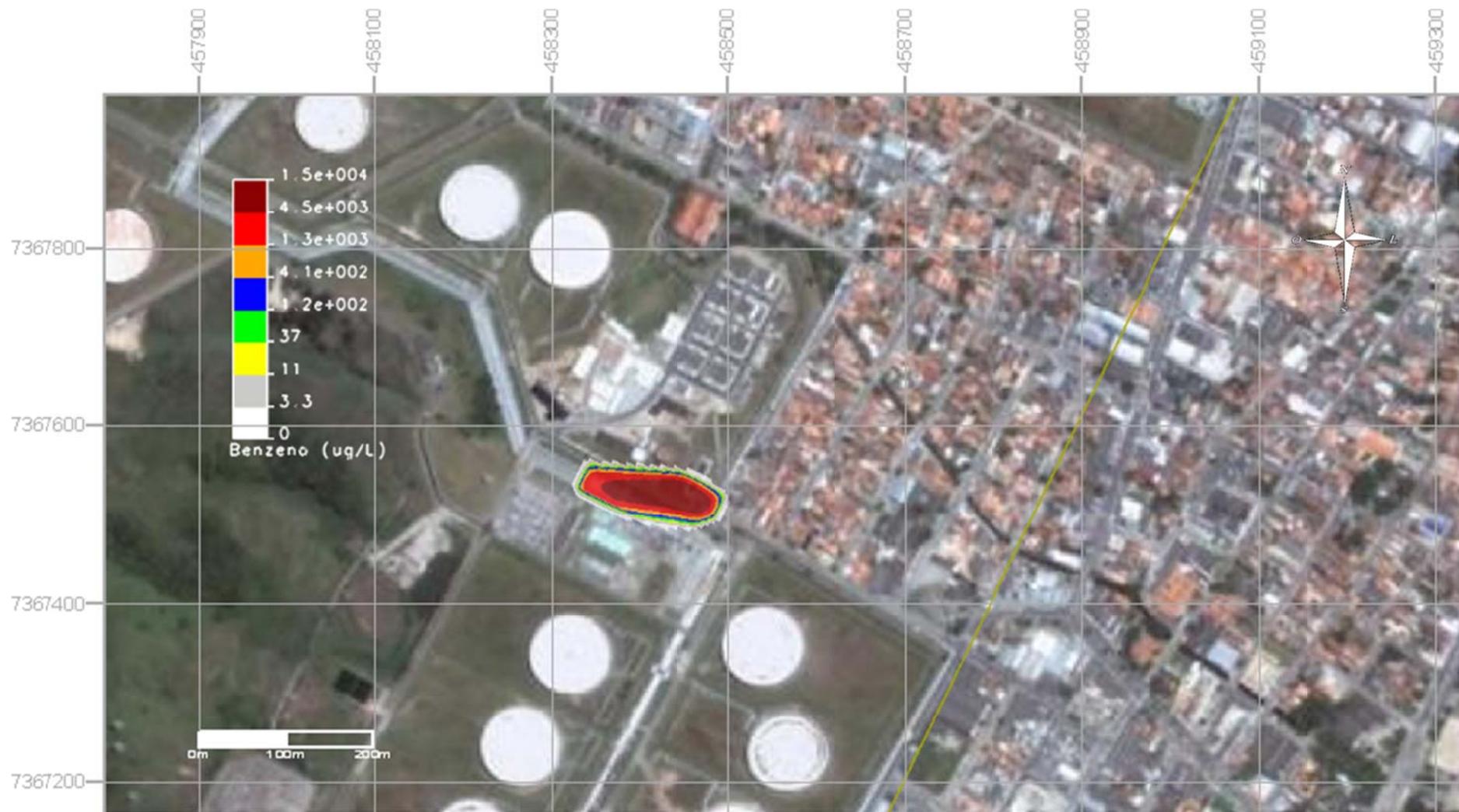


Figura 4.10 - Pluma de contaminação de benzeno, 10anos após o vazamento. Extensão de, aproximadamente, 170m. Saíndo dos limites do terminal e atingindo residências.

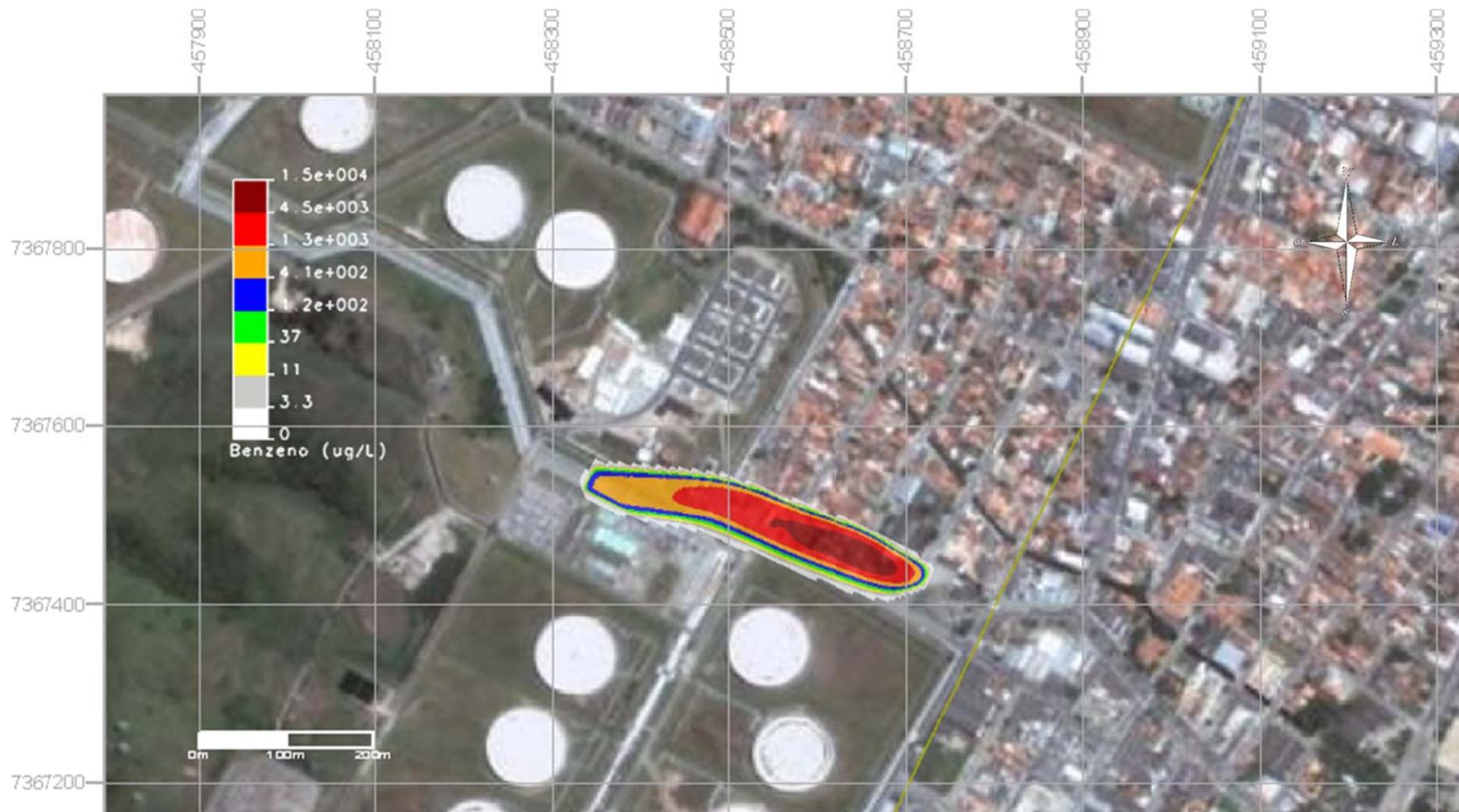


Figura 4.11 - Pluma de contaminação de benzeno 30 anos após o vazamento, migrando em direção às residências e já fora dos limites do terminal.

4.3 AVALIAÇÃO DO RISCO À SAÚDE HUMANA

4.3.1 Definição dos Meios Contaminados e Contaminantes

Em função de o vazamento simulado ter sido na zona saturada do solo, o meio contaminado considerado foi a água subterrânea da área de estudo. O contaminante de interesse na avaliação do risco foi o benzeno, por seus efeitos prejudiciais à saúde humana, já apresentados anteriormente. O valor de intervenção para o benzeno na água subterrânea é de $5\mu\text{g/l}$ (CETESB, 2005). Os parâmetros de toxicidade do benzeno são apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Parâmetros de toxicidade do benzeno obtidos do banco de dados do SCBR.

Parâmetro	Valor
CAS	71432
Tipo (carcinogênico ou não carcinogênico)	Ambos
Classificação de Carcinogenicidade	A
SF – Inalação Água	0,0273mg/kg.dia
SF – Contato Dérmico Água	0,0567mg/kg.dia
SF – Ingestão Água	0,055mg/kg.dia
SF – Inalação Solo	0,0078mg/kg.dia
SF – Contato Dérmico Solo	0,0567mg/kg.dia
SF – Ingestão Solo	0,055mg/kg.dia
RfD – Inalação Água	0,00857mg/kg.dia
RfD – Ingestão Água	0,004mg/kg.dia
RfD – Contato Dérmico Água	0,00388mg/kg.dia
RfD – Inalação Solo	0,00857mg/kg.dia
RfD – Ingestão Solo	0,004mg/kg.dia
RfD – Contato Dérmico Solo	0,00388mg/kg.dia
Fator de Sorção (ABS)	0,01mg/kg.dia

4.3.2 Definição dos Tipos de Uso do Solo

Com base na simulação da pluma de benzeno, foram definidas as áreas atingidas pelo vazamento do duto na Gleba D do terminal (Figura 4.11). Estas áreas correspondem à própria área da Gleba D e o bairro vizinho. Portanto, foram definidos dois tipos de uso de solo: uso industrial para a Gleba D e uso residencial para o bairro vizinho.

4.3.3 Identificação dos Receptores e das Rotas de Exposição

Na Gleba D, os receptores potenciais, para a contaminação simulada, foram definidos como os funcionários em atividade no terminal, ou seja, adultos em exposição com duração de 25 anos (Anexo A). Estes receptores estariam expostos ao contaminante se as rotas ingestão ou

contato dérmico com água subterrânea contaminada fossem completadas, em função de possíveis serviços ou execução de obras na área da Gleba D.

Já na área residencial, os receptores potenciais foram definidos como adultos em exposição com duração de 24 anos e crianças em exposição com duração de 6 anos (Anexo A). Estes receptores estariam expostos ao contaminante se as rotas ingestão ou contato dérmico com água subterrânea contaminada fossem completadas, em função de possíveis obras em suas residências ou instalação de poços de captação de água subterrânea.

Não foi considerada, para definição das rotas de exposição, a volatilização a partir da água subterrânea, pois menos de 5% da massa de BTEX dissolvida é perdida para a fase gasosa do solo na zona saturada (CHIANG et al., 1989). Por causa disto, o impacto da volatilização, na redução do contaminante dissolvido, pode ser, geralmente, desprezado (WIEDEMEIER et al., 1999).

4.3.4 Modelo Conceitual de Exposição

Com base na compilação dos dados fornecidos sobre a contaminação, mecanismos de transporte e receptores, foi possível estabelecer o modelo conceitual de exposição da área de interesse, em função do uso do solo, conforme apresentado na Figura 4.12.

4.3.5 Cálculo do Risco e Elaboração de Mapas de Risco Total

Na Tabela 4.5 e Tabela 4.6, são apresentados os valores máximos de risco carcinogênico calculados para as rotas de exposição consideradas nas áreas atingidas pelo benzeno, para receptores adultos e crianças, respectivamente. O valor de referência adotado para a quantificação do risco para efeitos carcinogênicos foi de 10^{-5} . Este valor representa a probabilidade de 1 indivíduo em 100000 adquirir câncer pela rota de exposição assumida. Assim, ocorrências de risco menores que 10^{-5} não apresentam risco significativo à saúde humana (CETESB, 2006). Os resultados da simulação do risco indicam que haveria risco carcinogênico não aceitável (maior que 10^{-5}) para todas as rotas de exposição consideradas e para todos os receptores.

Na Figura 4.13, é apresentado o mapa da área de risco total carcinogênico, gerado pelo SCBR, para todos os receptores em exposição nas áreas atingidas. O valor máximo de risco total carcinogênico calculado é igual a $4,47 \times 10^{-3}$. Este valor é referente ao risco total carcinogênico para receptores crianças na área residencial, sendo um valor acima da

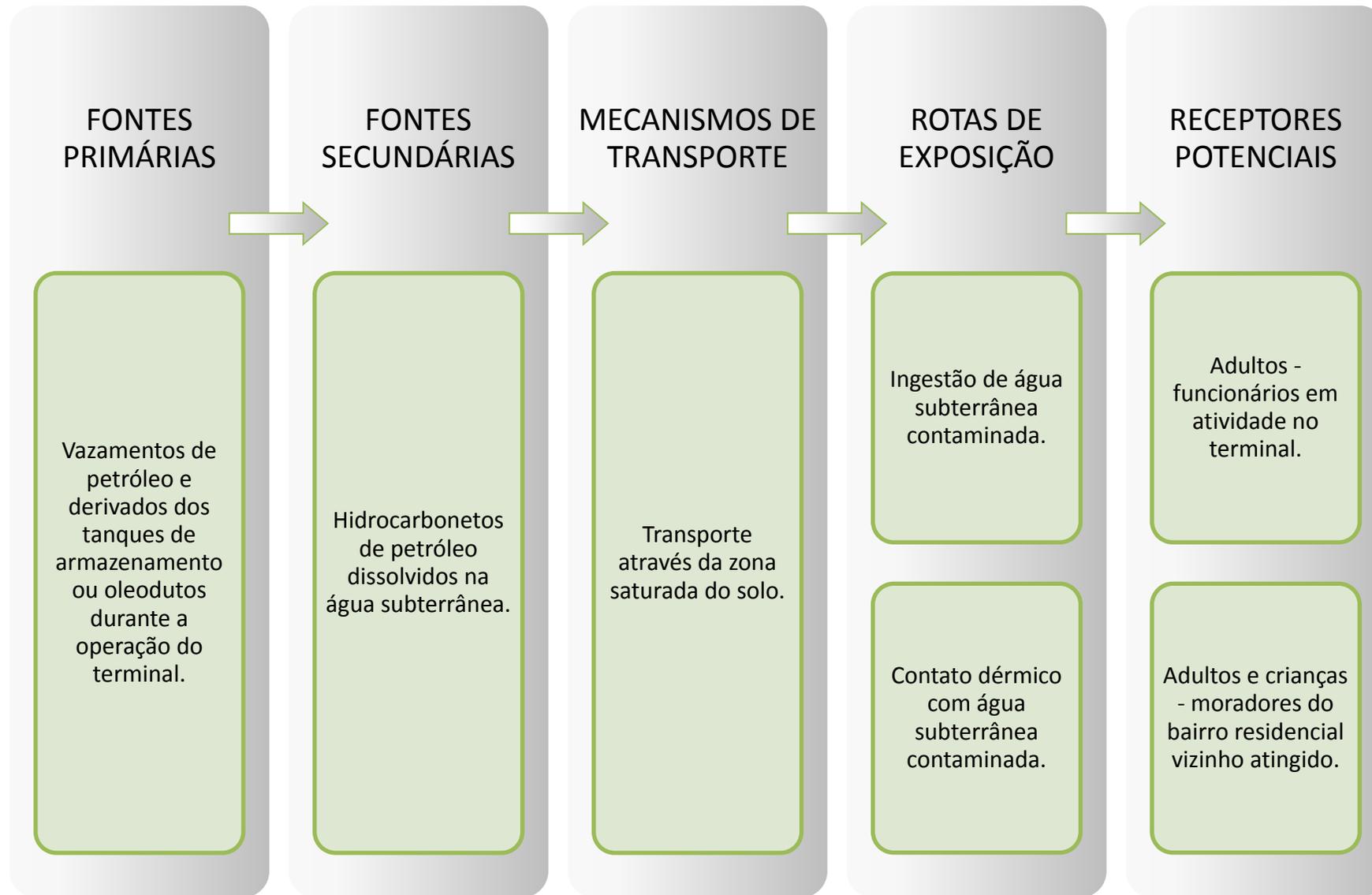


Figura 4.12 – Modelo conceitual de exposição para o cenário de contaminação simulado.

referência de 10^{-5} , ou seja, não aceitável. Verifica-se, também, neste mapa, a extensão da área de risco total carcinogênico não aceitável em parte da Gleba D e da área residencial vizinha.

Tabela 4.5 – Risco para efeitos carcinogênicos para receptores adultos em exposição ao contaminante benzeno.

Localização	Rotas de Exposição		Total
	Ingestão de Água Subterrânea Contaminada	Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada	
Gleba D	$1,69 \times 10^{-3}$	$3,48 \times 10^{-5}$	$1,72 \times 10^{-3}$
Área Residencial	$1,99 \times 10^{-3}$	$1,76 \times 10^{-4}$	$2,17 \times 10^{-3}$

Tabela 4.6 – Risco para efeitos carcinogênicos para receptores crianças em exposição ao contaminante benzeno.

Localização	Rotas de Exposição		Total
	Ingestão de Água Subterrânea Contaminada	Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada	
Gleba D	-	-	-
Área Residencial	$4,07 \times 10^{-3}$	$4,03 \times 10^{-4}$	$4,47 \times 10^{-3}$

Na Tabela 4.7 e Tabela 4.8, são apresentados os valores máximos de índice de perigo não carcinogênico calculados para as rotas de exposição consideradas nas áreas atingidas pelo benzeno, para receptores adultos e crianças, respectivamente. Para ocorrências de índice de perigo maior que 1, existe um perigo de ocorrência de efeitos não carcinogênicos adversos à saúde humana (CETESB, 2006). Os resultados da simulação do risco indicam que não haveria perigo de ocorrência de efeitos não carcinogênicos (menores que 1), somente, para a rota de exposição contato dérmico com água subterrânea para receptor adulto na Gleba D.

Na Figura 4.14, é apresentado o mapa da área de índice de perigo total não carcinogênico, gerado pelo SCBR, para todos os receptores em exposição nas áreas atingidas. O valor máximo de índice de perigo total não carcinogênico calculado é igual 40,68. Este valor é referente ao índice de perigo total não carcinogênico para receptores crianças na área residencial, sendo um valor muito acima do valor de referência 1, ou seja, não aceitável. Verifica-se, também, neste mapa, a extensão da área de índice de perigo total não carcinogênico não aceitável em parte da Gleba D e da área residencial vizinha.

Tabela 4.7 – Índice de perigo para efeitos não carcinogênicos para receptores adultos em exposição ao contaminante benzeno.

Localização	Rotas de Exposição		Total
	Ingestão de Água Subterrânea Contaminada	Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada	
Gleba D	15,34	0,32	15,66
Área Residencial	18,06	1,60	19,66

Tabela 4.8 – Índice de perigo para efeitos não carcinogênicos para receptores crianças em exposição ao contaminante benzeno.

Localização	Rotas de Exposição		Total
	Ingestão de Água Subterrânea Contaminada	Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada	
Gleba D	-	-	-
Área Residencial	37,02	3,66	40,68

Na Gleba D, a possibilidade dessas rotas serem completadas, durante a execução de serviços ou obras, pode ser anulada com uso de equipamentos de proteção individual (EPI), por parte dos trabalhadores (receptores adultos), ou até mesmo um isolamento da área. Portanto, diante da condição de que, dentro da área do terminal, é obrigatório o uso de EPI's, as rotas de exposição não seriam completadas na Gleba D, controlando o risco carcinogênico e o índice de perigo para efeitos não carcinogênicos calculados. O sistema de abastecimento de água na área do terminal é feito através da captação de um manancial a oeste do terminal (UFSC, 2005). A partir desta condição, em um cenário futuro hipotético, não se deve instalar poços de captação de água subterrânea na área da Gleba D, evitando assim que a rota de exposição ingestão de água subterrânea contaminada seja completada.

Já na área residencial, há a possibilidade de que essas rotas de exposição sejam completadas. Caso os moradores (receptores adultos e crianças) realizem algum serviço ou obra em suas residências, eles poderiam ficar expostos ao contaminante. Apesar da existência de um sistema de abastecimento público de água na região, oriundo da captação de mananciais, há a utilização de sistemas particulares em alguns locais (PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO SEBASTIÃO, 1997). Assim, em um cenário atual, os moradores também poderiam estar expostos ao benzeno, devido à utilização de poços de captação de água subterrânea na área

residencial, ou, em um cenário futuro hipotético, durante a instalação de novos poços. Diante desta condição, o risco carcinogênico e o índice de perigo para efeitos não carcinogênicos, calculados para a área residencial, não são aceitáveis, devendo ser adotada alguma intervenção para sua minimização.

Dessa forma, os resultados da avaliação do risco permitem verificar uma grande área de risco não aceitável, tanto carcinogênico (maior que 10^{-5}) quanto não carcinogênico (maior que 1), na área residencial vizinha à Gleba D do terminal, em decorrência do cenário de contaminação simulado (Figura 4.13 e Figura 4.14). Assim, um projeto de remediação seria necessário para esta área ou uma medida emergencial até que se tenha definida a tecnologia de remediação mais adequada ao cenário e seu respectivo projeto. A construção de uma barreira física de baixa permeabilidade hidráulica conteria a migração da pluma e impediria que a mesma saísse dos limites do terminal, reduzindo esta área de risco não aceitável na área residencial. Para a área de risco não aceitável dentro Gleba D, recomenda-se o uso de EPI's e a não instalação de poços de captação de água subterrânea, pois assim, as rotas de exposição não serão completadas e o risco controlado.

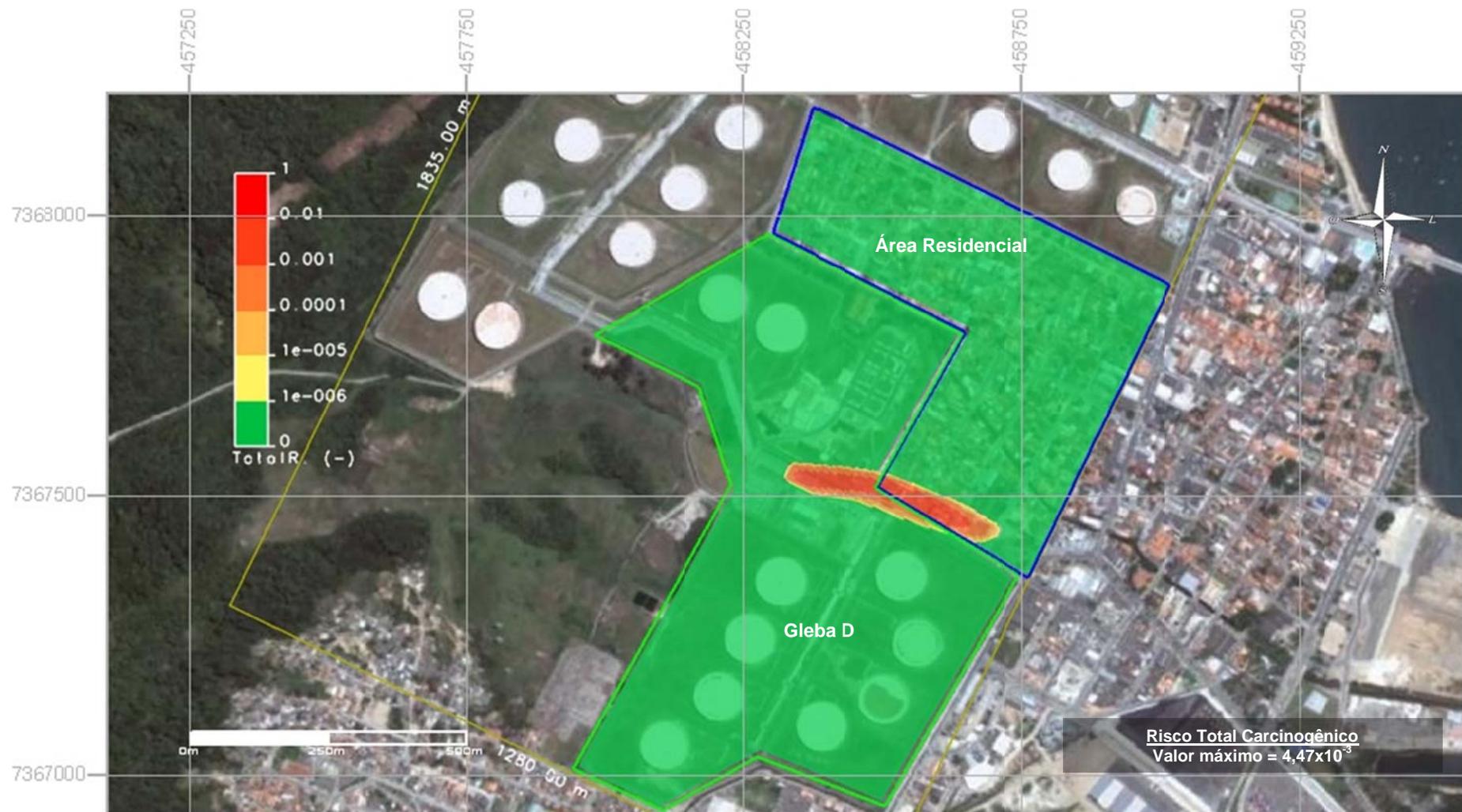


Figura 4.13 – Mapa da área de risco total carcinogênico. Área não aceitável para valores maiores que 1×10^{-5} .



Figura 4.14 - Mapa da área de índice de perigo total não carcinogênico. Área não aceitável para valores maiores que 1.

4.4 TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO

4.4.1 Simulação de Medidas Emergenciais

A partir da avaliação do risco à saúde humana, uma intervenção deve ser feita antes que a pluma atinja a área residencial vizinha, isto é, antes de, aproximadamente, 10 anos (Figura 4.10). Supondo que todo o processo burocrático para efetiva operação da medida emergencial leve em torno de 2 anos, ou seja, a barreira física de baixa permeabilidade hidráulica somente teria funcionalidade a partir do 24º mês após o vazamento, conforme mostrado na Figura 4.15. No instante de instalação da barreira, a pluma ainda estaria dentro dos limites do terminal, com extensão de, aproximadamente, 90m e, então, não teria meio de sair dos limites do terminal. Com isto, a entidade gerenciadora ganharia tempo para executar os diversos serviços até a implantação do projeto de remediação adequado àquele local. Na Figura 4.16, é mostrada a extensão da pluma, contida pela barreira, após 30 anos da instalação, confirmando que a mesma não migraria para fora dos limites do terminal e já estaria contida pela barreira física. A extensão da pluma, contida pela barreira, não passaria de 180m, mostrando que a mesma seria eficiente para este período.



Figura 4.15 - Pluma de contaminação de benzeno no instante de instalação da barreira física, 24^o mês após o vazamento. Extensão da pluma de, aproximadamente, 90m.



Figura 4.16 – Pluma de contaminação de benzeno contida pela barreira física 30 anos após o vazamento. Extensão da pluma de, aproximadamente, 180m.

4.4.2 Novo Cálculo do Risco

O novo cálculo do risco, após a simulação da instalação barreira física, permitiu verificar a eliminação dos riscos não aceitáveis na área residencial vizinha ao terminal. Isto seria possível através da contenção da migração da pluma pela barreira física, pois os moradores não estariam mais expostos a concentrações de benzeno (Figura 4.16). Já na Gleba D, os riscos permanecem em função de concentrações do contaminante na área devido ao confinamento da pluma. Mas estes riscos podem ser considerados aceitáveis se aplicados os controles institucionais de uso de EPI's e não instalação de poços de captação de água subterrânea, recomendados anteriormente, para que as rotas de exposição consideradas não sejam completadas.

4.4.3 Análise da Eficiência das Medidas Emergenciais na Redução do Risco

Com base nos resultados do risco calculados após a instalação da barreira física, pode-se verificar que a medida emergencial proposta seria um controle de engenharia eficiente na eliminação do risco à saúde humana na área residencial vizinha. A barreira física conterá a migração do contaminante na água subterrânea pela Gleba D, confinando o contaminante a uma área menor e não permitindo que o mesmo migre e se dissolva pela área residencial.

A barreira funcionaria como uma medida inicial para isolar, em uma pequena área da Gleba D, a contaminação. Os controles institucionais propostos, anteriormente, deverão ser continuados após a instalação da barreira física, para que as rotas de exposição consideradas na Gleba D não sejam completadas em função da área de confinamento do contaminante. Assim, mesmo após a instalação da barreira, o uso de EPI's e a não instalação de poços de captação de água subterrânea na Gleba D continuam sendo recomendados.

Vale ressaltar, que somente a instalação da barreira não é suficiente para eliminação do contaminante. Mas sua instalação junto com medidas de controle institucional permite obter a eliminação do risco causado à saúde humana em função de uma contaminação. Isto promove economia para a entidade gerenciadora, pois não seria necessária a implantação de uma tecnologia de remediação mais onerosa que atue na redução das concentrações do contaminante.

4.5 ETAPAS NECESSÁRIAS PARA CUSTOMIZAÇÃO DO SCBR

Após a realização deste trabalho, pôde-se identificar as etapas, e informações, necessárias e propor uma metodologia para a customização do SCBR a uma área qualquer, conforme mostrado na Figura 4.17.

Para o cumprimento dessas etapas, são necessárias informações geográficas e imagens aéreas da área de estudo para o georreferenciamento e identificação dos bens a proteger; deve se ter o solo característico e a estratigrafia local para uma adequada caracterização hidrogeológica e dos elementos do ambiente; a porosidade efetiva, a condutividade hidráulica e os níveis d'água devem ser levantados por poço de monitoramento; o arranjo dos poços de monitoramento deve ser ajustado de acordo com as condições de contorno do domínio de simulação; a densidade do solo e o percentual de carbono orgânico devem ser obtidos por ensaio e análise de amostras locais.

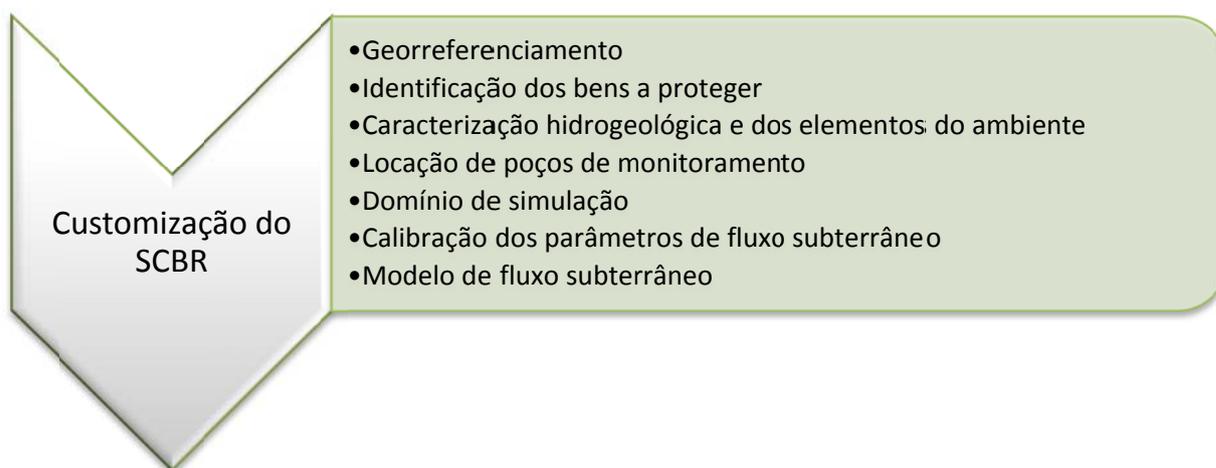


Figura 4.17 – Metodologia de customização do SCBR a uma área qualquer.

Como forma de otimizar, e complementar, o processo de levantamentos de dados em campo, ou na literatura, foi possível elaborar um roteiro de informações necessárias para cada uma das outras etapas da metodologia de aplicação do SCBR no gerenciamento de áreas contaminadas (Figura 3.1). Este roteiro é listado a seguir:

Elaboração de Cenários Críticos

- Informações sobre os produtos e compostos armazenados e transportados na área de estudo para identificação de pontos potencialmente contaminadores e caracterização de uma fonte de contaminação.

- Dispersividade longitudinal da pluma de contaminação e espessura da mistura do contaminante na zona saturada do solo, podendo ser utilizados dados da literatura ou valores padrões do SCBR.
- Definição do modelo de fonte para simulação da contaminação, em função da origem dos dados de concentração (medidas ou simuladas).
- Coeficiente de retardo e coeficiente de biodegradação do contaminante, podendo ser adotadas medidas conservadoras com dados da literatura, caso não se tenha análises locais.

Avaliação do Risco à Saúde Humana

- Parâmetros de toxicidade dos contaminantes, podendo ser usado o banco de dados do SCBR para tais dados.

Tecnologias de Remediação

- Para esta etapa, os dados necessários dependem da tecnologia a ser simulada, devendo ser consultado um manual ou referência específica.

5. CONCLUSÕES

A partir do objetivo de aplicar o SCBR a uma área potencialmente contaminada, no Terminal de Petróleo de São Sebastião, foi possível obter importantes conclusões após a realização deste trabalho. Todas as conclusões levaram em consideração as etapas do trabalho, incluindo a customização do modelo; elaboração de cenários críticos; avaliação do risco à saúde humana; simulação de tecnologias de remediação; e a identificação das etapas necessárias à customização.

No que diz respeito à customização, pode-se dizer que a qualidade dos dados de entrada da simulação, isto é, a utilização de dados específicos da região ao invés de dados conservadores da literatura é relevante para a precisão da resposta de simulação do SCBR. A existência de dados locais para as propriedades físico-químicas do solo como a fração do carbono orgânico no solo, a porosidade efetiva por poço de monitoramento e a densidade do solo, evitaria simplificações do modelo e permitiria uma melhor representação da heterogeneidade do aquífero.

A relação do arranjo dos poços de monitoramento com o domínio de simulação é fundamental para uma adequada calibração dos parâmetros de fluxo subterrâneo. As duas variações na geometria do domínio de simulação permitiram concluir que a geometria em que os poços estavam mais próximos dos limites (Domínio 2) gerou um melhor coeficiente de determinação (0,93).

Pôde-se concluir, também, que a maior dificuldade em ajustar a relação do arranjo dos poços de monitoramento com o domínio está associada ao método de geração de malha implementado no modelo. Este ajuste pode ser facilitado se, ao invés de gerar uma malha estruturada, o SCBR trabalhar com uma malha não estruturada.

O modelo de fluxo subterrâneo permitiu observar a importância de simular a heterogeneidade do aquífero, obtendo-se um campo de velocidades e direção de fluxo, com variação entre 1,60m/ano a 183,00m/ano, ao invés de uma velocidade média para toda área, e direção predominante de fluxo de oeste para leste.

Com o SCBR customizado à área do terminal, pôde-se avaliar e tirar conclusões a respeito do modelo de fluxo subterrâneo, como a região de maiores velocidades (nordeste) e a região de

menores velocidades (oeste); os perigos associados ao armazenamento de produtos de alta mobilidade em água subterrânea; e a proximidade com a área residencial vizinha, no caso de um vazamento. Além disso, com base na metodologia de gerenciamento da CETESB, todas as etapas do processo de identificação de áreas contaminadas mais a caracterização hidrogeológica já estavam compiladas no modelo. Isto proporcionaria menor tempo de resposta a um evento de contaminação, otimizando o gerenciamento ambiental da área.

A decisão pela customização, por parte da entidade gerenciadora, pode facilitar o diálogo com o órgão ambiental, à medida que demonstra tanto a sua responsabilidade ambiental na prevenção de impactos, como agiliza as medidas mitigadoras

Durante as etapas de customização, foram observadas vantagens de se ter um modelo ajustado a uma área, pois, a possibilidade de ganho de tempo e eficiência na minimização de impactos foi notável. Tal vantagem foi observada no caso do cenário crítico elaborado e simulado, o vazamento de gasolina em duto na Gleba D, pois estando o modelo preparado e calibrado para área de estudo, bastou inserir a fonte de contaminação para simular o cenário crítico elaborado.

Assim como no modelo de fluxo subterrâneo, no modelo de transporte de contaminante, também, foram necessárias algumas simplificações e adoções de medidas conservadoras, pelo fato de não terem sido levantados dados específicos de campo, como foi o caso do coeficiente de retardo e do coeficiente de biodegradação do composto, ambos calculados com base na literatura.

Dentre as vantagens observadas, está a rapidez de resposta do SCBR, a partir da elaboração de cenários críticos. Após a caracterização da fonte de contaminação, pôde-se avaliar o tempo necessário para que a pluma de contaminante (benzeno) atingisse um bem a proteger com concentrações aquosas acima do valor máximo permitido de $5\mu\text{g/l}$. Isto permitiu chegar à conclusão de qual intervenção adotar em função do tempo disponível (10 anos) após a contaminação.

A partir do cenário de contaminação simulado e da extensão e concentrações da pluma de contaminante, concluiu-se que seria necessária uma avaliação do risco à saúde humana. O cálculo do risco mostrou a necessidade de aplicação de uma tecnologia de remediação para redução do risco não aceitável na área residencial vizinha ao terminal. Além disso, um correto

mapeamento da área de risco à saúde humana possibilitou priorizar as áreas a serem remediadas, evitando desperdício de recursos.

Na simulação da tecnologia para redução do risco, uma barreira física de baixa permeabilidade, foi verificada sua eficiência para 30 anos. Neste período, a pluma de contaminantes estaria contida pela barreira, não atingindo a área residencial vizinha e reduzindo o risco não aceitável.

Como último objetivo, o presente trabalho permitiu levantar as etapas necessárias para a customização do SCBR a uma área contaminada, caracterizando uma metodologia. Além da compilação de dados de campo e informações da área necessários para otimizar as etapas do gerenciamento, normalmente, burocráticas e demoradas. Portanto, este estudo pode ser utilizado como referência para outros trabalhos de customização do SCBR, pois já tem uma metodologia caracterizada e um roteiro de tipo e qualidade de informações requeridas.

No que diz respeito às simulações, em geral, pode-se dizer que o SCBR respondeu bem aos objetivos propostos de modelagem computacional, permitindo simular o modelo de fluxo subterrâneo, simular um cenário crítico de contaminação, além da correspondente avaliação do risco à saúde humana e a medida emergencial proposta. Isto permite concluir que o SCBR pode auxiliar de maneira eficaz o gerenciamento de áreas contaminadas.

Como diferenciais apresentados pelo SCBR, pode-se destacar a capacidade de simular a heterogeneidade do meio físico de forma bidimensional para definição do fluxo subterrâneo e comportamento dos contaminantes; e a possibilidade de se gerar mapas de risco do local para o cenário de contaminação, permitindo definir áreas alvo de remediação e, conseqüente, redução de custos. Além disso, o módulo de simulação de tecnologias de remediação permite fazer uma previsão de que tecnologia seria mais eficiente para o projeto de remediação.

Por último, cabe ressaltar, que todo o trabalho foi realizado com base em dados levantados para um determinado período de tempo. Qualquer alteração nas propriedades do meio físico ou, caso sejam feitos novos levantamentos, a customização do SCBR deve ser atualizada, visando deixar o modelo preparado com as informações de campo mais recentes.

6. RECOMENDAÇÕES

- O presente trabalho teve como um dos objetivos identificar as etapas necessárias para customização do SCBR a uma área contaminada e propor uma metodologia de customização. Portanto, recomenda-se que a metodologia apresentada, e o próprio trabalho, sejam usados como referência para trabalhos futuros dentro das atividades de customização e aplicação do SCBR como ferramenta de apoio à tomada de decisão no gerenciamento ambiental de áreas contaminadas.
- A identificação de que a qualidade dos dados de entrada do modelo é primordial, para uma melhor correspondência da simulação com a realidade, permite recomendar a utilização do roteiro de dados e informações necessárias para a customização do SCBR, apresentado no item 4.5. Isto possibilitará otimizar o processo de levantamentos de dados de campo e as atividades de modelagem computacional.
- Recomenda-se, o uso da metodologia do trabalho não somente para o gerenciamento de empreendimentos existentes, mas também para subsidiar projetos de novos empreendimentos, ou seja, pode-se fazer uso da metodologia para um projeto conceitual de uma nova unidade de armazenamento ou refino de petróleo e derivados. Isto ajudaria, por exemplo, a definir o projeto da nova unidade a partir das características hidrogeológicas e do fluxo subterrâneo. Por exemplo, evitar-se-ia instalar em locais de alta velocidade de fluxo subterrâneo tanques de armazenamento de um composto de alta mobilidade em água subterrânea, ou ainda, próximos a locais onde pode-se trazer riscos à saúde humana devido a algum vazamento.
- Recomenda-se a realização de um trabalho deste tipo para validação de projetos de unidades de armazenamento ou refino de petróleo e derivados. Isto pode ser sugerido ou solicitado por meio de instruções normativas ou por meio de requisitos dos órgãos ambientais para emissão de licenças de renovação, para empreendimentos existentes, ou licenças de implantação, para novos empreendimentos. Assim, as novas, ou já existentes, unidades de armazenamento ou refino entrariam em funcionamento estando customizadas ao modelo SCBR e com um plano de gerenciamento ambiental otimizado.
- Após a aplicação do SCBR em um estudo de caso, podem ser recomendadas algumas melhorias funcionais no modelo, como a implementação de um método de geração de malha

não estruturada, a fim de facilitar o ajuste das condições de contorno ao domínio de simulação.

- Outras melhorias são relacionadas ao módulo de avaliação do risco à saúde humana, como os resultados dos mapas de risco, a fim de eliminar falhas gráficas apresentadas. Também; melhorias na saída numérica do cálculo do risco, pois o SCBR apresenta como risco total para o cenário, o risco total do receptor mais crítico e, por definição, o risco total para o cenário é igual à soma do risco para cada composto químico, dentro de cada caminho de exposição, e para todos os meios do cenário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSEN, P. F.; MATTHEWS, J. E. **A manual of instructional problems for the U.S.G.S. Modflow Model**. United States Environmental Protection Agency. Ada. 1993.

ASTM. **E 1739 – 95 - e1: Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites**. American Society for Testing Materials. West Conshohocken. 1996.

_____. **D 5490 - 93 (Reapproved): Standard Guide for Comparing Ground-Water Flow Model Simulations to Site-Specific Information**. American Society for Testing Materials. West Conshohocken. 2002a.

_____. **D 5981 - 96 (Reapproved): Standard guide for Calibrating a Ground-Water Flow Model Application**. American Society for Testing Materials. West Conshohocken. 2002b.

_____. **D 6025 – 96 (Reapproved): Standard Guide for Developing and Evaluating Ground-Water Modeling Codes**. American Society for Testing Materials. West Conshohocken. 2002c.

_____. **E 2081 – 00 - e1: Standard Guide for Risk-Based Corrective Action (RBCA)**. American Society for Testing Materials. West Conshohocken. 2004.

BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. **Ground Water: Transport and Remediation**. 2ª. ed. New Jersey: Prentice Hall PTR, 1997. 604 p.

BIEBER, A.; FRANZIUS, V.; FREIER, K. Framework for contaminated sites management in Germany. In: **SIXTH INTERNATIONAL FZK/TNO CONFERENCE PROCEEDINGS. Contaminated Soil'98 - Edimburgo**. 1ª. ed. Londres: Thomas Telford, v. II, 1998. Cap. Country Sessions, p. 1235-1236.

BRAIN TECNOLOGIA. **Relatório de Diagnóstico Ambiental – Terminal Aquaviário de São Sebastião. Técnicas GPR 2D/Tomografia Elétrica/Sondagens/Hidrogeologia/Análises Geoquímicas e Hidroquímicas**. Volumes 1 a 4. São Sebastião. 2004.

CETESB. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo/Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. São Paulo. 2001.

_____. **Decisão de Diretoria nº. 195-2005-E**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo. 2005.

_____. **Ações Corretivas Baseadas em Risco (ACBR) aplicadas a áreas contaminadas com hidrocarbonetos derivados de petróleo e outros combustíveis líquidos - Procedimentos**. Anexo VII da Decisão de Diretoria Nº. 010/2006/C. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo. 2006.

CHAPELLE, F. H. **Groundwater microbiology & geochemistry**. New York: J. Wiley & Sons, Inc., 1993. 424 p.

CHIANG, C. Y.; SALANITRO, J. P.; CHAI, E. Y.; COLTHART, J. D.; KLEIN, C. L. Aerobic biodegradation of benzene, toluene, and xylene in a sandy aquifer – data analysis and computer modeling. **Ground Water**, v. 27, n. 6, p. 823-834, novembro - dezembro 1989.

CONAMA. **Resolução nº. 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Governo do Brasil. 2009.

CORSEUIL, H X; SCHNEIDER, M R; ROSÁRIO, M; MALISKA JR., C. Solução Corretiva Baseada no Risco (SCBR): Modelo matemático de tomada de decisão para o gerenciamento ambiental de águas subterrâneas contaminadas. **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, Curitiba, 2006.

CORSEUIL, H. X.; FERNANDES, M. Results of a natural attenuation experiment for an ethanol-blended gasoline spill. **Natural Attenuation and Gasoline Oxygenates**, Anaheim, California, p. 24-31, 2000.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and Chemical Hydrogeology**. 2nd. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1998. 506 p.

FARR, J. et al. **Recommendations Report Regarding California's Underground Storage Tank Program**. Submitted to the California State Water Resources Control Board. 1996.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. 3ª. ed. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 1994. 691 p.

FILHO, C. A.; COTA, S. D. Análise de sensibilidade para o parâmetro condutância na condição de contorno de tipo 3 do modelo Modflow. **Águas Subterrâneas**, v. 17, p. 23-30, Maio 2003.

FITTS, C. R. **Groundwater Science**. San Diego: Academic Press, 2002. 450 p.

FRANZ, T.; GUIGUER, N. **Flowpath: two-dimensional horizontal aquifer simulation model**. Waterloo Hydrogeologic Software. Waterloo. 1990.

FRTR. Federal Remediation Technologies Roundtable. **Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0**, 2002. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html>. Acesso em: março 2009.

GEORADAR. **Terminal de São Sebastião -Transpetro -Relatório de Diagnóstico Geoambiental**. São Sebastião. 2007.

LNCC. **Relatório Final de Avaliação do SCBR 2.0.52**. Laboratório Nacional de Computação Científica. Petrópolis. 2008.

LYMAN, W. J.; RHEEL, W. F.; ROSENBLATT, D. H. **Handbook of Chemical Property Estimation Methods: Environmental Behavior of Organic Compounds**. Washington, DC: American Chemical Society, 1990. 960 p.

MANDLE, R. J. **Groundwater Modeling Guidance**. Ground Water Modeling Program. Michigan, p. 55. 2002.

MIDDLEMIS, H. **Murray-Darling Basin Commission - Groundwater Flow Modelling Guideline**. Aquaterra Consulting Pty Ltd. South Perth, p. 133. 2000.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria Federal 518 - Norma de Qualidade da Água para Consumo Humano**. Governo do Brasil. Brasília. 2004.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 4th. ed. : Wiley, 2007.

NEWELL, C. J. et al. **BIOSCREEN - Natural Attenuation Decision Support System**. United States Environmental Protection Agency. Cincinnati. 1996.

PETROBRAS – PETRÓLEO BRASILEIRO S.A.; UFSC – UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA; ESSS – ENGINEERING SIMULATION AND SCIENTIFIC SOFTWARE. **SCBR - Guia do Usuário**. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 106. 2008. (Trabalho não publicado).

POLLARD, S. J. T.; HERBERT, S. M. Contaminated land regulation in the UK: the role of the Environment Agency and Scottish Environment Protection Agency. In: SIXTH INTERNATIONAL FZK/TNO CONFERENCE PROCEEDINGS. **Contaminated Soil'98 - Edimburgo**. 1ª. ed. Londres: Thomas Telford, v. I, 1998. p. 33-42.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO SEBASTIÃO. **Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado do Município de São Sebastião (SP)**. Período 1998-2004. São Sebastião. 1997.

SCHNOOR, J. L. **Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air and soil**. 1ª. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1996. 682 p.

SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P. M.; IMBODEN, D. M. **Environmental Organic Chemistry**. second. ed. New York: Wiley-Interscience, 2003. 1313 p.

SPENCE, L. R.; WALDEN, T. **RISC - Risk-Integrated Software for Clean-Ups**. BP Oil International. USA, p. 439. 2001.

TRANSPETRO , 2009. Disponível em: <www.transpetro.com.br>. Acesso em: outubro 2009.

UFSC. **Relatório Técnico de Identificação de Áreas Contaminadas - Terminal Aquaviário de São Sebastião**. Laboratório de Remediação de Águas Subterrâneas. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2005. (Trabalho não publicado).

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund - Vol. 1: Human Health Evaluation Manual (Part A)**. EPA/540/1-89/002. United States Environmental Protection Agency. Washington D.C. 1989.

_____. **A Guide to Pump and Treat Groundwater Remediation Technology**. EPA/540/2-90/018. United States Environmental Protection Agency. Cincinnati. 1990.

_____. **Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term**. United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C., p. 8. 1992.

_____. **Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites.** United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C. 1999.

_____. **Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Harzadous Waste Sites.** United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C., p. 32. 2002.

_____. **How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites: A Guide for Corrective Action Plan Reviewers.** EPA/510/R-04/002. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC. 2004.

WEBER JR, W. J.; MCGINLEY, P. M.; LYNN, E. K. 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.; RIFAI, H. S.; NEWEL, C. J.; WILSON, J. T. **Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface.** New York: John Wiley & Sons, Inc., 1999. 617 p.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Cálculo do coeficiente de retardo do benzeno na área de estudo.

APÊNDICE A - Cálculo do coeficiente de retardo do benzeno na área de estudo

Coeficiente de distribuição octanol-água (Kow)

$$\log K_{ow} := 2.17 \quad (\text{SCHWARTZENBACH, GSCHWEND e IMBODEN, 2003})$$

$$K_{ow} := 10^{\log K_{ow}} \quad K_{ow} = 147.91$$

Coeficiente de distribuição carbono orgânico (Koc)

$$\log K_{oc} := 1.01 \times \log K_{ow} - 0.72 \quad (\text{LYMAN, RHEEL e ROSENBLATT, 1990})$$

$$K_{oc} := 10^{\log K_{oc}} \frac{1}{\text{kg}} \quad K_{oc} = 29.63 \frac{1}{\text{kg}}$$

Fração de carbono orgânico no solo (foc)

$$f_{oc} := 0.3\% \quad (\text{BRAIN, 2004})$$

Coeficiente de distribuição solo-água (Kd)

$$K_d := f_{oc} \times K_{oc} \quad (\text{SCHWARTZENBACH, GSCHWEND e IMBODEN, 2003})$$

$$K_d = 0.089 \frac{1}{\text{kg}}$$

Densidade do solo (ρ_d)

$$\rho_d := 2600 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (\text{BRAIN, 2004})$$

Porosidade efetiva (η_e)

$$\eta_e := 21\% \quad (\text{BRAIN, 2004})$$

Coeficiente de retardo (R)

$$R := 1 + \frac{\rho_d \times K_d}{\eta_e} \quad (\text{SCHWARTZENBACH, GSCHWEND e IMBODEN, 2003})$$

$$R = 2.10$$

ANEXOS

ANEXO A – Equações e parâmetros de exposição para o cálculo de ingresso de contaminantes pela metodologia de avaliação de risco da CETESB.

ANEXO B - Perfil dos poços de monitoramento

ANEXO C - Relatório das simulações do SCBR antes da medida emergencial.

ANEXO D - Relatório das simulações do SCBR após a medida emergencial.

ANEXO A – Equações e parâmetros de exposição para o cálculo de ingresso de contaminantes pela metodologia de avaliação de risco da CETESB.

$I = C_w \times \frac{IR \times EF \times ED}{BW} \times \frac{1}{AT}$		
I	mg/kg-dia	Ingresso por Ingestão de Água Contaminada
C _w	mg/L	Concentração do Composto Químico na Água
IR	L/dia	Taxa de Ingestão de Água
EF	dias/ano	Frequência de Exposição
ED	Ano	Duração da Exposição
BW	Kg	Peso Corpóreo
AT	Dias	Período de Exposição

Equação 1 - Cálculo do ingresso de contaminante a partir da ingestão de água contaminada (CETESB, 2001).

Tabela 1 - Parâmetros de exposição sugeridos para ingestão de água contaminada (CETESB, 2001).

PARÂMETRO	FONTE	INDUSTRIAL		RESIDENCIAL		AGRICOLA	
		ADULTO	CRIANÇA	ADULTO	CRIANÇA	ADULTO	CRIANÇA
IR	CETESB, 2001	1	0,5	1	1	2	1
EF	CETESB, 2001	288	5	365	365	365	365
ED	CETESB, 2001	25	6	24	6	58	6
BW	CETESB, 2001	60	15	60	15	60	15
AT _n	EPA, 1997	12775	12775	12775	12775	12775	12775
AT _c	EPA, 1997	25550	25550	25550	25550	25550	25550

$I = C_w \times \frac{CR \times ET \times EF \times ED}{BW} \times \frac{1}{AT}$		
I	mg/kg-dia	Ingresso por Ingestão de Água Contaminada
C _w	mg/L	Concentração do Composto Químico na Água
CR	L/hora	Taxa de Contato
ET	horas/dia	Tempo de Exposição
EF	dias/ano	Frequência de Exposição
ED	Ano	Duração da Exposição
BW	Kg	Peso Corpóreo
AT	Dias	Período de Exposição

Equação 2 - Cálculo do ingresso de contaminante a partir da ingestão de água contaminada durante natação/recreação (CETESB, 2001).

$$I = C_s \times \frac{IR \times FI \times EF \times ED \times CF}{BW} \times \frac{1}{AT}$$

I	mg/kg-dia	Ingresso pela Ingestão de solo Contaminado
Cs	mg/kg	Concentração do Contaminante no Solo
IR	mg/dia	Taxa de Ingestão de Solo
FI	-	Fração Ingerida da Fonte
EF	dias/ano	Frequência de Exposição
ED	Ano	Duração da Exposição
CF	10 ⁻⁶ kg/mg	Fator de Conversão
BW	Kg	Peso Corpóreo
AT	Dias	Período de Exposição

Equação 4 - Cálculo do ingresso de contaminante a partir da ingestão de solo contaminado (CETESB, 2001).

Tabela 4 - Parâmetros de exposição sugeridos para ingestão de solo contaminado (CETESB, 2001).

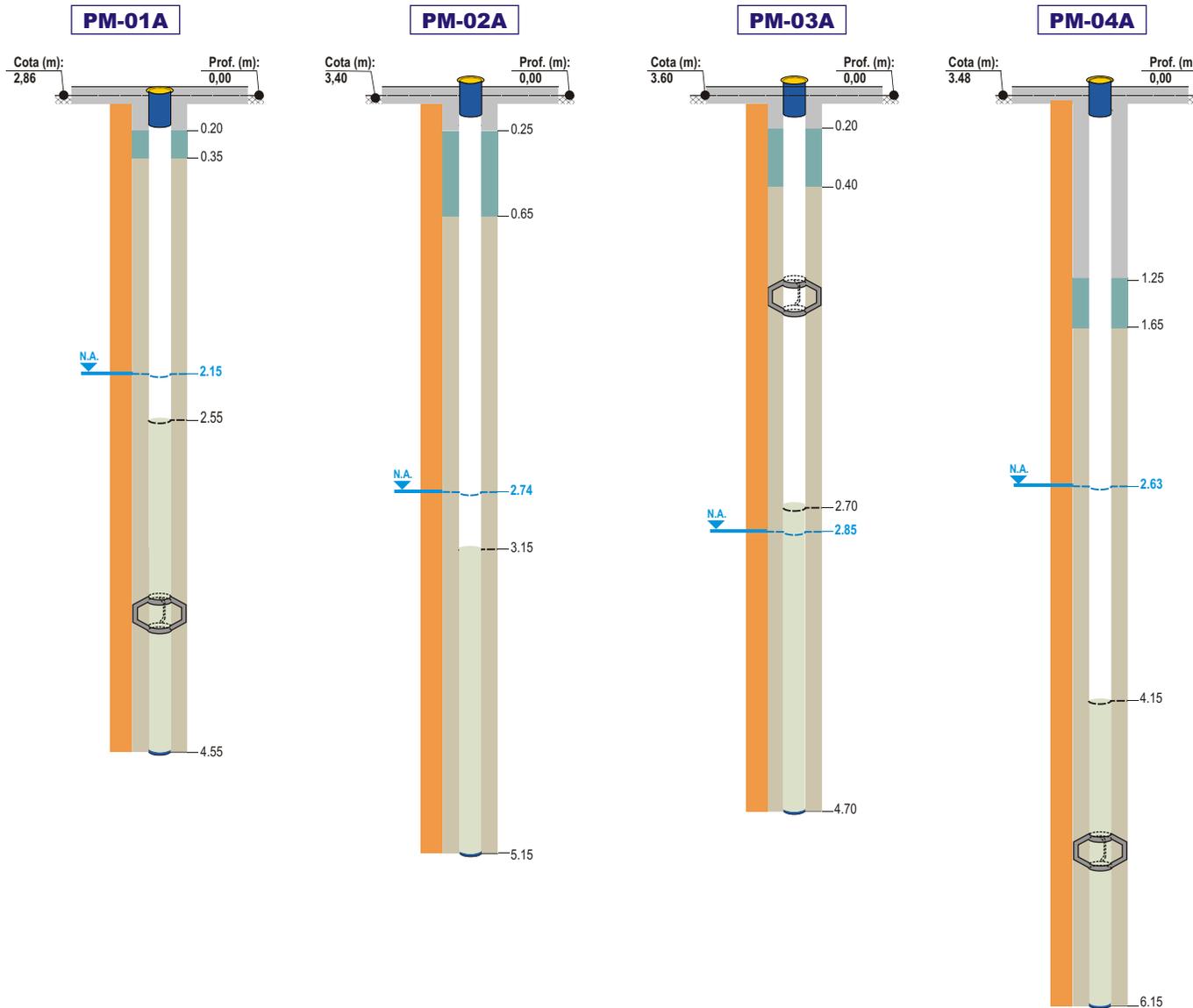
PARÂMETRO	FONTE	INDUSTRIAL		RESIDENCIAL		AGRICOLA	
		ADULTO	CRIANÇA	ADULTO	CRIANÇA	ADULTO	CRIANÇA
IR	CETESB, 2001	50	100	100	200	150	300
FI	-	Específico para o cenário de exposição avaliado					
EF	CETESB, 2001	288	5	365	365	365	365
ED	CETESB, 2001	25	6	24	6	58	6
BW	CETESB, 2001	60	15	60	15	60	15
ATn	EPA, 1997	12775	12775	12775	12775	12775	12775
ATc	EPA, 1997	25550	25550	25550	25550	25550	25550

$$I = C_s \times \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED \times CF}{BW} \times \frac{1}{AT}$$

I	mg/kg-dia	Dose de Ingresso Ingestão de Água Contaminada
Cs	mg/L	Concentração do Composto Químico no Solo
SA	cm ²	Superfície da pele Disponível para Contato
AF	mg/cm ³	Fator de Aderência do Solo na Pele
ABS	-	Fator de Absorção
EF	dias/ano	Frequência de Exposição
ED	Ano	Duração da Exposição
CF	10 ⁻⁶ mg/kg	Fator de Conversão
BW	Kg	Peso Corpóreo
AT	Dias	Período de Exposição

Equação 5 - Cálculo do ingresso de contaminante a partir do contato dérmico com solo contaminado (CETESB, 2001).

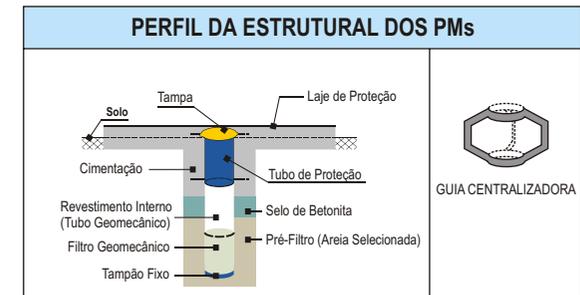
ANEXO B - Perfil dos poços de monitoramento

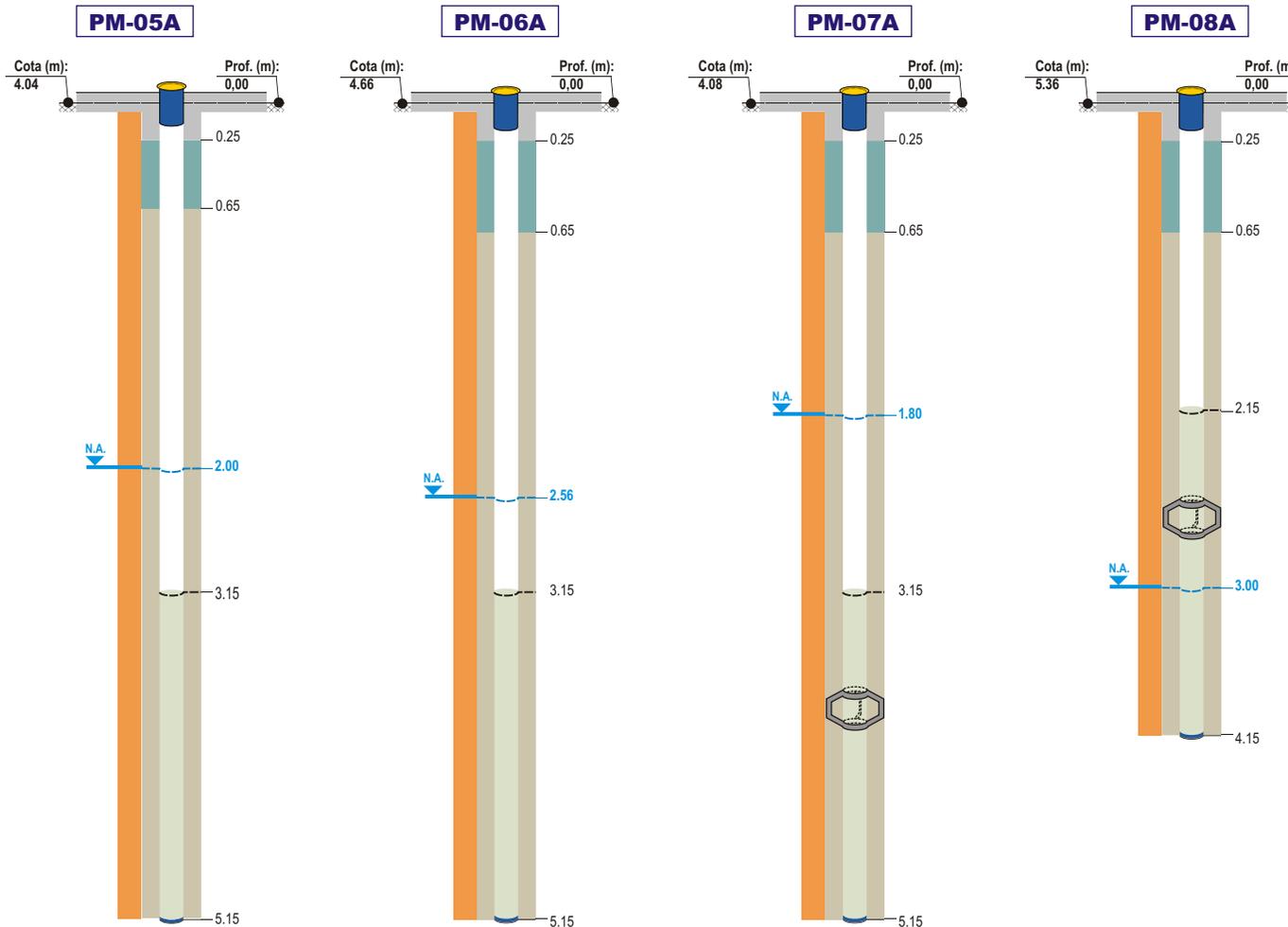


São Sebastião
Janeiro de 2004

LEGENDA

- Cobertura detrítica
- N.A. Nível de água

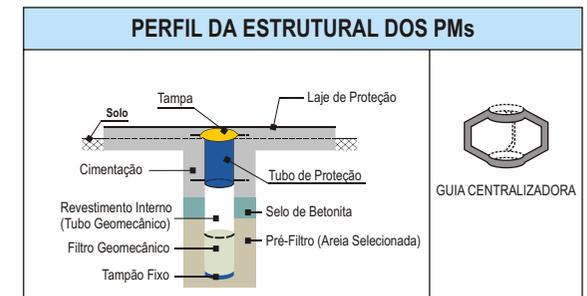


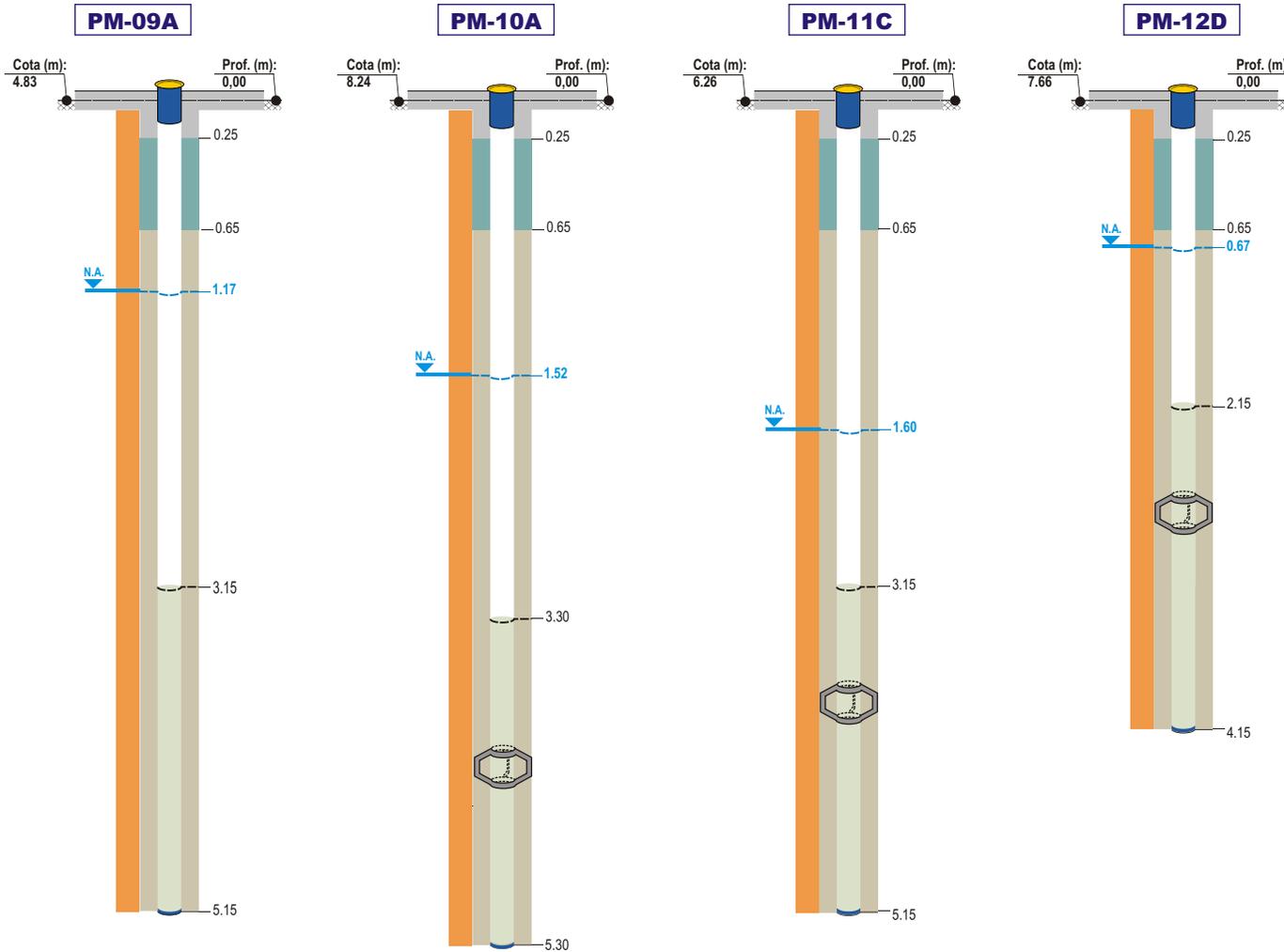


São Sebastião
Janeiro de 2004

LEGENDA

- Cobertura detritica
- N.A. ∇ Nível de água

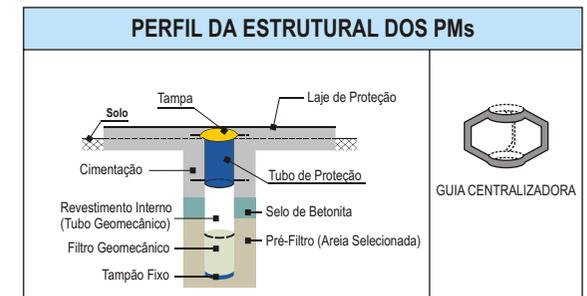


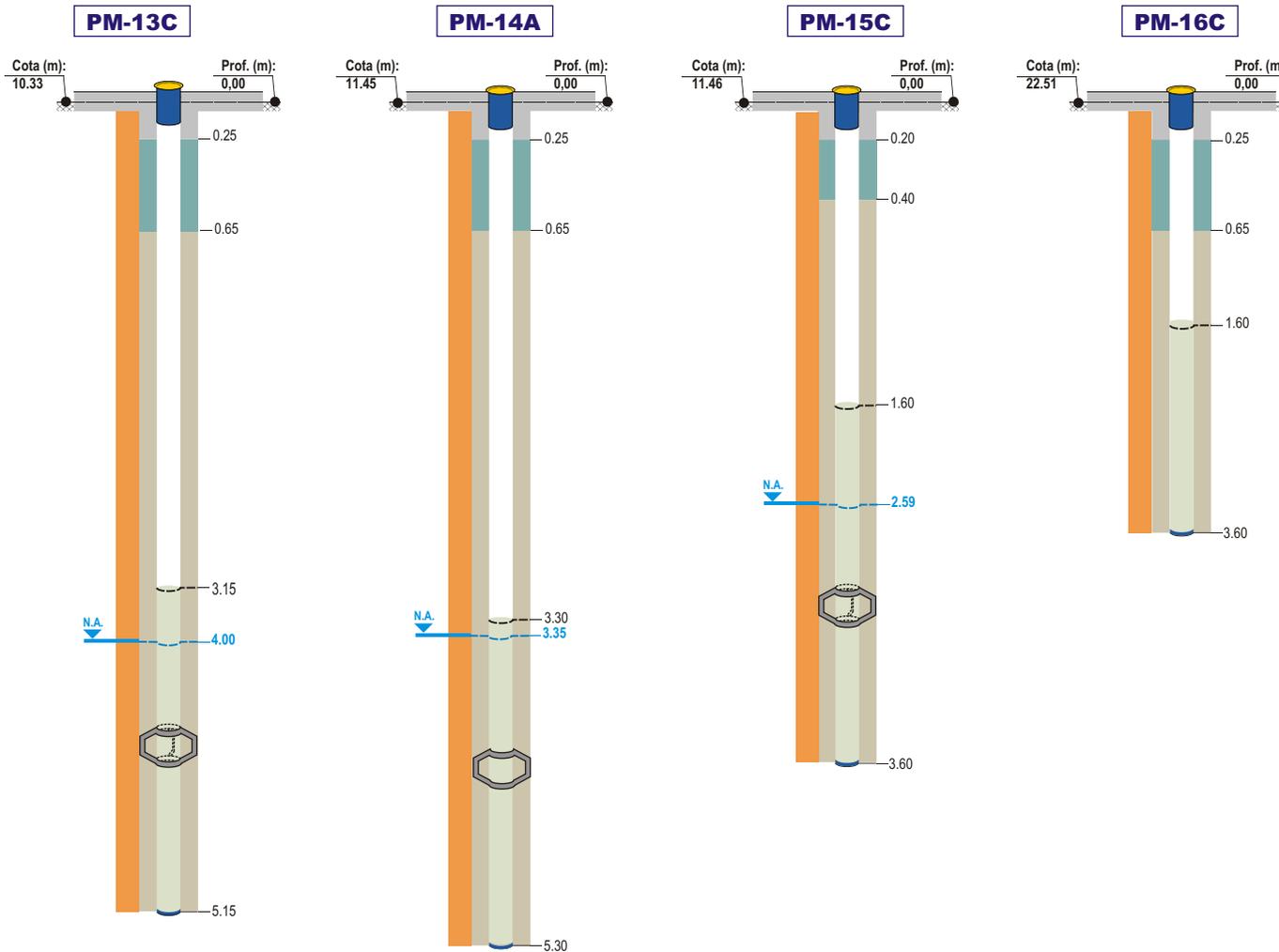


São Sebastião
Janeiro de 2004

LEGENDA

- Cobertura detritica
- N.A. Nível de água



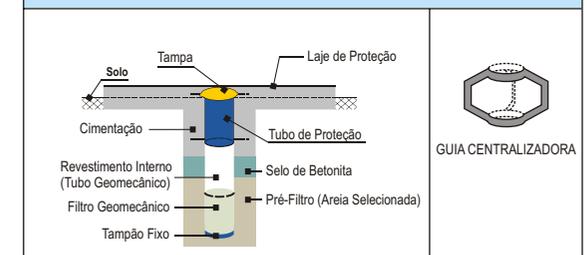


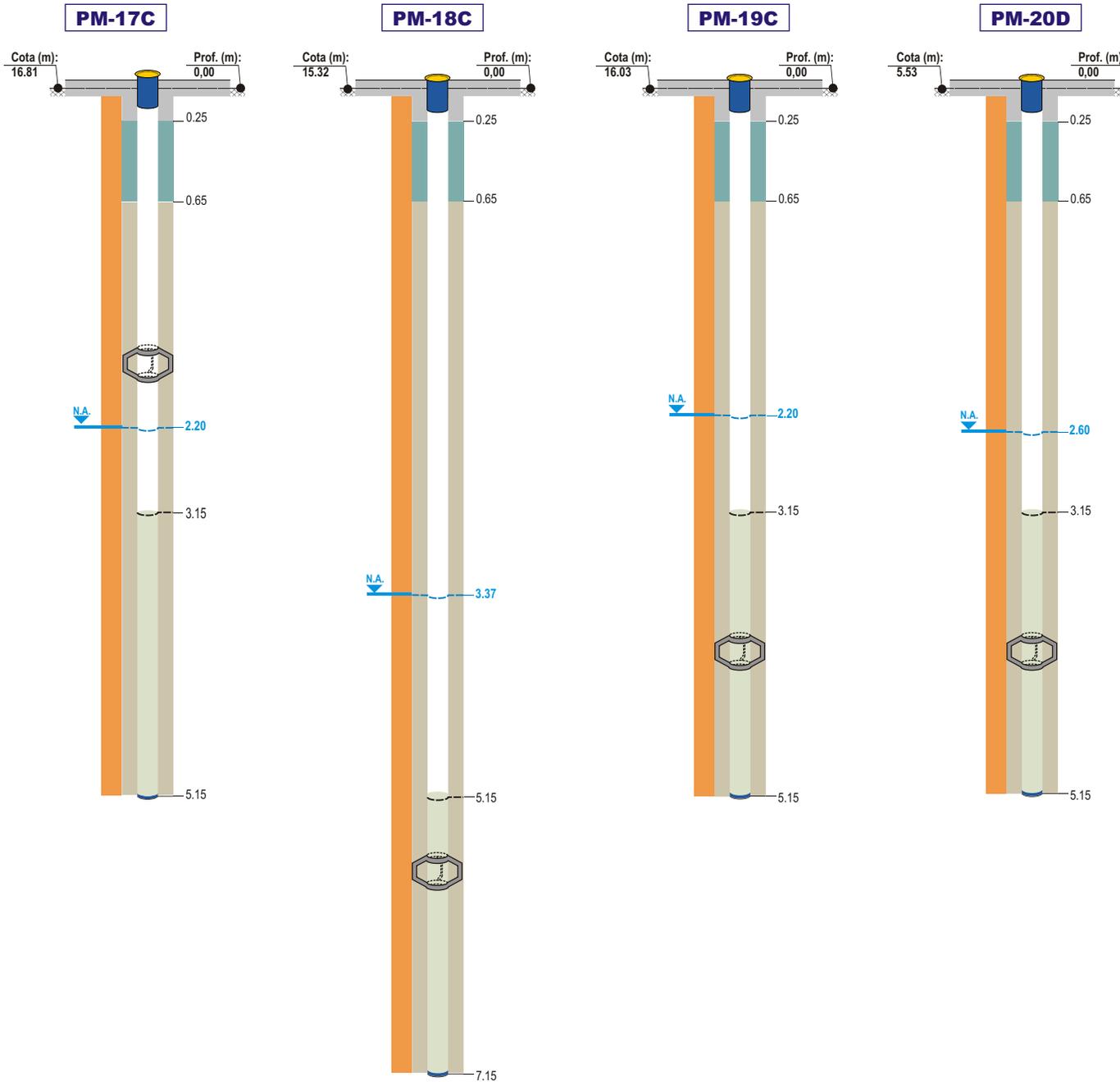
São Sebastião
 Janeiro de 2004

LEGENDA

- Cobertura detritica
- N.A. Nível de água

PERFIL DA ESTRUTURAL DOS PMs

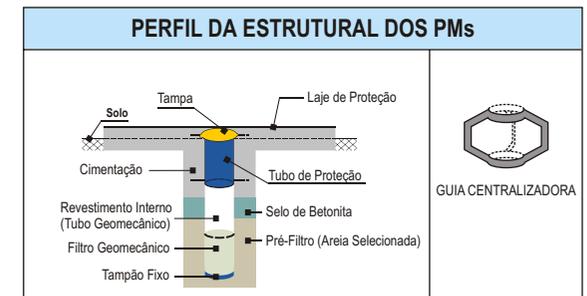


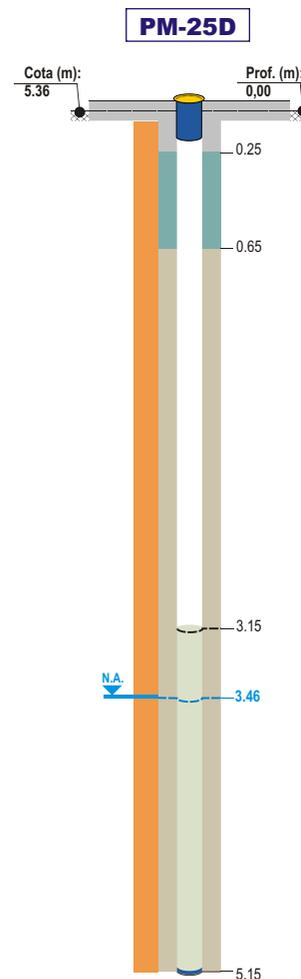
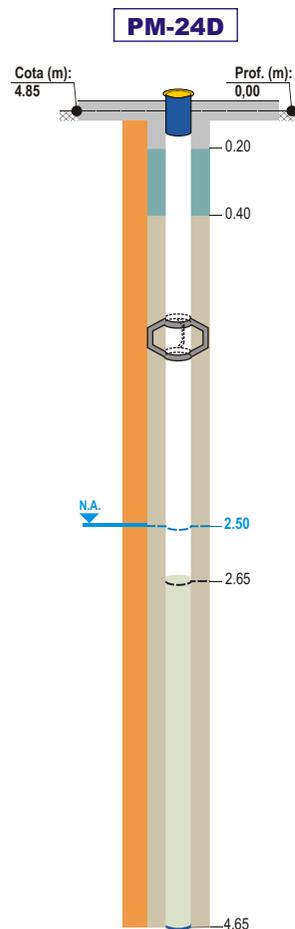
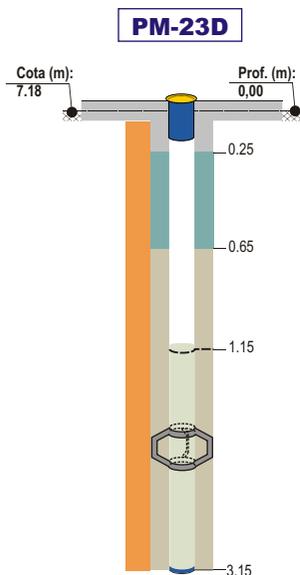
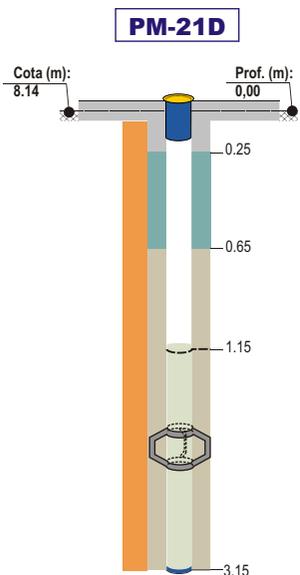


São Sebastião
Janeiro de 2004

LEGENDA

- Cobertura detritica
- N.A. Nível de água





São Sebastião
Janeiro de 2004

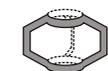
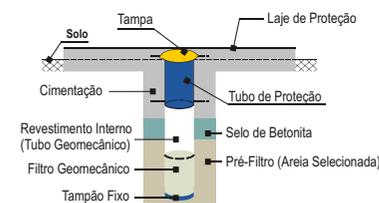
LEGENDA

Cobertura detritica

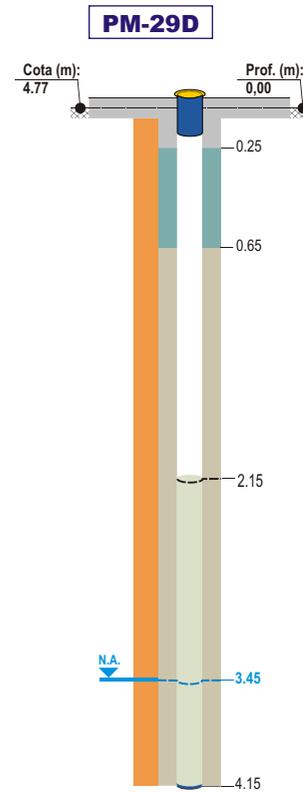
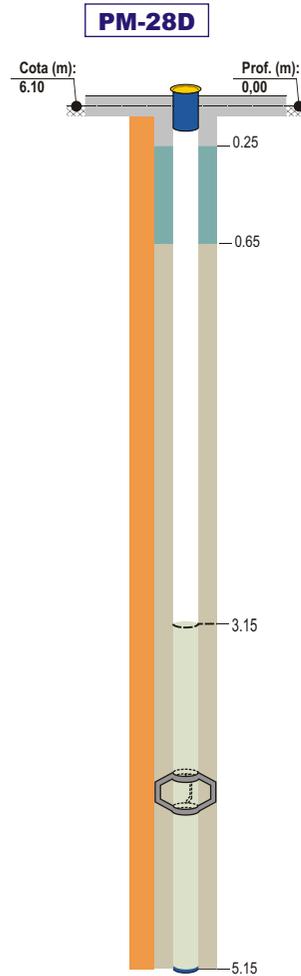
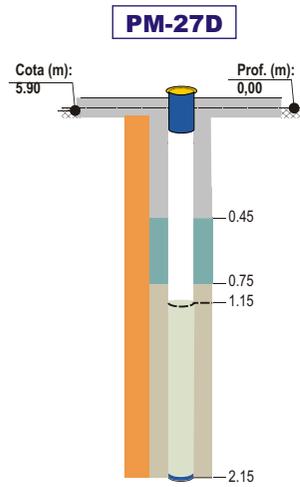
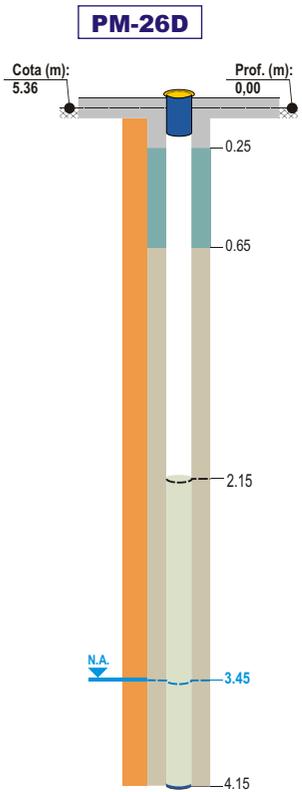
N.A. Nível de água



PERFIL DA ESTRUTURAL DOS PMs



GUIA CENTRALIZADORA



São Sebastião
Janeiro de 2004

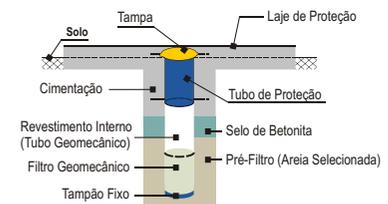
LEGENDA

Cobertura detritica

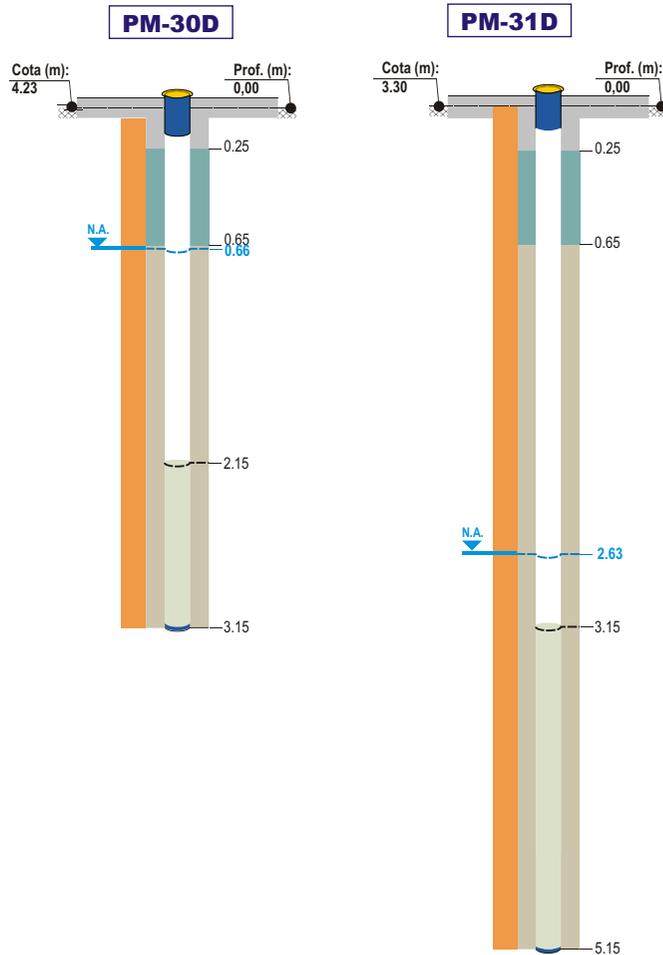
N.A. Nível de água



PERFIL DA ESTRUTURAL DOS PMs



GUIA CENTRALIZADORA



São Sebastião
Janeiro de 2004

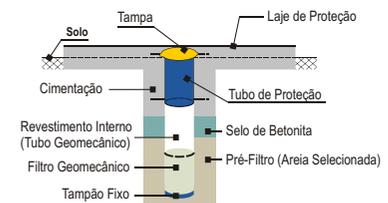
LEGENDA

Cobertura detritica

N.A. Nível de água



PERFIL DA ESTRUTURAL DOS PMs



GUIA CENTRALIZADORA

ANEXO C - Relatório das simulações do SCBR antes da medida emergencial.

Aplicação do Modelo SCBR no Gerenciamento de Áreas Contaminadas - Estudo de Caso: Terminal de Petróleo de São Sebastião (Relatório 1/2)

1. Introdução

O objetivo deste trabalho foi aplicar o modelo SCBR a uma área potencialmente contaminada, na fase de customização (antes do evento da contaminação) e na suposição de ocorrência de impactos ambientais, apresentando possíveis cenários de risco (após a contaminação) e suas correspondentes medidas emergenciais. Para isto, foi realizado um estudo de caso no Terminal de Petróleo de São Sebastião (SP).

2. Estudo

Simulação do cenário de contaminação de um duto na Gleba D do terminal e cálculo do risco causado à saúde humana por este vazamento.

2.1. Identificação

Título: Aplicação do Modelo SCBR no Gerenciamento de Áreas Contaminadas - Estudo de Caso: Terminal de Petróleo de São Sebastião
Responsável: Bruno Leonardo Colonese
Data: 28/08/2009
Local: Florianópolis
Observações: Dissertação de Mestrado
Requerente: UFSC - PPGEA - REMAS

2.2. Georreferenciamento

Imagem: São Sebastião_Background_SCBR_GoogleEarth_800m.jpg
Origem X: 456634.379736 m
Origem Y: 7366711.34973 m
Largura Total: 3782.54566811 m
Altura Total: 2084.87352555 m

2.3. Domínio de Simulação

Origem (x,y): (457323.130323 m , 7367298.84861 m)
Largura: 1280.0 m
Altura: 1835.0 m
Rotação: 334°

2.4. Propriedades do Aquífero

Porosidade Efetiva: 0.21 -
Condutividade Hidráulica: 0.00272 cm/s
Recarga: 0.0 mm/ano
Cota Base do Aquífero: 0.0 m

2.4.1. Dispersividade

Dispersividade Longitudinal: 0.1 m

2.4.2. Sorção

Densidade do Solo: 2600.0 kg/m³
Carbono Orgânico: 0.3 %

2.5. Tempo

Data do Derramamento: 7/2009
Data de Simulação: 1/2009
Tempo de Simulação: 30.0 anos
Intervalo de Saída: 1.0 meses

3. Ambiente

3.1. Pontos de Análise



Figura 1: Pontos de Análise

Nome	x(m)	y(m)	Pot. Hid.(m)	Poros. Ef.	Cond. Hid.(cm/s)	Dens. Solo (kg/m3)	Carb. Org.(%)
PM-01A	459196.37	7368396.61	0.72	-	0.00406	-	-
PM-02A	459149.7	7368205.6	0.66	-	0.00304	-	-
PM-03A	459071.09	7367996.99	0.75	-	0.00349	-	-
PM-04A	459031.66	7367930.23	0.85	-	0.000443	-	-
PM-05A	458899.88	7368554.66	2.04	-	0.0102	-	-
PM-06A	458806.33	7368271.34	2.1	-	0.00382	-	-
PM-07A	458611.66	7368126.71	2.28	-	0.00671	-	-
PM-08A	458763.92	7368636.9	2.37	-	0.00702	-	-
PM-09A	458397.24	7368255.49	3.66	-	0.000408	-	-
PM-10A	458425.69	7368530.88	6.72	-	0.00176	-	-
PM-11C	458306.47	7367992.27	4.66	-	0.000583	-	-
PM-12D	458133.83	7367863.35	7.0	-	0.00455	-	-
PM-13C	458146.11	7368218.72	6.34	-	0.000177	-	-
PM-14C	457954.58	7368009.79	8.11	-	0.00129	-	-
PM-15C	457902.57	7367857.96	8.87	-	9.6e-005	-	-
PM-16C	457790.41	7367693.98	-	-	-	-	-
PM-17C	457722.46	7367746.09	14.61	-	0.000349	-	-
PM-18C	457758.78	7368062.79	11.96	-	3.52e-005	-	-
PM-19C	457905.73	7368270.49	13.83	-	-	-	-
PM-20D	458460.72	7367891.49	2.94	-	0.002	-	-
PM-21D	458406.5	7367776.76	-	-	-	-	-
PM-22D	458317.79	7367626.65	-	-	-	-	-
PM-23D	457990.55	7367008.01	-	-	-	-	-
PM-24D	458597.8	7367770.49	2.36	-	0.00289	-	-
PM-25D	458512.42	7367565.03	1.91	-	0.00357	-	-
PM-26D	458549.81	7367483.39	1.91	-	0.00263	-	-
PM-27D	458391.21	7367195.97	-	-	-	-	-
PM-28D	458297.14	7367019.88	-	-	-	-	-
PM-29D	458765.44	7367350.4	1.32	-	-	-	-
PM-30D	458631.52	7367122.47	3.57	-	-	-	-
PM-31D	458540.24	7366952.91	0.67	-	0.000827	-	-

Tabela 1: Pontos de Análise

3.2. Fontes de Contaminação

Nome	Geometria(m,m)	Vol. Derram.(L)	Prof. da Mistura(m)	Modelo Usado	Derramamento
Duto_GlebaD	(458344.183871, 7367549.32342) (458384.227463, 7367529.30162) (458373.015257, 7367510.0807) (458333.772537, 7367530.1025)	5000.0	2.0	Raoult Law	Gasolina pura

Tabela 2: Fontes de Contaminação

3.3. Dados Químicos dos Produtos Derramados na Simulação

3.3.1. Dados Químicos da Fonte de Contaminação Duto_GlebaD

Produto	Massa Esp.(g/cm3)	Peso Mol.(g/mol)	Componente	Fração(%)
Gasolina pura	0.75	100.0	Benzeno	0.527

Tabela 3: Produto Derramado na Simulação

Componente	Tipo	Massa Esp.(g/cm3)	Peso Mol.(g/mol)	Sol. em H2O(mg/L)	Octn./H2O[log(Kow)]	Part.Solo/Carb.[Koc](L/Kg)	Coef. Dist.[Kd](L/Kg)
Benzeno	Orgânico	0.8787	78.11	1790.0	2.13	165.5	-

Tabela 4: Componente Derramado na Simulação

4. Risco

4.1. Configuração do Risco

Metodologia: CETESB

Compostos químicos medidos e/ou simulados em cada meio contaminado:

	Água Subterrânea
Composto Químico Medido	-
Composto Químico Simulado	Benzeno

Tabela 5: Compostos químicos e meios contaminados

4.2. Entidade(s) Receptora(s)

4.2.1. Entidade Receptora: Área Residencial

Uso de Solo: Residencial

Receptores: Adulto, Criança

Rotas de ingresso em cada meio contaminado:

Meio Contaminado	Rota de Ingresso
Água Subterrânea	Ingestão de Água Subterrânea Contaminada Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada

Tabela 6: Rotas de ingresso em cada meio contaminado

Medições em cada meio contaminado:

Meio Contaminado	Compostos Químicos Medidos
Água Subterrânea	-

Tabela 7: Medições e meios contaminados

4.2.2. Entidade Receptora: Gleba D

Uso de Solo: Industrial

Receptores: Adulto

Rotas de ingresso em cada meio contaminado:

Meio Contaminado	Rota de Ingresso
Água Subterrânea	Ingestão de Água Subterrânea Contaminada Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada

Tabela 8: Rotas de ingresso em cada meio contaminado

Medições em cada meio contaminado:

Meio Contaminado	Compostos Químicos Medidos
Água Subterrânea	-

Tabela 9: Medições e meios contaminados

5. Resultados

5.1. Mapa Potenciométrico

Valores calibrados a partir de ajustes de condutividade hidráulica e porosidade efetiva. Melhor ajuste obteve $R^2 = 0,93$.



Figura 2: Escala de Cores do Mapa Potenciométrico

5.1.1. Mapa Potenciométrico de Jul/2009 até Jul/2039

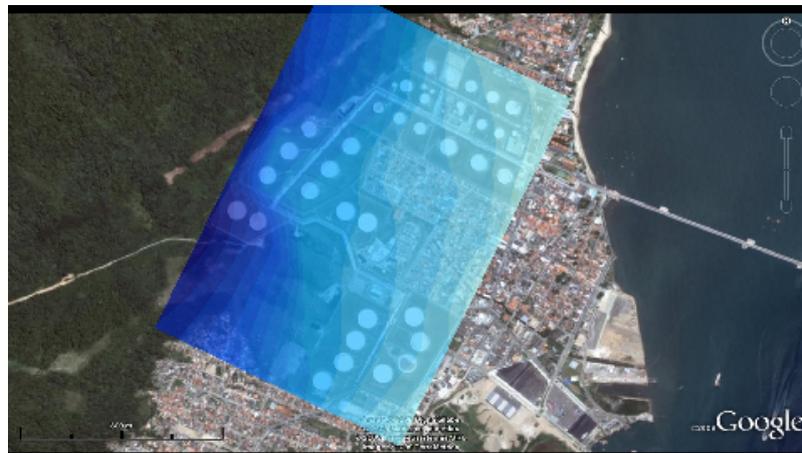


Figura 3: Mapa Potenciométrico

5.2. Mapas do Risco

O valor máximo de risco total carcinogênico calculado foi de $4,47E-3$. O valor máximo de índice de perigo total não carcinogênico calculado foi de 40,68.

5.2.1. Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 4: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 5: Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.2. Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 6: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 7: Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.3. Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

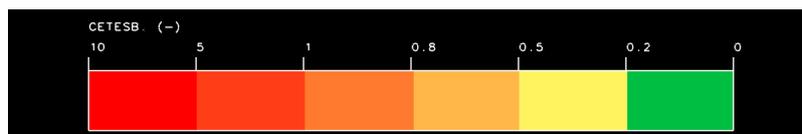


Figura 8: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 9: Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.4. Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

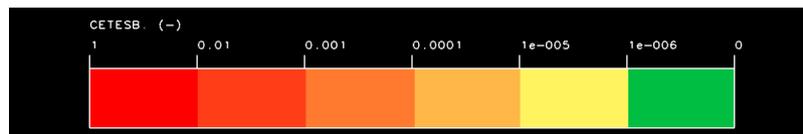


Figura 10: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 11: Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.5. Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

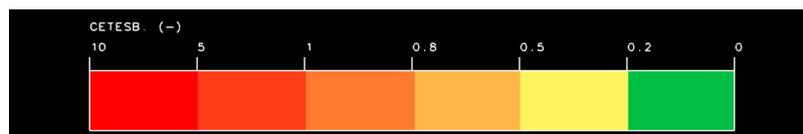


Figura 12: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 13: Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.6. Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

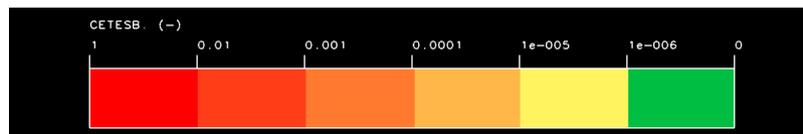


Figura 14: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 15: Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.7. Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 16: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 17: Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.8. Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 18: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 19: Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.9. Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

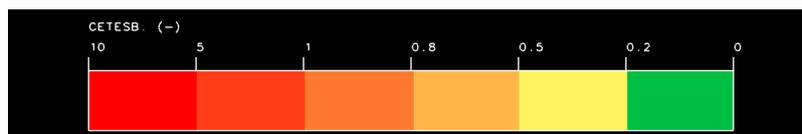


Figura 20: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 21: Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.10. Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

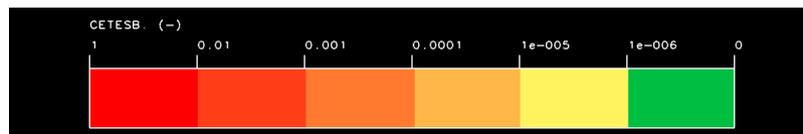


Figura 22: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 23: Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.11. Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

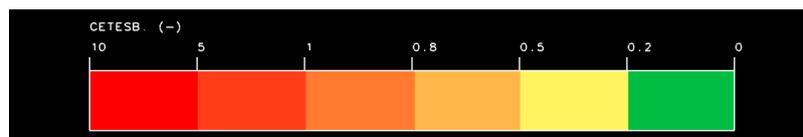


Figura 24: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 25: Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.12. Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

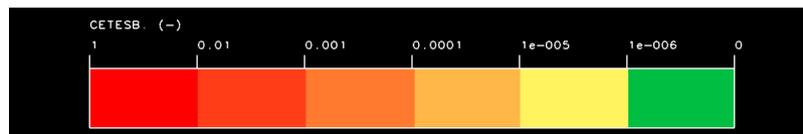


Figura 26: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 27: Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.2.13. Risco Total



Figura 28: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total



Figura 29: Risco Total

5.2.14. Risco Total NC



Figura 30: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total NC



Figura 31: Risco Total NC

5.2.15. Risco Total NC: Adulto

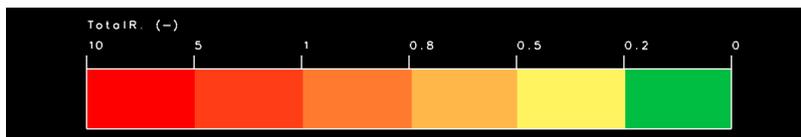


Figura 32: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total NC: Adulto



Figura 33: Risco Total NC: Adulto

5.2.16. Risco Total NC: Criança



Figura 34: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total NC: Criança



Figura 35: Risco Total NC: Criança

5.2.17. Risco Total: Adulto



Figura 36: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total: Adulto



Figura 37: Risco Total: Adulto

5.2.18. Risco Total: Criança



Figura 38: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total: Criança



Figura 39: Risco Total: Criança

6. Conclusão

Grande área de risco não aceitável, tanto carcinogênico quanto não carcinogênico, para o cenário simulado. Necessidade de um projeto de remediação ou intervenção emergencial.

ANEXO D - Relatório das simulações do SCBR após a medida emergencial.

Aplicação do Modelo SCBR no Gerenciamento de Áreas Contaminadas - Estudo de Caso: Terminal de Petróleo de São Sebastião (Relatório 2/2)

1. Introdução

O objetivo deste trabalho foi aplicar o modelo SCBR a uma área potencialmente contaminada, na fase de customização (antes do evento da contaminação) e na suposição de ocorrência de impactos ambientais, apresentando possíveis cenários de risco (após a contaminação) e suas correspondentes medidas emergenciais. Para isto, foi realizado um estudo de caso no Terminal de Petróleo de São Sebastião (SP).

2. Estudo

Simulação do cenário de contaminação de um duto na Gleba D do terminal e cálculo do risco causado à saúde humana por este vazamento.

3. Ambiente

3.1. Barreiras Lineares

Nome	Geometria
Barreira Física	(458460.858751, 7367323.50871) (458508.393712, 7367415.76029) (458448.827466, 7367586.20232) (458295.606289, 7367601.2246)

Tabela 1: Barreiras Lineares

4. Risco

4.1. Configuração do Risco

Metodologia: CETESB

Compostos químicos medidos e/ou simulados em cada meio contaminado:

	Água Subterrânea
Composto Químico Medido	-
Composto Químico Simulado	Benzeno

Tabela 2: Compostos químicos e meios contaminados

4.2. Entidade(s) Receptora(s)

4.2.1. Entidade Receptora: Gleba D

Uso de Solo: Industrial

Receptores: Adulto

Rotas de ingresso em cada meio contaminado:

Meio Contaminado	Rota de Ingresso
Água Subterrânea	Ingestão de Água Subterrânea Contaminada Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada

Tabela 3: Rotas de ingresso em cada meio contaminado

Medições em cada meio contaminado:

Meio Contaminado	Compostos Químicos Medidos
Água Subterrânea	-

Tabela 4: Medições e meios contaminados

4.2.2. Entidade Receptora: Área Residencial

Uso de Solo: Residencial
 Receptores: Adulto, Criança
 Rotas de ingresso em cada meio contaminado:

Meio Contaminado	Rota de Ingresso
Água Subterrânea	Ingestão de Água Subterrânea Contaminada Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada

Tabela 5: Rotas de ingresso em cada meio contaminado

Medições em cada meio contaminado:

Meio Contaminado	Compostos Químicos Medidos
Água Subterrânea	-

Tabela 6: Medições e meios contaminados

5. Resultados

5.1. Mapas do Risco

5.1.1. Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 1: Escala de Cores do Mapa de Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 2: Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.2. Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

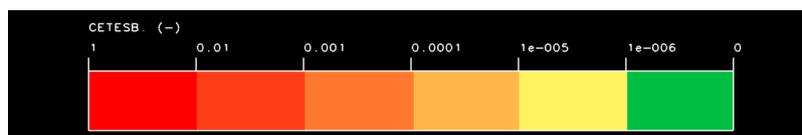


Figura 3: Escala de Cores do Mapa de Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 4: Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.3. Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

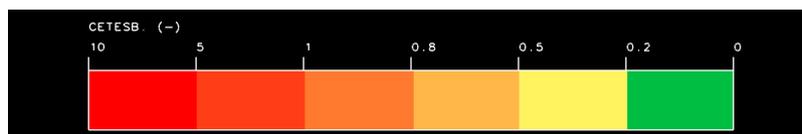


Figura 5: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 6: Risco Simulado NC: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.4. Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

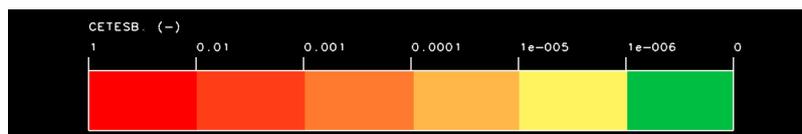


Figura 7: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 8: Risco Simulado: CETESB, Industrial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.5. Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 9: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 10: Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.6. Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 11: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 12: Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.7. Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 13: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 14: Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.8. Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

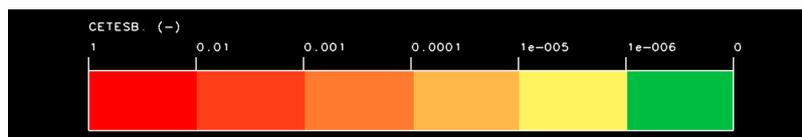


Figura 15: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 16: Risco Simulado: CETESB, Residencial, Adulto, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.9. Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 17: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 18: Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.10. Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 19: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 20: Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Contato Dérmico com Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.11. Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 21: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 22: Risco Simulado NC: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.12. Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

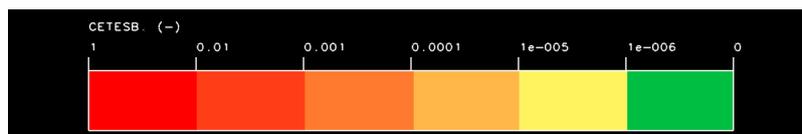


Figura 23: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno



Figura 24: Risco Simulado: CETESB, Residencial, Criança, Água Subterrânea, Ingestão de Água Subterrânea Contaminada, Benzeno

5.1.13. Risco Total



Figura 25: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total



Figura 26: Risco Total

5.1.14. Risco Total NC



Figura 27: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total NC



Figura 28: Risco Total NC

5.1.15. Risco Total NC: Adulto



Figura 29: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total NC: Adulto



Figura 30: Risco Total NC: Adulto

5.1.16. Risco Total NC: Criança



Figura 31: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total NC: Criança



Figura 32: Risco Total NC: Criança

5.1.17. Risco Total: Adulto



Figura 33: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total: Adulto



Figura 34: Risco Total: Adulto

5.1.18. Risco Total: Criança



Figura 35: Escala de Cores do Mapa de Risco Risco Total: Criança



Figura 36: Risco Total: Criança

6. Conclusão

Eliminação dos riscos na área residencial e controle dos riscos na área da Gleba D.