UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

DETERMINAÇÃO DE NÍVEIS ACEITÁVEIS NO AMBIENTE PARA HIDROCARBONETOS UTILIZANDO O PROCEDIMENTO DE AÇÕES CORRETIVAS BASEADAS NO RISCO (RBCA). APLICAÇÃO PARA A CIDADE DE SÃO PAULO

ALEXANDRE MAGNO DE SOUSA MAXIMIANO

Orientador: Dr. Ricardo César Aoki Hirata

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

COMISSÃO JULGADORA

	Nome	Assinatura
Presidente:	Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata	
Examinadores:	Dr. Everton de Oliveira	
	Prof$^{a.}$ Dr$^{a.}$ Mônica Ferreira do Amaral Porto	

SÃO PAULO
2001

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

DETERMINAÇÃO DE NÍVEIS ACEITÁVEIS NO AMBIENTE PARA HIDROCARBONETOS UTILIZANDO O PROCEDIMENTO DE AÇÕES CORRETIVAS BASEADAS NO RISCO (RBCA). APLICAÇÃO PARA A CIDADE DE SÃO PAULO.

Alexandre Magno de Sousa Maximiano

Instituto de Geociências
BIBLIOTECA
T3311
U. S. P.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

DEDALUS - Acervo - IGC
30900006854

SÃO PAULO
2001

Dedico este trabalho ao Prof. Dr. José Milton Benetti Mendes.

Gostaria de expressar meus agradecimentos a todos os professores, profissionais e amigos que participaram direta ou indiretamente na elaboração deste trabalho.

Saliento meus agradecimentos a José Milton Benetti Mendes pela orientação inicial e por ter confiado na minha capacidade. De igual forma gostaria de agradecer a Ricardo César Aoki Hirata por ter assumido minha orientação, e por discussões e sugestões fundamentais no desenvolvimento do presente estudo.

Agradeço ao amigo Rodrigo César de Araújo Cunha por ter me coorientado e me ajudado na escolha do tema, na disponibilização dos dados junto a CETESB, e por suas discussões e sugestões.

Agradeço ao amigo Seiju Hassuda pela ajuda no desenvolvimento do presente estudo e por ter me introduzido nos caminhos da hidrogeologia.

Agradeço aos colegas Elton Gloeden, Wagner França Aquino, Álvaro Gutierrez Lopez, Maria José de Barros Fraccaroli, Marco Antonio Gunther e ao amigo Vicente de Aquino Neto por terem participado ativamente na etapa de levantamento de dados e pelas sugestões.

Agradeço aos colegas Geraldo Hideo Oda, Mara Akie Iritani, Luciana Rodrigues Martin Ferreira pelo incentivo e companheirismo durante os anos de desenvolvimento do trabalho.

Agradeço ao Instituto de Geociências da USP pela oportunidade e infraestrutura, a CETESB pela disponibilização dos dados, ao Instituto Geológico da Secretaria Estadual de Meio Ambiente pelo auxilio no desenvolvimento dos trabalhos e a CAPES pela bolsa de mestrado.

Agradeço a minha esposa Ana Letícia Queiroz de Faria por sua companhia, carinho e compreensão nos momentos difíceis e pelo seu incentivo que foi fundamental para o cumprimento de mais esta etapa em nossas vidas.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS VI

LISTA DE TABELAS VII

RESUMO IX

ABSTRACT X

1 – INTRODUÇÃO 1

2 – OBJETIVOS 3

3 – FUNDAMENTOS TEÓRICOS 4

3.1 – FUNDAMENTOS TEÓRICOS DA AVALIAÇÃO DE RISCO 4

3.2 - FUNDAMENTOS TEÓRICOS DO RBCA - *RISK-BASED CORRETIVE ACTION* 8

3.2.1 – PROCESSO DE AVALIAÇÃO DE RISCO NO RBCA 12

3.2.2 – MODELOS MATEMÁTICOS UTILIZADOS NO RBCA 17

3.2.2.1 – Quantificação da Exposição Toxicológica 17

3.2.2.2 – Transporte e Atenuação Natural de Contaminantes 18

3.2.2.2.1 - Coeficientes de Difusão Efetiva (D^{eff}) 18

3.2.2.2.2 – Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo (K_{sw}) 21

3.2.2.2.3 – Fator de Diluição pela Lixiviação para a Água Subterrânea (LDF) 22

3.2.2.2.4 – Fatores de Volatilização (VF) 23

3.2.2.2.5 - Fator de Emissão de Partículas do Solo (PEF) 29

3.2.2.2.6 – Coeficiente Efetivo para Lei de Henry (H_{eff}) 30

3.2.3 – CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO PARA AVALIAÇÃO NOS ESTÁGIOS *TIER 1* E *TIER 2* 30

4 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 34

4.1 - VAZAMENTOS DE COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE PETRÓLEO **34**
4.1.1 - PROBLEMÁTICA NOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA E EUROPA 34
4.1.2 - PROBLEMÁTICA NO BRASIL E ESTADO DE SÃO PAULO 37
4.2 - COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE PETRÓLEO **43**
4.2.1 - CARACTERÍSTICAS 43
4.2.1.1 - Composição 43
4.2.1.2 - Propriedades Físicas e Químicas 46
4.2.2 – COMPORTAMENTO NO MEIO-AMBIENTE 51
4.2.2.1 – Formas de Ocorrência 51
4.2.2.2 - Mecanismos de Transporte, Retardação, Atenuação e Aceleração 54
4.2.3 – TOXICOLOGIA 57
4.3 – UTILIZAÇÃO DA METODOLOGIA RBCA **59**

5 - METODOLOGIA **65**

5.1 – METODOLOGIA UTILIZADA PARA ELABORAÇÃO DAS TABELAS DE REFERÊNCIA PARA NABR **65**
5.1.1 - LEVANTAMENTO DE DADOS SOBRE POSTOS DE SERVIÇO NA CIDADE DE SÃO PAULO 65
5.1.2 – IDENTIFICAÇÃO DOS CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO MAIS APROPRIADOS PARA A CIDADE DE SÃO PAULO 69
5.1.3 – OBTENÇÃO DE VALORES PARA OS PARÂMETROS ESPECÍFICOS PARA A CIDADE DE SÃO PAULO 69
5.1.4 – CÁLCULO DOS NÍVEIS ACEITÁVEIS BASEADOS NO RISCO (NABR) 70
5.1.5 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE 73

6 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS **74**

6.1 - APRESENTAÇÃO E TRATAMENTO DOS DADOS **74**
6.1.1 – DADOS SOBRE AS INSTALAÇÕES DOS POSTOS DE SERVIÇO 75
6.1.2 – DADOS SOBRE O ENTORNO DOS POSTOS DE SERVIÇO 77
6.1.3 – DADOS SOBRE O MEIO FÍSICO 81
6.2 – ELABORAÇÃO DAS TABELA DE REFERÊNCIA PARA NABR **86**
6.2.1 – CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO PARA A CIDADE DE SÃO PAULO 86
6.2-2 – PARÂMETROS DO MEIO FÍSICO ESPECÍFICOS PARA A CIDADE DE SÃO PAULO 89
6.2.3 – COMPOSTOS QUÍMICOS DE INTERESSE PARA OS VAZAMENTOS NA CIDADE DE SÃO PAULO 91
6.2.4 – FATORES DE EXPOSIÇÃO ADEQUADOS PARA A CIDADE DE SÃO PAULO 91
6.2.5 – APRESENTAÇÃO DAS TABELAS DE REFERÊNCIA DE NABR PARA A CIDADE DE SÃO PAULO 92
6.3 – COMPARAÇÃO COM A TABELA DE REFERÊNCIA PROPOSTA PELA ASTM (1995) **102**

6.4 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE 105

8 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 113

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA 116

FIGURA 3.1-1 – FLUXOGRAMA DE INTERAÇÕES ENTRE AS ETAPAS DA AVALIAÇÃO DE RISCO (U.S.EPA, 1989) 4
FIGURA 3.2-1 - FLUXOGRAMA DAS INTERAÇÕES ENTRE OS ESTÁGIOS DE ANÁLISE DO RBCA 10
FIGURA 3.2-2 - ESTÁGIOS DE AVALIAÇÃO DO RBCA (MODIFICADO DE GROUNDWATER SERVICES, 1995) 12
FIGURA 3.2-3 – FLUXOGRAMA COM AS ETAPAS DO RBCA (TRADUZIDO DE ASTM, 1995). 13
FIGURA 3.2-4 - MODELO CONCEITUAL DO LDF (MODIFICADO DE GROUNDWATER SERVICES, 1995) 23
FIGURA 3.2-5 - MODELO CONCEITUAL DO VF_{wesp} (MODIFICADO DE GROUNDWATER SERVICES, 1995) 24
FIGURA 3.2-6 - MODELO CONCEITUAL DO VF_{sesp} (MODIFICADO DE GROUNDWATER SERVICES, 1995) 25
FIGURA 3.2-7 - MODELO CONCEITUAL DO VF_{wamb} (MODIFICADO DE GROUNDWATER SERVICES, 1995) 26
FIGURA 3.2-8 - MODELO CONCEITUAL DO VF_{samb} (MODIFICADO DE GROUNDWATER SERVICES, 1995) 27
FIGURA 3.2-9 - MODELO CONCEITUAL DO VF_{SSAMB} (MODIFICADO DE GROUNDWATER SERVICES, 1995) 28
FIGURA 3.2-10 - MODELO CONCEITUAL DO PEF (MODIFICADO DE GROUNDWATER SERVICES, 1995) 29
FIGURA 3.2-11 – CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO CONSIDERADOS NO RBCA. 32
FIGURA 3.2-12 – FLUXOGRAMA DE EXPOSIÇÃO DO RBCA (MODIFICADO DE ASTM, 1995) 33
FIGURA 4.1-1 – DISTRIBUIÇÃO DOS REVENDEDORES DE COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE PETRÓLEO NO TERRITÓRIO NACIONAL (ANP, HTTP://WWW.ANP.GOV.BR) 38
FIGURA 4.1-2 – CASOS DE VAZAMENTO EM POSTOS DE SERVIÇO ACOMPANHADOS PELA CETESB (CETESB, 1999A) 40
FIGURA 4.1-3 – FLUXOGRAMA DE ACOMPANHAMENTO DE VAZAMENTOS EM POSTOS DE SERVIÇOS (MODIFICADO DE CETESB, 1999B) 42
FIGURA 5.1-1 – PLANILHA UTILIZADA PARA O LEVANTAMENTO FEITO NA CETESB 68
FIGURA 6.1-1 – LOCALIZAÇÃO DOS POSTOS DE SERVIÇO E LIMITES DE ZONEAMENTO 80
FIGURA 6.1-2 – RELAÇÕES CRONOESTRATIGRÁFICAS DA BACIA SEDIMENTAR DE SÃO PAULO (RICCOMINI, 1989) 82
FIGURA 6.1-3 – MAPA GEOLÓGICO DA CIDADE DE SÃO PAULO (MODIFICADO DE SABESP-CEPAS/IG-USO, *ET. AL.*, 1994) 84
FIGURA 6.4-1 - GRÁFICO DE SENSIBILIDADE PARA NABR EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA VELOCIDADE DE DARCY 109
FIGURA 6.4-2 - GRÁFICO DE SENSIBILIDADE PARA NABR EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DO NÍVEL D'ÁGUA 109
FIGURA 6.4-3 - GRÁFICO DE SENSIBILIDADE PARA NABR EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA FRAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO 110
FIGURA 6.4-4 - GRÁFICO DE SENSIBILIDADE PARA NABR EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA DENSIDADE DO SOLO 110
FIGURA 6.4-5 - GRÁFICO DE SENSIBILIDADE PARA NABR EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA POROSIDADE TOTAL 111
FIGURA 6.4-6 - GRÁFICO DE SENSIBILIDADE PARA NABR EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA UMIDADE DO SOLO 111
FIGURA 6.4-7 - GRÁFICO VARIAÇÃO DE $VF_{S,ESP}$ EM FUNÇÃO DE Θ_T COM Θ_{WS} CONSTANTE 112
FIGURA 6.4-8 - GRÁFICO VARIAÇÃO DE $VF_{S,ESP}$ EM FUNÇÃO DE Θ_T COM Θ_{WS} VARIANDO 112

TABELA 3.1-1 - PARÂMETROS PADRONIZADOS PARA CÁLCULO DA DOSE DE INGRESSO (IRIS; US.EPA, 1989; ASTM 1995) 6
TABELA 3.2-1 – CLASSIFICAÇÃO DA ÁREA EM FUNÇÃO DO RISCO À SAÚDE HUMANA, SEGURANÇA DA POPULAÇÃO OU MEIO AMBIENTE SENSÍVEL (TRADUZIDO DE ASTM, 1995) 16
TABELA 4.1-1 – NÚMEROS DE POSTOS DE SERVIÇO POR BANDEIRA (MODIFICADO DE SINCOPETRO & FECOMBUSTÍVEIS, 1999A) 38
TABELA 4.1-2 – POSTOS DE SERVIÇOS DA CIDADE DE SÃO PAULO POR IDADE (MODIFICADO DE CETESB, 1999) 39
TABELA 4.2-1 - COMPOSIÇÃO MÉDIA DE COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE PETRÓLEO (MODIFICADO DE FETTER, 1994) 44
TABELA 4.2-2 - COMPOSIÇÃO DA GASOLINA REGULAR (JOHNSON *ET AL.*, 1990A) 46
TABELA 4.2-3 – VALORES DE SOLUBILIDADE PARA ALGUNS COMPOSTOS ENCONTRADOS EM COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE PETRÓLEO (MODIFICADO DE ASTM, 1995) 47
TABELA 4.2-4 – VALORES DOS COEFICIENTES DE PARTIÇÃO (MODIFICADO DE U.S.EPA, 1996) 49
TABELA 4.2-5 – VALORES DE PRESSÃO DE VAPOR (MODIFICADO DE U.S.EPA, 1996) 49
TABELA 4.2-6 – VALORES PARA A CONSTANTE DA LEI DE HENRY (MODIFICADO DE U.S.EPA, 1996) 50
TABELA 4.2-7 – VALORES PARA O FATOR DE BIOCONCENTRAÇÃO (MODIFICADO DE U.S.EPA, 1996) 50
TABELA 4.2-8 – VALORES PARA COEFICIENTES DE DIFUSÃO NA ÁGUA E NO AR (MODIFICADO DE U.S.EPA, 1996) 51
TABELA 4.2-9 – PERCENTUAL RELATIVO DOS COMPOSTOS BTEX NO MEIO AMBIENTE APÓS UM VAZAMENTO (MODIFICADO DE U.S.EPA, 1995) 52
TABELA 4.2-10 - PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS DE ALGUNS COMPOSTOS ENCONTRADOS EM COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE PETRÓLEO (MODIFICADO DE ASTM, 1995) 59
TABELA 5-1 – COMPOSTOS QUÍMICOS ORGÂNICOS A SEREM UTILIZADOS NO PROCEDIMENTO RBCA 65
TABELA 5.1-1 – EQUAÇÕES PARA O CÁLCULO DE NABR PARA COMPOSTOS CARCINOGÊNICOS 71
TABELA 5.1-2 – EQUAÇÕES PARA O CÁLCULO DE NABR PARA COMPOSTOS NÃO CARCINOGÊNICOS 72
TABELA 6.1-1 – LISTA DE POSTOS DE SERVIÇO ESTUDADOS 75
TABELA 6.1-2 – QUANTIDADE DE TASC NOS POSTOS DE SERVIÇO COM VAZAMENTO 76
TABELA 6.1-3 – RESUMO DA SITUAÇÃO DOS VAZAMENTOS NOS POSTOS ESTUDADOS 76
TABELA 6.1-4 – CLASSIFICAÇÃO DO PAVIMENTO EM FUNÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO 77
TABELA 6.1-5 – DENSIDADE DE OCUPAÇÃO POR QUANTIDADE DE EDIFICAÇÕES 78
TABELA 6.1-6 – QUANTIDADE DE POSTOS POR TIPO DE USO DO SOLO 79
TABALA 6.1-7 – PRINCIPAIS UTILIDADES PÚBLICAS 79
TABELA 6.1-8 – POSTOS DE SERVIÇO POR FORMAÇÃO GEOLÓGICA 83
TABELA 6.1-9 – NÍVEL D'ÁGUA E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA POR FORMAÇÃO GEOLÓGICA 83
TABELA 6.1-10 – GRADIENTE HIDRÁULICO E DECLIVIDADE POR FORMAÇÃO GEOLÓGICA 85
TABELA 6.1-11 – DENSIDADE, POROSIDADE TOTAL, UMIDADE E FRAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO POR IDADE GEOLÓGICA (BASEADO EM RUSSO ET AL., 1961) 86
TABELA 6.2-1 – COMPONENTES DOS CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO PARA CIDADE DE SÃO PAULO 88
TABELA 6.2-2 – CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO PARA A CIDADE DE SÃO PAULO 89
TABELA 6.2-3 - PARÂMETROS DO MEIO FÍSICO PARA A CIDADE DE SÃO PAULO 90
TABELA 6.2-4 - PARÂMETROS ADICIONAIS DO MEIO FÍSICO PARA O CÁLCULO DOS NABR (ASTM, 1995) 91

TABELA 6.2-5 – VALORES DOS PARÂMETROS DE EXPOSIÇÃO PARA A CIDADE DE SÃO PAULO ____ 91
TABELA 6.2-6 – TABELA DE REFERÊNCIA DE NABR PARA O BENZENO ____ 96
TABELA 6.2-7 – TABELA DE REFERÊNCIA DE NABR PARA O TOLUENO ____ 97
TABELA 6.2-8 – TABELA DE REFERÊNCIA DE NABR PARA O ETILBENZENO ____ 98
TABELA 6.2-9 – TABELA DE REFERÊNCIA DE NABR PARA OS XILENOS ____ 99
TABELA 6.2-10 – TABELA DE REFERÊNCIA DE NABR PARA O BENZO(A)PIRENO ____ 100
TABELA 6.2-11 – TABELA DE REFERÊNCIA DE NABR PARA O NAFTALENO ____ 101
TABELA 6.3-1 – TABELA DE REFERÊNCIA PARA NABR APRESENTADA PELA ASTM (MODIFICADO DE ASTM, 1995) ____ 104

RESUMO

Vazamentos de tanques de armazenamento subterrâneo de combustível configuram hoje um dos maiores problemas de contaminação ambiental urbana. Nos Estados Unidos, Canadá e em países europeus, técnicas de avaliação de risco têm sido amplamente utilizadas para quantificar a possibilidade de efeitos adversos à saúde humana, causados por estes vazamentos.

A metodologia *Risk-Based Corrective Action* (RBCA), desenvolvida pela *American Society for Testing and Material* (ASTM), é um procedimento para criação de decisões baseadas no risco, desenvolvido para casos de vazamentos de combustíveis derivados de petróleo, que integra técnicas de avaliação de risco e modelos analíticos de transporte de contaminantes, em meio saturado e não saturado.

O presente estudo foi desenvolvido tomando como área piloto a cidade de São Paulo e teve como objetivo propor valores de referência para os níveis aceitáveis baseados no risco (NABR) e avaliar os parâmetros ligados ao meio físico que são sensíveis nas equações do procedimento RBCA.

As informações necessárias para o cálculo dos NABR foram obtidas nos processos de vazamentos em postos de serviços encontrados na CETESB e em estudos acadêmicos. Os casos estudados permitiram estabelecer situações padrões, segundo a geologia de sedimentos quaternários, formações terciárias e alteração do embasamento, visando o cálculo de NABR, representativos para cada tipo litológico. Foram consideradas informações sobre as instalações do posto, o tipo de vazamento, o uso e ocupação do solo e o meio físico. Baseado nestas informações foram desenvolvidos cenários de exposição específicos para cidade de São Paulo.

A metodologia RBCA foi satisfatoriamente aplicada para elaboração de níveis aceitáveis baseados no risco para a cidade de São Paulo. Tais níveis poderão ser aplicados como valores padrões para projetos de avaliação de risco desenvolvidos na cidade de São Paulo e regiões vizinhas.

Pode-se observar que a exposição de receptores, associados a vazamentos em formações terciárias, está relacionada a NABR mais conservadores e para sedimentos quaternários a NABR menos conservadores. De maneira geral as tabelas de referência desenvolvidas neste estudo apresentaram valores de NABR mais conservadores que da ASTM (ASTM, 1995).

Entre os parâmetros do meio físico considerados no presente estudo, a fração de carbono orgânico, porosidade total e conteúdo volumétrico da água na zona não saturada foram os de maior sensibilidade nos cálculos dos NABR.

ABSTRACT

Leaking from underground storage tanks (UST) are considered one of the most important urban environment contamination problems. Risk assessment procedures are widely applied in the USA, Canada and European countries to quantify the probability of adverse effects to human health related to the exposure to UST leakages.

For leakages of hydrocarbons fuels, the Risk-Based Corrective Action (RBCA), developed by American Society for Testing and Materials (ASTM), is the methodology currently in use for decision-making process. Both risk assessment and soil contaminant transport models (saturated and unsaturated zone) integrate the methodology.

The purpose of this research was the proposition of acceptable values of risk-based screening levels (RBSL) and the identification of the most sensible parameters related to physical environment at the equations of RBCA. The city of São Paulo was taken as pilot area.

Necessary information and data for the calculation of RBSL have been collected at CETESB (State of São Paulo envinronmental agency) inventory and in former academic studies. They were considered taking into account the presence of quaternary sediments, tertiary formations and bed rock alterations, in order to obtain representative values of RBSL for different litology. Also, have been considered the diversity of characteriscs of fuel station plants, different types of leakage, land occupation and physical environment.

Satisfactory RBSL values were obtained as a result of the application of RBCA methodology. These values constitute usefull reference guide for assessment risk projects for the city of São Paulo and its neighbourhoods.

It was observed that more conservative RBSL values are associated to tertiary geologic formations, whilst quaternary sediments are related to less conservative ones. In general, the reference values obtained for RBSL are more conservative than those of ASTM.

At this research, organic carbon fraction, total porosity and volumetric content of unsaturated zone were identified as the most sensible parameters related to physical environment for the calculation of RBSL.

I – INTRODUÇÃO

Vazamentos a partir de tanques de armazenamento subterrâneo de combustível (TASC) configuram hoje um dos maiores problemas de contaminação ambiental urbana do mundo. Considerando que estes tanques armazenam substâncias tóxicas na grande maioria dos casos, um eventual vazamento pode gerar uma ameaça à saúde humana e ao meio ambiente. Um exemplo conhecido são os problemas gerados por vazamentos em TASC de combustível em postos de serviço, que tornam-se cada vez mais freqüentes nas grandes cidades.

O gerenciamento da contaminação (caracterização, avaliação de risco, remediação e monitoramento) em casos de vazamentos de combustíveis derivados de petróleo (CDP) é, em muitos casos, um processo que requer alto investimento financeiro, haja visto a complexidade geológica e hidrogeológica, características físicas e químicas dos contaminantes, tipos de uso e ocupação do solo, níveis de remediação requeridos pelas legislações e intensidade do risco toxicológico que a contaminação pode gerar.

Nos Estados Unidos, Canadá e nos países europeus, técnicas de avaliação de risco têm sido amplamente utilizadas para quantificar a possibilidade de ocorrência de efeitos tóxicos à saúde humana pelo cruzamento entre concentrações de compostos, informações sobre exposição e dados toxicológicos. Metodologias como *Risk Assessment Guidance for Superfund* desenvolvida pela Agência de Proteção Ambiental Americana (*United States Environmental Protection Agency* - U.S.EPA, 1989), estão disponíveis para quantificar a exposição humana às substâncias presentes em áreas contaminadas.

Em alguns casos, a avaliação de risco e as ações corretivas para vazamentos em postos de serviço são conduzidas independentemente, resultando no incremento do custo da remediação e em níveis de limpeza do solo e da água subterrânea, que não são necessários quando é levado em consideração o risco que a contaminação pode causar.

Nos anos 90, metodologias de Criação de decisões Baseadas no Risco (*CDBR*) têm sido aplicadas no gerenciamento ambiental de vazamentos de CDT. Estas metodologias associam informações sobre a caracterização do local e a avaliação de risco, visando identificar ações corretivas mais eficientes, considerando à alocação de recursos e minimização do risco à saúde humana e ao meio ambiente. O uso de metodologias de CDBR conduz a soluções com melhor relação custo-eficiência e permite que as agências ambientais, distribuidoras de combustíveis e a sociedade concentrem o maior esforço técnico e financeiro em áreas de maior risco potencial.

A metodologia *Risk-Based Corrective Action* (RBCA), desenvolvida pela *American Society for Testing and Material* (ASTM), é um procedimento de CDBR desenvolvida para casos de vazamentos de CDP, que integra métodos de avaliação de risco desenvolvidos pela *United States Environmental Protection Agency* (U.S.EPA).

No RBCA, procedimentos para caracterização de áreas, modelos matemáticos analíticos e critérios para seleção de ações de remediação para acelerar e otimizar o processo de gerenciamento de locais contaminados por CDP, reduzindo os custo de implantação de tecnologias de remediação. No RBCA, decisões relacionadas à alocação de recursos, urgência de ações corretivas, níveis de remediação aceitáveis e técnicas de remediação são baseados no risco atual ou potencial à saúde humana.

O processo de CDBR sugerido no RBCA, baseia-se em três estágios de coleta, tratamento e interpretação dos dados. São eles: *Tier 1*, *Tier 2* e *Tier 3*. Estes estágios tornam-se progressivamente mais específicos e complexos à medida que o estudo sobre a área e o contaminante é desenvolvido. No primeiro estágio de avaliação, *Tier 1*, utilizam-se concentrações teóricas desenvolvidas tomando como base valores regionais para os parâmetros necessários para o cálculo, as quais são denominadas Níveis Aceitáveis Baseados no Risco (NABR). Os NABR servem como padrões regionais para avaliações de risco no estagio inicial (Tier 1) do RBCA, onde são coletadas um número restrito de informações e o conhecimento sobre a contaminação ainda não é detalhado. Estes valores são extremamente conservativos, gerais, e por estes motivos, indicam um risco maior que a realidade da área oferece.

Os NABR são obtidos por meio de equações analíticas que utilizam, para os parâmetros analisados, valores regionais não específicos da área em estudo. Estes valores são resumidos em tabelas de referência, que são utilizadas para concentração dos NABR, com as maiores concentrações (no solo e água subterrânea) encontradas na área de estudo.

A metodologia RBCA tem sido utilizada amplamente nos Estados Unidos. O governo federal norte-americano, por meio da U.S.EPA, tem desenvolvido programas estaduais de treinamento, divulgação e implantação do RBCA, com vistas a motivar a adaptação deste procedimento para características específicas do meio físico (porosidade total, condutividade hidráulica, etc.), encontradas nas diferentes regiões daquele país. As companhias de óleo européias desenvolveram uma metodologia similar para os países europeus, tomando como base o RBCA desenvolvido pela ASTM. O Canadá também tem utilizado adaptações da metodologia, em áreas contaminadas por compostos derivados de petróleo.

2 – OBJETIVOS

O presente trabalho foi desenvolvido para contribuir no processo de avaliação de risco em postos de serviço com problemas de vazamentos na cidade de São Paulo. Desta forma, podem ser destacados os seguintes objetivos:

- Propor tabelas de referência para os níveis aceitáveis baseados no risco (NABR) calculados especificamente para a cidade de São Paulo e para compostos associados a vazamentos de gasolina e óleo diesel;
- Avaliar os parâmetros ligados ao meio físico que são sensíveis nas equações do procedimento RBCA, para orientar a obtenção dos parâmetros necessários para execução do Nível 2 (*Tier 2*).

3 – FUNDAMENTOS TEÓRICOS

3.1 – FUNDAMENTOS TEÓRICOS DA AVALIAÇÃO DE RISCO

A avaliação de risco é uma ferramenta utilizada tanto para estimar o perigo à saúde humana e ao meio ambiente que um determinado resíduo perigoso pode causar em determinadas situações, como também para tomar decisões, elaborar ações e metas de remediação e avaliar áreas contaminadas (LaGrega *et al.*, 1994).

Segundo a U.S.EPA (1989), o processo de avaliação de risco, em linhas gerais, possui quatro etapas definidas: coleta e avaliação de dados, análise da exposição, análise da toxicidade e caracterização do risco. A Figura 3.1-1 mostra o fluxograma das interações entre as diferentes etapas da avaliação de risco.

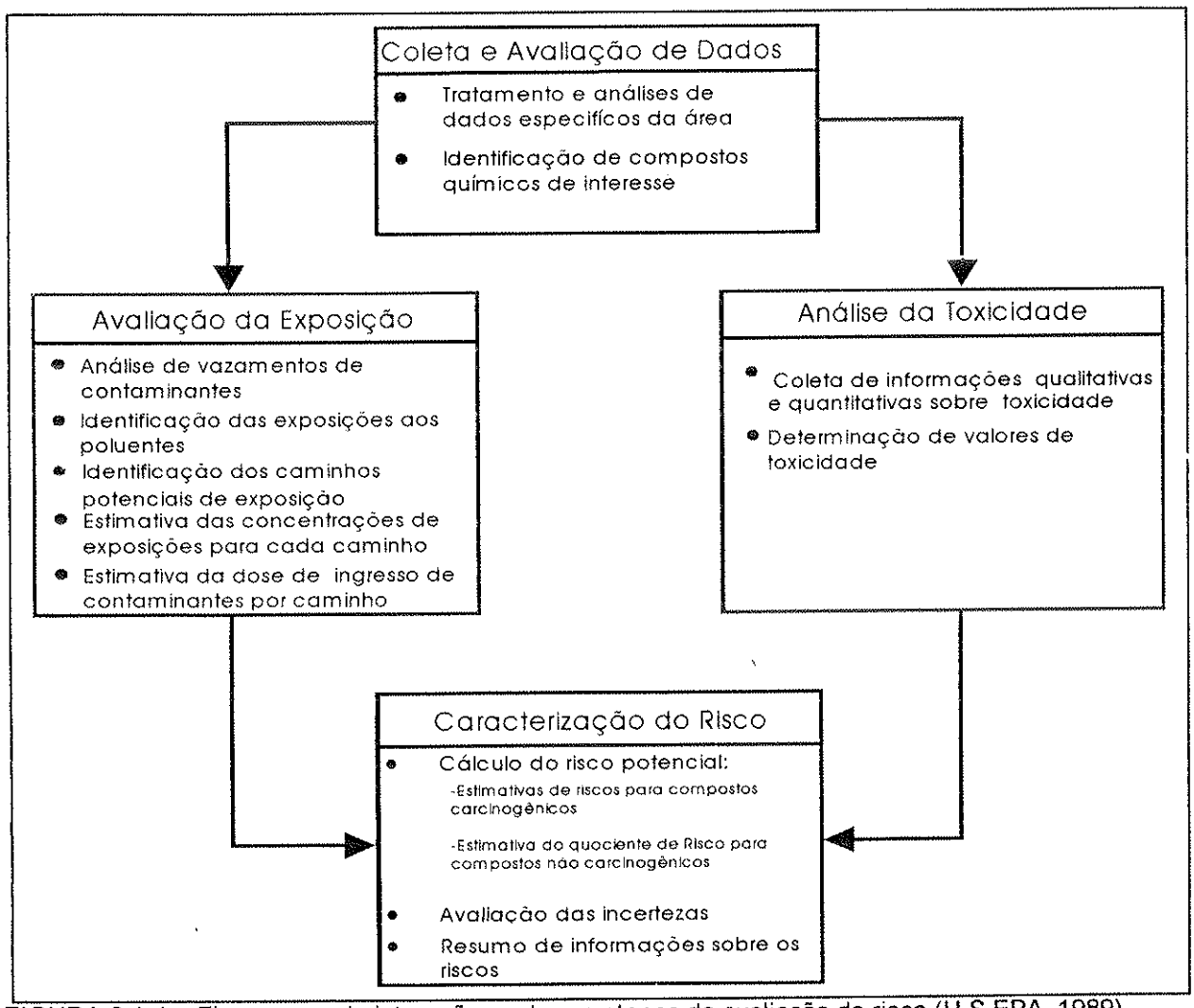


FIGURA 3.1-1 – Fluxograma de interações entre as etapas da avaliação de risco (U.S.EPA, 1989)

A coleta e avaliação de dados envolvem o levantamento e análise dos dados relevantes para a avaliação dos impactos à saúde humana e para a identificação das substâncias presentes na área, que serão indicadoras no processo de avaliação de risco.

A identificação dos contaminantes presentes em determinada área de sua distribuição espacial, concentração e comportamento no meio físico permitirá o estabelecimento dos compostos químicos indicadores, que serão:

- os mais tóxicos, persistentes e móveis;
- aqueles com maior distribuição espacial e concentração;
- os envolvidos em cenários de exposição mais significativos.

A avaliação da exposição é uma estimativa da intensidade, freqüência, duração e caminhos da exposição humana, atual ou futura, a determinado composto químico. Esta estimativa é fundamentada nos dados de monitoramento ambiental e resultados da previsão da movimentação e atenuação dos contaminantes por meio de modelagem matemática.

A avaliação é desenvolvida prevendo-se os usos atuais e futuros da área em estudo, sendo necessário que:

- sejam entendidos os mecanismos de vazamento e transporte do contaminante no meio físico;
- sejam identificadas as populações expostas;
- sejam identificados todos os caminhos potenciais de exposição;
- sejam estimadas as concentrações nos pontos de exposição, para cada caminho específico.

A avaliação das informações obtidas nas etapas descritas acima permite a elaboração dos cenários de exposição, onde são identificadas as várias possibilidades para que um contaminante, a partir da origem da contaminação, atinja as populações potencialmente receptoras.

O resultado da avaliação da exposição são os valores de ingresso dos compostos indicadores para cada caminho de exposição específico (atual ou futuro). A dose de ingresso é a fração do composto de interesse que é administrada ao corpo por meio da inalação, ingestão ou contato com a pele, e é obtida pela seguinte fórmula:

$$I_n = C_i \times \frac{CR_n \times EF \times ED}{BW} \times \frac{1}{AT} \qquad 3.1\text{-}1$$

onde: I_n (M/M.T) - é a dose de ingresso para a via de exposição n (ingestão, inalação ou contato dérmico); C_i (M/M) - concentração do composto químico i; no meio de interesse; CR_n (M/T) - taxa de contato para a via de exposição n (fração do meio contaminado que está em contato com o indivíduo exposto por unidade de tempo); EF (T/T) - freqüência da exposição; ED (T) - duração da exposição; BW (M) - massa corpórea do indivíduo; AT (T) - tempo médio de avaliação; T – unidade de tempo; M – unidade de massa.

A Tabela 3.1-1 mostra alguns valores-padrão para o cálculo da dose de ingresso para adultos e crianças.

TABELA 3.1-1 - Parâmetros padronizados para cálculo da dose de ingresso (IRIS; US.EPA, 1989; ASTM 1995)

PARÂMETRO	ADULTOS	CRIANÇAS 6 a 12 ANOS	CRIANÇAS 0 a 6 ANOS
Peso médio do corpo do indivíduo – BW (kg)	70	29	16
Freqüência da exposição – EF (dias)	365	365	365
Duração da exposição - ED (anos)	30	6	4
Área da superfície da pele (cm^2)	18150	10470	6980
Taxa de inalação de ar (m^3/hora)	0,83	0,46	0,25
Taxa de ingestão de água (L/dia)	2	2	1
Período médio de tempo da exposição – AT (anos) compostos não carcinogênicos	30	6	4
Tempo médio de avaliação – AT (anos) compostos carcinogênicos	70	6	4

Obs 1: CR é específico para cada via de exposição e é calculado pela multiplicação de uma unidade de tempo pela área superficial da pele (contato dérmico), pela taxa de ingestão de água (ingestão), ou pela taxa de respiração de ar (inalação).
Obs 2: AT depende do tipo de estudo a ser desenvolvido, ou seja, para estudos de longo prazo ou efeitos crônicos associados à exposição a compostos não carcinogênicos, AT é expresso em dias de exposição, e para exposição a compostos carcinogênicos, AT é assumido para o tempo de vida (70 anos).

A análise da toxicidade define a toxicidade específica para cada composto químico indicador, 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 e a possibilidade de um composto gerar câncer no indivíduo ao longo da exposição.

Nesta etapa, os bancos de dados toxicológicos servem como fonte de informações sobre a toxicologia e os efeitos adversos à saúde dos compostos indicadores.

A análise da toxicidade pode ser dividida em duas atividades principais:

- Identificação dos efeitos adversos: determinação do tipo e magnitude do efeito adverso à saúde que é causado pela exposição a um agente tóxico específico;
- Determinação da dose-resposta: processo de avaliação quantitativa da toxicidade, relacionando-se a dose do contaminante que foi administrada com a incidência de efeitos adversos à saúde em uma dada população exposta.

A toxicidade de compostos orgânicos, bem como a obtenção de dados toxicológicos serão apresentados no item 4.2.3.

A caracterização do risco integra todos os dados obtidos nas etapas anteriores e tem com o objetivo de 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 gerar algum efeito adverso à saúde humana, segundo os padrões toxicológicos utilizados.

O risco deve ser quantificado para compostos químicos carcinogênicos e não carcinogênicos separadamente. O risco carcinogênico ($Risco$) representa a probabilidade do desenvolvimento do câncer no decorrer de um tempo, equivalente ao tempo médio de avaliação para efeitos carcinogênicos (ATn), resultante da exposição a uma determina Dose de Ingresso "*I*" de um composto "*i*" para um caminho de exposição "*n*". O risco de câncer é adimensional e é expresso em notação científica. Por exemplo, um risco de 10^{-6} indica que um indivíduo tem uma chance em um milhão de desenvolver câncer durante a sua vida, como resultado da exposição aos compostos presentes na área. O risco não carcinogênico é avaliado pela comparação das doses de ingresso (I) específicas para cada composto, com as doses de referência (RfD) correspondentes. O resultado desta comparação é expresso como o Índice de Periculosidade (*Hazard Quotient* - HQ). Um valor HQ, que ultrapassa a unidade (o número um), sugere uma probabilidade maior de desenvolver um efeito adverso tóxico, do tipo crônico ou sub-crônico. Maiores detalhes sobre parâmetros toxicológicos poderão ser obtidos no capítulo 4.2.3.

O potencial de risco à saúde humana para compostos químicos não carcinogênicos estimado por meio do HQ, é dado pela razão entre o ingresso (I) do composto de interesse para uma determinada via de exposição e a dose de referência (RfD) para o mesmo composto, como se segue:

$$HQ = \left(\frac{I_n}{RfD_i} \right) \qquad 3.1\text{-}2$$

onde: I_n (M/M-T) - é a dose de ingresso para a via de exposição *n* (ingestão, inalação ou contato dérmico); RfD_i (M/M-T) - é a dose de refêrencia para o composto de interesse *i*.

O potencial de risco que um indivíduo tem para desenvolver câncer durante a sua vida, devido à exposição a um composto carcinogênico, pode ser estimado por meio da multiplicação do ingresso (I) para uma determinada via de exposição pelo fator de carcinogenicidade (SF) para o composto considerado, como se segue:

$$Risco = I_n \times SF_i \qquad 3.1\text{-}3$$

onde: I_n (M/M-T) - é a dose de ingresso para a via de exposição *n* (ingestão, inalação ou contato dérmico); SF_i (M/M-T) - é o fator de carcinogenicidade para o composto de interesse *i*.

Para a obtenção do potencial total de risco deve-se somar todos os riscos calculados individualmente para cada composto de interesse, como se segue:

- para compostos não carcinogênicos

$$HQ_t = \sum HQ_{i,j,k} \qquad 3.1\text{-}4$$

onde: HQ_t - Índice de Periculosidade Total; $HQ_{i,j,k}$ - Índice de Periculosidade calculado para os compostos indicadores *i, j, k*.

- para compostos carcinogênicos

$$Risco_t = \sum Risco_{i,j,k} \qquad 3.1\text{-}5$$

onde: $Risco_t$ - risco total; $Risco_{i,j,k}$ - risco calculado para os compostos indicadores *i, j, k*.

3.2 - Fundamentos Teóricos do RBCA - *Risk-Based Corretive Action*

O *Risk-based Corretive Action* (RBCA) é um procedimento eficiente de criação de decisões baseadas no risco, desenvolvido pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM) para áreas com problemas de contaminação por hidrocarbonetos derivados de petróleo. Entretanto, o RBCA também pode ser utilizado para outros contaminantes orgânicos.

O RBCA foi desenvolvido levando-se em conta os elementos tradicionais encontrados nos modelos de avaliação de risco existentes (coleta e avaliação de dados, avaliação da exposição, análise da toxicidade e caracterização do risco) e, por este motivo, seus procedimentos estão de acordo com os propostos pela U.S.EPA (1989).

O RBCA integra as características do contaminante (mobilidade, solubilidade, volatilização, etc.) e do meio impactado (porosidade, gradiente hidráulico e condutividade hidráulica, etc.), caminhos (água subterrânea, solo superficial, solo subsuperficial e ar), vias de exposição (ingestão, inalação e contato dérmico) e populações receptoras potenciais, pela utilização de modelos de avaliação de risco, avaliação de exposição e modelos de transporte de massa em meio saturado e não saturado.

A elaboração de cenários é fundamental para a avaliação feita no RBCA. Estes devem representar a evolução do contaminante partindo da origem da contaminanção até chegar aos receptores potenciais, passando pelos diferentes caminhos de exposição (ASTM, 1995).

No RBCA, o processo de avaliação de risco baseia-se em três estágios de coleta, tratamento e interpretação dos dados. São eles: *Tier 1*, *Tier 2* e *Tier 3*. Estes estágios tonam-se progressivamente mais específicos e complexos à medida que o estudo sobre a área e o contaminante é desenvolvido.

A passagem de um estágio para outro de maior complexidade, depende da análise dos resultados e recomendações das partes envolvidas no final do estágio analisado. Neste momento, são avaliadas as metas de remediação propostas com relação à viabilidade e custo-benefício. A Figura 3.2-1 ilustra as interações entre os três estágios de análise do RBCA.

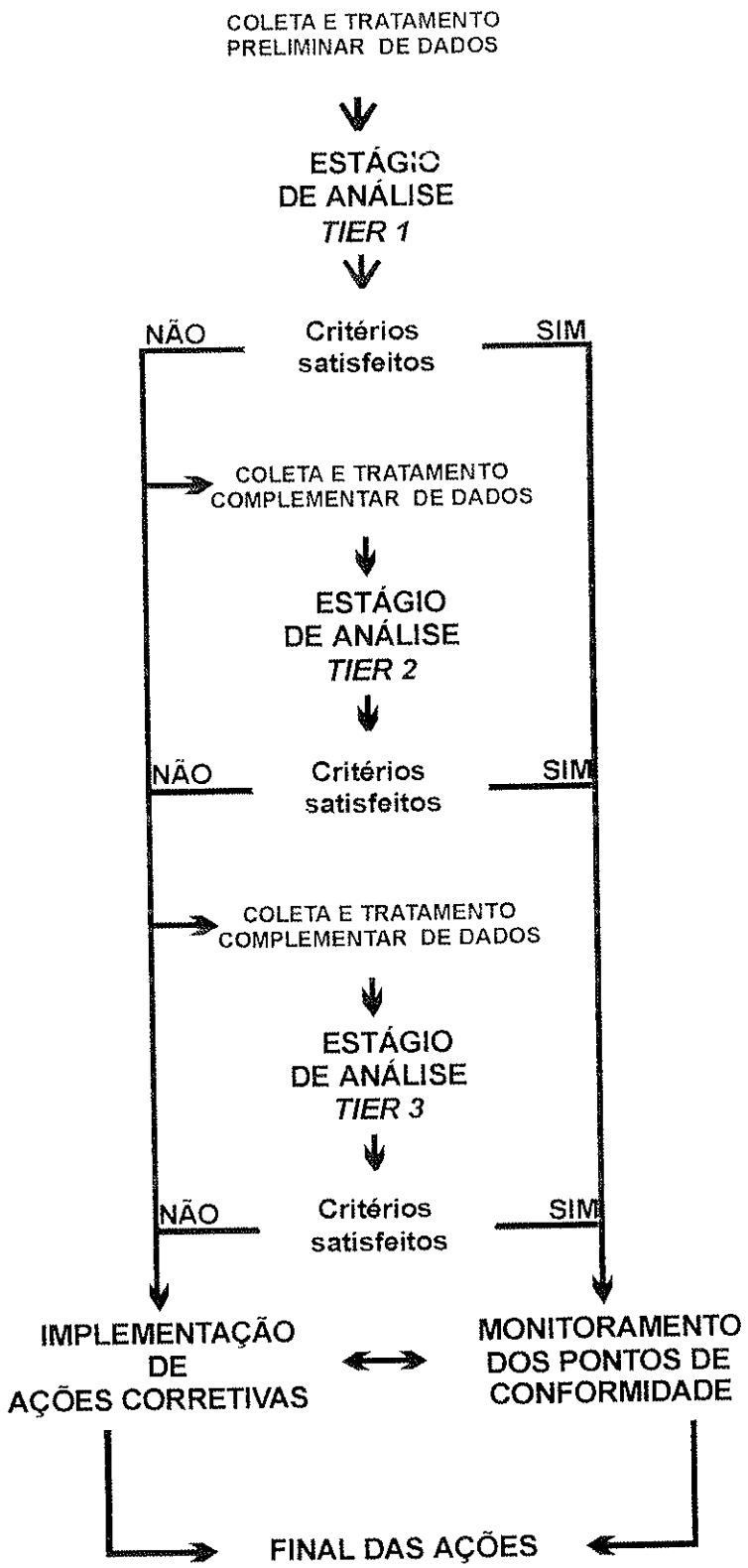


FIGURA 3.2-1 - Fluxograma das interações entre os estágios de análise do RBCA

No primeiro estágio de avaliação, *Tier 1*, os níveis de concentração observados nos pontos de exposição (POE) são comparados com valores aceitáveis de concentração, no entanto estes valores são extremamente conservativos, gerais, e algumas vezes estão fora da realidade da área em estudo.

Os valores para avaliação do *Tier 1*, chamados níveis aceitáveis baseados no risco (NABR), são obtidos por meio de equações analíticas que utilizam, para os parâmetros analisados, valores regionais, não específicos da área em estudo. Estes valores são resumidos em tabelas de referência, que relacionam as vias de ingresso, caminhos de exposição e transporte, o contaminante e suas concentrações teóricas aceitáveis. Estas tabelas devem ser montadas utilizando valores específicos de cada região, onde o RBCA será aplicado. Informações como tipos de sedimentos e rochas, nível d'água, porosidade efetiva, condutividade hidráulica, conteúdo de carbono orgânico no solo, entre outros, devem ser estimados para cada região antes de se montar as tabelas para valores de NABR. Neste contexto, a tabela para valores de NABR do Estado do Rio de Janeiro, por exemplo, será diferente da tabela para o Estado de São Paulo, que por sua vez será diferente da tabela para o Rio Grande do Norte.

Neste estágio são montados cenários de exposição para todos os receptores identificados dentro e fora da área onde ocorreu o vazamento. A avaliação é feita para todos os receptores identificados, entretanto é considerado que todos os receptores estão próximos à fonte de contaminação, sendo a distância máxima de exposição a distância da fonte ao limite físico do posto de serviço. Neste caso o ponto de exposição é próximo ao ponto de origem do vazamento e o risco é avaliado para as concentrações da fonte de contaminação.

No segundo e terceiro estágios de avaliação, *Tier 2* e *Tier 3*, os níveis de concentração observados nos pontos de exposição são comparados com valores aceitáveis de concentração que são calculados especificamente para a área em estudo, ou seja, utilizando parâmetros coletados na área impactada.

A diferença entre o *Tier 2* e *Tier 3* está na especificidade do dado coletado e complexidade do seu tratamento. Para o cálculo do *Tier 2* são utilizadas equações analíticas para transporte de massa, enquanto que no *Tier 3* são utilizados modelos numéricos bem mais complexos. A Figura 3.2-2 ilustra as diferenças entre os estágios de avaliação do RBCA.

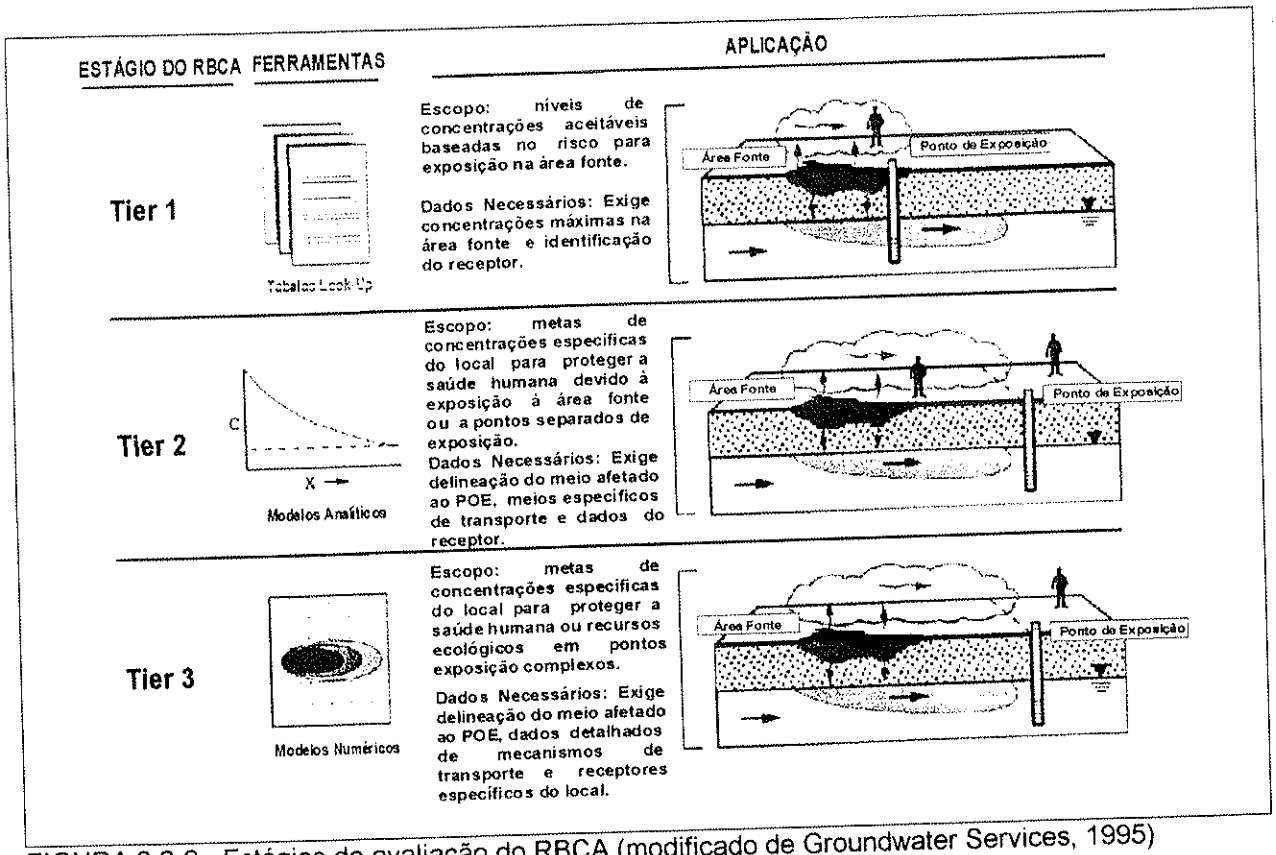


FIGURA 3.2-2 - Estágios de avaliação do RBCA (modificado de Groundwater Services, 1995)

3.2.1 – Processo de Avaliação de risco no RBCA

No RBCA, o processo de abordagem do problema obedece a seqüência de passos para avaliação de risco convencional (item 3.1). A Figura 3.2-3 mostra um fluxograma detalhado que pode ser utilizado como guia para o desenvolvimento do estudo.

O processo inicia-se pela suposição ou confirmação da existência de concentrações de hidrocarbonetos derivados de petróleo que possam causar algum tipo de efeito adverso à saúde humana e/ou ao meio ambiente.

O primeiro passo envolve a análise inicial da área, quando são coletados dados históricos, identificados os principais contaminantes, realizadas análises químicas, avaliada a extensão da área impactada e os pontos de maiores concentrações (*hot spots*), realizadas inspeções visuais para determinação da origem da contaminação e prováveis caminhos de exposição ao contaminante, bem como os receptores potenciais.

O segundo passo é a classificação da área, a qual é feita em função dos dados obtidos inicialmente, com a finalidade de orientar a implementação ou não, de ações iniciais/emergenciais. Esta classificação é dividida quanto ao perigo estimado, segundo os seguintes critérios:

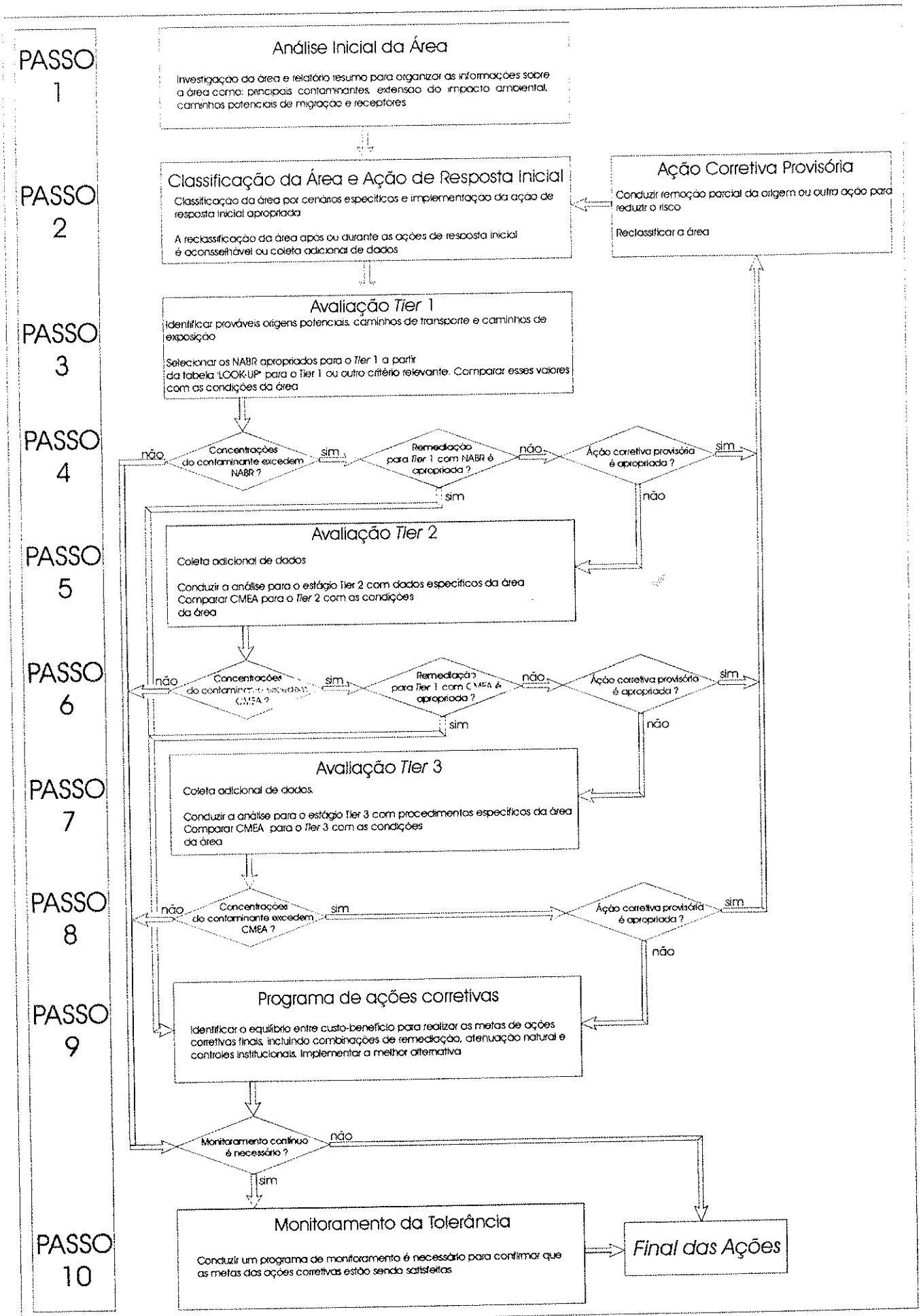


FIGURA 3.2-3 - Fluxograma como as etapas do RBCA (traduzido de ASTM, 1995).

- Perigo imediato à saúde humana, segurança ou meio ambiente sensível;
- Perigo em um curto espaço de tempo (0 a 2 anos) à saúde humana, segurança ou meio ambiente sensível;
- Perigo em um longo espaço de tempo (acima de 2 anos) à saúde humana, segurança ou meio ambiente sensível;
- Inexistência de perigo à saúde humana, segurança ou meio ambiente sensível;

A Tabela 3.2-1 pode ser utilizada para auxiliar nesta classificação.

As ações de resposta inicial são medidas emergenciais que objetivam, entre outras:

- Minimizar ou eliminar o vazamento;
- Conscientizar a população local com relação ao problema;
- Isolar receptores potenciais;
- Retirar o combustível encontrado em fase livre na área impactada;
- Diminuir as concentrações do combustível na fase vapor na área impactada.

O terceiro passo é a avaliação da área no estágio *Tier 1*. Esta avaliação é feita pela comparação entre as maiores concentrações observadas na área e os valores calculados dos níveis aceitáveis beseados no risco (NABR) que podem ser encontrados em tabelas de referência que relacionam os cenários de exposição e os NABR correspondentes.

O NABR é calculado por meio de fórmulas matemáticas que relacionam parâmetros toxicológicos, parâmetros de exposição e o decaimento do contaminante ao longo do transporte do ponto de origem (ex. água subterrânea) até o ponto de exposição (ex. porões de residências). Neste contexto, um composto de interesse deve ter um valor de NABR para cada cenário de exposição elaborado para a área, por exemplo, concentração aceitável para inalação de benzeno na fase vapor, que se origina a partir da fase dissolvida na água subterrânea, e é transportada ao longo do solo subsuperficial e chega até a zona de respiração acima do solo, chamado NABR para benzeno.

Outros critérios, associados aos NABR, também podem ser adotados para auxiliar na avaliação. Entre outros podem ser citados:

- Critérios estéticos associados ao local estudado e suas vizinhanças;
- Valores de referência para a região;
- Legislações municipais ou estaduais;

- Acordo entre a agência ambiental local, sociedade local e proprietário da área;

No caso dos NABR e outros critérios adotados serem satisfeitos, deve-se monitorar a área impactada e as áreas próximas, não sendo necessária ações imediatas de remediação, caso contrário, as metas para remediação propostas com base nos dados levantados até o momento devem ser avaliadas levando-se em consideração a viabilidade técnica de implementação e o seu custo-benefício, uma vez que estas metas, neste estágio da análise, serão muito conservativas.

A passagem para os próximos estágios de avaliação (*Tier 2* e *Tier 3*) está associada à necessidade de obtenção de metas de remediação mais próximas da realidade. Neste caso, são coletados dados mais detalhados, de maneira que as concentrações aceitáveis nos pontos de exposição possam ser calculadas especificamente para a área em estudo. No *Tier 2* e *Tier 3* os valores de concentração aceitáveis específicos para a área são chamados de Concentrações Meta Especificas para Área (CMEA).

Tabela 3.2-1 – Classificação da área em função do risco à saúde humana, segurança da população ou meio ambiente sensível (traduzido de ASTM, 1995)

ITEM	CRITÉRIOS E CENÁRIOS	POSSÍVEL AÇÃO DE RESPOSTA INICIAL
1	**Perigo imediato à saúde humana, segurança ou receptores ambientais**	
1.1	Níveis de Explosividade ou concentrações de vapores presentes em construções que podem causar efeitos agudos à saúde humana	Evacuar ocupantes e iniciar medidas de diminuição das concentrações de vapores
1.2	Níveis altos de explosividade de vapor estão presentes no sistema de utilidades públicas, mas não existem construções afetadas.	Evacuar e isolar acesso, iniciar medidas de diminuição das concentrações de vapores
1.3	Significantes quantidades de produto livre estão presentes em subsuperficie, sobrenadante a agua subterranea, em utilidades subterrâneas ou em cursos de água superficiais.	Prevenir a migração de produto em fase livre por apropriadas medidas de contenção, recuperação do produto e restringir acesso a área.
1.4	Um poço de abastecimento público, uma linha pública de distribuição de água ou água superficial para abastecimento é impactado ou está em condição de impacto potencial.	Notificar usuários, gerar alternativas para abastecimento, controle da contaminação e tratamento da água no ponto de uso.
1.5	Concentrações de vapores no ambiente excedem as concentrações de risco para um receptor potencial	Medidas para diminuir concentrações, remover origem, restringir acesso.
1.6	Um recurso natural ou habitat sensível (lagoas de pescaria, espécies importantes/raras, etc.) foram impactados	Minimizar extensão do impacto por medidas de contenção e implementar medidas de gerenciamento para diminuir a exposição
2	**Perigo em curto espaço de tempo (0 a 2 anos) à saúde humana, segurança ou receptores ambientais**	
2.1	Existe níveis de explosividade potenciais ou concentrações de vapores que podem causar efeitos agudos, para acumulação em residências e outras construções.	Avaliar o potencial de migração do vapor (monitorar, modelar), remover origem, medidas para diminuir concentrações.
2.2	Contaminação rasa de solos superficiais com acesso ao público, e existência de parques, playground, escolas, hospitais ou similares com pessoas que podem ter contato com o solo num raio de 152 metros.	Remover o solo, cobrir o solo ou restringir acesso.
2.3	Um poço de abastecimento público de água não potável é impactado ou está em condição de impacto potencial	Notificar usuário/dono, avaliar a necessidade de instalação de um sistema de tratamento, controle hidráulico ou alternativa para abastecimento.
2.4	Água subterrânea está impactada e um poço de abastecimento público ou particular localizado no mesmo aqüífero, e o tempo de trânsito da água entre o poço e o ponto contaminado é de até 2 anos	Implementar monitoramento, então avaliar se atenuação natural é suficiente ou se precisa de algum tipo de controle hidráulico.
2.5	Água subterrânea está impactada e um poço de abastecimento público ou particular localizado num diferente aqüífero, está próximo ao local impactado.	Monitorar a qualidade da água subterrânea e avaliar se algum tipo de controle é necessário para prevenir a migração vertical
2.6	Água superficial impactada ou ponto de descarga de água subterrânea localizado numa distância de 152 metros de um corpo d'água ou habitat sensível que seja usado para recreação ou ingestão de água	Implementar medidas de contenção da contaminação, restringir acesso e avaliar a extensão da contaminação.
3	**Perigo em longo espaço de tempo (acima de 2 anos) à saúde humana, segurança ou receptores ambientais**	
3.1	Solo subsuperficial impactado (abaixo de 0,9 metros) está impactado e a profundidade entre o solo contaminado e o aqüífero utilizado para extração de água potável é de 15 metros	Monitorar a água subterrânea e determinar o potencial de migração do contaminante para água subterrânea
3.2	Água subterrânea está impactada e um poço de abastecimento público ou particular localizado no mesmo aqüífero, e o tempo de trânsito da água entre o poço e o ponto contaminado é superior a 2 anos	Monitorar a pluma dissolvida e avaliar o potencial de atenuação natural e a necessidade de controles hidráulicos
3.3	Água subterrânea está impactada e um poço de abastecimento público de água não potável está localizado no mesmo aqüífero, e o tempo de trânsito da água entre o poço e o ponto contaminado é superior a 2 anos	Identificar o uso de água subterrânea, avaliar o efeito do potencial impacto, monitorar a pluma dissolvida e avaliar a atenuação natural.
3.4	Água subterrânea está impactada e um poço de abastecimento público de água não potável localizado num diferente aqüífero, está próximo ao local impactado	Monitorar a pluma dissolvida, determinar o potencial de migração vertical do contaminante, notificar os usuários.
3.5	Água superficial impactada ou ponto de descarga de água subterrânea localizado numa distância de 457 metros de um corpo d'água ou habitat sensível que seja utilizado para recreação ou ingestão de água	Investigar o impacto atual na água superficial ou habitat sensível, restringir acesso e avaliar a necessidade de medidas de contenção e controle.
3.6	Contaminação rasa de solos superficiais com acesso ao público, e existência de parques, playground, escolas, hospitais ou similares com pessoas que podem ter contato com o solo num raio de 152 metros.	Restringir o acesso ao solo impactado
4	**Perigo não demonstrado em um longo espaço de tempo à saúde humana, segurança ou receptores ambientais**	
4.1	Aqüífero não potável impactado onde não existe uso da água subterrânea	Monitorar a água subterrânea e avaliar a atenuação natural da pluma dissolvida
4.2	Solo subsuperficial impactado e uma distância entre o solo impactado e o aqüífero maior que 15 metros	Monitorar a água subterrânea e avaliar a atenuação natural da pluma dissolvida
4.3	Água subterrânea impactada e poços de abastecimento de água não potável estão localizados fora da zona impactada e extraem água de outro aqüífero	Monitorar a água subterrânea e avaliar a atenuação natural da pluma dissolvida

3.2.2 – Modelos Matemáticos Utilizados no RBCA

Neste item serão apresentados os modelos matemáticos de quantificação da exposição toxicológica, transporte e atenuação natural de contaminantes que são utilizados para os cálculos dos valores de concentração aceitáveis nos pontos de exposição (POE).

3.2.2.1 – Quantificação da Exposição Toxicológica

Como descrito anteriormente, no *Tier 1 e Tier 2*, a determinação do potencial de risco à saúde humana causado pela exposição de uma certa população a uma contaminação por hidrocarbonetos de petróleo é feita pela comparação entre os níveis de concentração obtidos nos pontos de exposição e as concentrações aceitáveis calculadas. Neste caso o *HQ* (equação 3.1-2) para compostos não carcinogênicos e o *Risco* (equação 3.1-3) para compostos carcinogênicos são fixados. Substituindo a equação 3.1-1 nas equações 3.1-2 e 3.1-3 tem-se:

$$HQ = C_i \times \frac{CR_n \times EF \times ED}{BW} \times \frac{1}{AT \times RfD_i} \quad \text{ou} \quad C_i = \frac{HQ \times RfD_i \times BW \times AT}{CR_n \times EF \times ED} \qquad 3.2\text{-}1$$

$$Risco = C_i \times \frac{CR_n \times EF \times ED}{BW} \times \frac{1}{AT} \times SF_i \quad \text{ou} \quad C_i = \frac{Risco \times BW \times AT}{SF_i \times CR_n \times EF \times ED} \qquad 3.2\text{-}2$$

Fixando *HQ* (não carginogênico) e *Risco* (carcinogênico) nas equações acima, em valores aceitáveis de potencial de risco, é possível chegar a um valor aceitável de concentração "C" de um composto de interesse "i" para uma via de exposição "n". Transpondo as equações 3.2-1 e 3.2-2 para o RBCA tem-se as seguintes equivalências:

$$C_i = \frac{HQ \times RfD_i \times BW \times AT}{CR_n \times EF \times ED} \quad \Leftrightarrow \quad NABR = \frac{THQ \times RfD_i \times BW \times AT_n}{IR_n \times EF \times ED} \qquad 3.2\text{-}3$$

e

$$C_i = \frac{Risco \times BW \times AT}{SF_i \times CR_n \times EF \times ED} \quad \Leftrightarrow \quad NABR = \frac{TR \times BW \times AT_c}{SF_i \times IR_n \times EF \times ED} \qquad 3.2\text{-}4$$

onde: $NABR \Leftrightarrow C_i$ - *risk-based screning level* para uma determinada via de exposição; $THQ \Leftrightarrow HQ$ - Meta de Quociente de Periculosidade para a efeitos não carcinogênicos; $TR \Leftrightarrow Risco$ - Meta de Risco para a efeitos carcinogênicos; $AT_n \Leftrightarrow AT$ - tempo médio de avaliação para compostos não carcinogênicos; $AT_c \Leftrightarrow AT$ - tempo médio de avaliação para compostos carcinogênicos; SF_i - Fator de Carcinogênicidade do composto "i"

$IR \Leftrightarrow CR_n$ - taxa de ingresso correspondente à via de exposição "*n*"; EF - frequência da exposição; ED - duração da exposição; BW - massa corpórea do individuo.

As equações 3.2-3 e 3.2-4 proporcionam valores de NABR (*Tier 1*) e CMEA (*Tier 2*) para uma determinada via de exposição (ingestão, inalação ou contato dérmico), sem considerar o caminho de transporte (água subterrânea, solo superficial, solo subsuperficial ou ar) pelo qual o composto percorreu até chegar até ao ponto de exposição.

3.2.2.2 – Transporte e Atenuação Natural de Contaminantes

Segundo Groundwater Services (1995), o transporte, transformações e atenuação natural que ocorrem com o composto orgânico ao longo de um determinado caminho até que ele chegue ao ponto de exposição são representados no procedimento RBCA no Tier 1, pelos fatores de atenuação natural (NAF). Os fatores de atenuação natural utilizados no Tier 1 são os seguintes:

- Coeficientes de Difusão Efetiva (D_s^{eff} , D_{cap}^{eff} , D_{crack}^{eff} , D_{ws}^{eff});
- Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo (K_{sw});
- Fator de Diluição pela Lixiviação para Água Subterrânea (LDF);
- Fatores de Volatilização ($VF_{w,esp}$, $VF_{s,esp}$, $VF_{w,amb}$, $VF_{s,amb}$, $VF_{ss,amb}$);
- Fator de Emissão de Partículas do solo (PEF);

3.2.2.2.1 - Coeficientes de Difusão Efetiva (D^{eff})

Segundo Johnson (1991), o transporte de contaminantes em estado-estacionário (*steady-state*) ao longo da matriz de um meio poroso (homogêneo e isotrópico) pode ser resolvido pela seguinte equação:

$$\frac{\partial \sum_i \varepsilon_i C_i}{\partial t} + \sum_i u_i . \nabla C_i = \sum_i \nabla . D_i^{eff} \nabla C_i \qquad 3.2\text{-}5$$

onde: ε_i - fração volumétrica na fase "i"; C_i - concentração na fase "i"; t - tempo; u_i - velocidade de Darcy da fase "i"; D_i^{eff} - coeficiente de difusão efetiva da fase "i" para um meio poroso.

Assumindo a não existência de fase livre e que o transporte do contaminante em um determinado meio poroso é feito essencialmente na fase vapor e dissolvida por meio de difusão, tem-se que a segunda parte da equação 3.2-10 pode ser escrita da seguinte forma:

$$\sum_i \nabla . D_i^{eff} \nabla C_i = (\nabla . D_v^{eff} \nabla C_v) + (\nabla . D_d^{eff} \nabla C_d) \qquad 3.2\text{-}6$$

onde: C_v - concentração na fase vapor; C_d - concentração na fase dissolvida; D_v^{eff} - coeficiente de difusão efetiva da fase vapor; D_d^{eff} - coeficiente de difusão efetiva da fase dissolvida.

Segundo Fetter (1994) o equilíbrio da fase dissolvida e vapor de um composto orgânico, obedece a seguinte relação:

$$C_v = HC_d \qquad 3.2\text{-}7$$

onde: C_v - concentração na fase vapor; H - constante da lei de Henry; C_d - concentração na fase dissolvida.

Substituindo a equação 3.2-7 na equação 3.3-6 temos:

$$\sum_i \nabla . D_i^{eff} \nabla C_i = \nabla . (\frac{D_v^{eff} + D_d^{eff}}{H}) \times \nabla . C_v \qquad 3.2\text{-}8$$

Segundo Johnson (1991), o termo $(D_v^{eff} + D_d^{eff} / H)$ da equação 3.2-13 é definido como coeficiente de difusão efetiva de um meio poroso baseado na fase vapor.

Utilizando a equação de Millington-Quirk (Bruell & Hoag, 1990 *apud* Johnson, 1991) os coeficientes de difusão efetiva D_v^{eff} (fase vapor) e D_d^{eff} (fase dissolvida) podem ser escritos em função dos coeficientes de difusão do composto puro na água (D^{wat}) e no ar (D^{air}), porosidade total da matriz do solo (θ_t), conteúdo volumétrico de ar ($\theta_{a(i)}$) ou água ($\theta_{w(i)}$) em um meio poroso "*i*", então temos:

$$D_v^{eff} = D^{air} \frac{\theta_{a(i)}^{3.33}}{\theta_t^2} \qquad 3.2\text{-}9 \qquad \text{e} \qquad D_d^{eff} = D^{wat} \frac{\theta_{w(i)}^{3.33}}{\theta_t^2} \qquad 3.2\text{-}10$$

Logo o coeficiente de difusão efetiva em um meio poroso "*i*" (D_i^{eff}) pode ser escrito da seguinte forma:

$$D_i^{eff} = D^{air} \frac{\theta_{a(i)}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{w(i)}^{3.33}}{\theta_t^2} \qquad 3.2\text{-}11$$

Os seguintes coeficientes de difusão efetiva são utilizados na metodologia RBCA.

a - Coeficiente de difusão efetiva na matriz do solo da zona não saturada (D_s^{eff})

Esse coeficiente corresponde à difusividade efetiva de um composto orgânico indicador (ex. benzeno) ao longo dos poros do solo da zona não saturada. Substituindo o conteúdo volumétrico de ar (θ_{as}) e água (θ_{ws}) da zona não saturada na equação 3.2-16 tem-se:

$$D_s^{eff}\left[\frac{cm^2}{s}\right] = D^{air}\frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat}\frac{1}{H}\frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_t^2} \qquad 3.2\text{-}12$$

b - Coeficiente de difusão efetiva na matriz do solo da franja capilar (D_{cap}^{eff})

Esse coeficiente corresponde a difusividade efetiva de um composto orgânico (ex. benzeno) ao longo dos poros do solo da franja capilar. Substituindo o conteúdo volumétrico de ar (θ_{acap}) e água (θ_{wcap}) da franja capilar na equação 3.2-16 tem-se:

$$D_{cap}^{eff}\left[\frac{cm^2}{s}\right] = D^{air}\frac{\theta_{acap}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat}\frac{1}{H}\frac{\theta_{wcap}^{3.33}}{\theta_t^2} \qquad 3.2\text{-}13$$

c - Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações de construções (D_{crack}^{eff})

Esse coeficiente corresponde a difusividade efetiva de um composto orgânico (ex. benzeno) ao longo de fendas nas fundações das construções. Substituindo o conteúdo volumétrico de ar (θ_{acrack}) e água (θ_{wcrack}) em fendas de fundações na equação 3.2-16 tem-se:

$$D_{crack}^{eff}\left[\frac{cm^2}{s}\right] = D^{air}\frac{\theta_{acrack}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat}\frac{1}{H}\frac{\theta_{wcrack}^{3.33}}{\theta_t^2} \qquad 3.2\text{-}14$$

d - Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água (D_{ws}^{eff})

Esse coeficiente corresponde à difusividade efetiva de um composto orgânico (ex. benzeno) na região que compreende a zona não saturada mais a franja capilar.

Em geral, a zona não saturada pode ser composta de vários tipos de solo com valores diferenciados de fase dissolvida e vapor, porosidade, e consequentemente, vários coeficientes de difusão efetiva. Para um sistema composto de "*n*" camadas de solo distintas de espessuras L_i e coeficientes de difusão efetiva D_i^{eff} , tem-se:

$$D_t^{eff} = \sum_{i=0}^{n} L_i \times \left[\sum_{i=0}^{n}\frac{L_i}{D_i^{eff}}\right]^{-1} \qquad 3.2\text{-}15$$

Assumindo a zona não saturada como sendo composta por duas camadas com características distintas (zona não saturada e franja capilar), tem-se que:

$$D_{WS}^{eff}\left[\frac{cm^2}{s}\right] = (h_{cap} + h_v)\left[\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}}\right]^{-1} \qquad 3.2\text{-}16$$

onde: D_{ws}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água; h_{cap} - espessura da franja capilar; h_v - espessura da zona não saturada; D_{cap}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva na matriz do solo da franja capilar; D_s^{eff} - coeficiente de difusão efetiva na matriz do solo da zona não saturada.

3.2.2.2.2 – Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo (K_{sw})

O Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo é a relação em estado estacionário entre a concentração de um composto orgânico dissolvido na água intersticial e a concentração retida na massa de solo contaminado. Esse fator é usado para representar a liberação de compostos orgânicos retidos na massa de solo contaminado (origem) na zona não saturada, para serem lixiviados pela água intersticial (destino) (Groundwater Services ,1995). A equação para K_{sw} pode ser determinada pelo desenvolvimento abaixo.

A massa total de um contaminante (m_{Tc}) presente na zona não saturada pode ser definida pela soma das massas do contaminante retida no solo (m_s), dissolvida na água intersticial (m_l) e na fase vapor nos poros (m_v), ou seja, $m_{Tc} = m_s + m_l + m_v$. A massa m_s pode ser calculada pela multiplicação da concentração no solo (C_s), do volume total do solo (V_T) e da densidade do solo (ρ_s), ou seja, $m_s = C_s \times (V_T \times \rho_s)$. A massa m_l pode ser definida pela multiplicação da concentração dissolvida (C_l), do volume total do solo (V_T) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}), ou seja, $m_l = C_l \times (V_T \times \theta_{ws})$. A massa m_v pode ser definida pela multiplicação da concentração de vapor (C_v), do volume total do solo (V_T) e do conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (θ_{as}), ou seja, $m_v = C_v \times (V_T \times \theta_{as})$.

Das relações acima, tem-se que:

$$m_{Tc} = [C_s \times (V_T \times \rho_s)] + [C_l \times (V_T \times \theta_{ws})] + [C_v \times (V_T \times \theta_{as})], \text{ ou ainda}$$

$$m_{Tc} = V_T \times [C_s \rho_s + C_l \theta_{ws} + C_v \theta_{as}] \qquad 3.2\text{-}17$$

A concentração retida no solo e a concentração dissolvida, é dada pela seguinte relação: $C_s = k_d \times C_l$, onde k_d é o coeficiente de partição solo-água (ver item 4.2.1.2).

A relação entre a concentração de vapor no solo e a concentração dissolvida, é dada pela seguinte relação: $C_v = H \times C_l$, onde H é a constante da Lei de Henry (ver item 4.2.1.2).

Substituindo as duas relações acima na equação 3.2-17, tem-se que:

$m_{Tc} = V_T \times \left[C_l k_d \rho_s + C_l \theta_{ws} + C_l H \theta_{as}\right] \quad \therefore \quad m_{Tc} = V_T C_l \times \left[k_d \rho_s + \theta_{ws} + H\theta_{as}\right]$, ou ainda

$$C_l = \frac{m_{Tc}}{V_T} \times \frac{1}{\left[k_d \rho_s + \theta_{ws} + H\theta_{as}\right]} \qquad 3.2\text{-}18$$

A massa total do solo pode ser obtida multiplicando-se o volume total do solo por sua densidade, então tem-se que: $m_T = V_T \times \rho_s$. Substituindo esta relação na equação 3.2-23, tem-se que:

$$C_l = \frac{m_{Tc}}{\left(\frac{m_T}{\rho_s}\right)} \times \frac{1}{\left[k_d \rho_s + \theta_{ws} + H\theta_{as}\right]} \quad \therefore \quad C_l = \frac{m_{Tc}}{m_T} \times \frac{\rho_s}{\left[k_d \rho_s + \theta_{ws} + H\theta_{as}\right]} \qquad 3.2\text{-}19$$

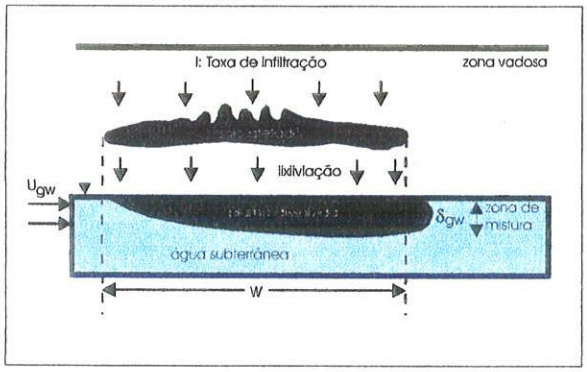
A concentração total da contaminação (C_T) é a massa total da contaminação, dividida pela massa total do solo. Logo temos que:

$C_l = C_T \times \frac{\rho_s}{\left[k_d \rho_s + \theta_{ws} + H\theta_{as}\right]}$, ou ainda

$$K_{sw} = \frac{C_l(mg/l - água)}{C_T(mg/kg - solo)} = \frac{\rho_s}{\left[k_d \rho_s + \theta_{ws} + H\theta_{as}\right]} \qquad 3.2\text{-}20$$

3.2.2.2.3 – Fator de Diluição pela Lixiviação para a Água Subterrânea (LDF)

Segundo Groundwater Services (1995), o fator LDF calcula a diluição do composto orgânico na água subterrânea a partir da lixiviação do solo contaminado localizado imediatamente acima da pluma dissolvida. Dividindo o LDF pelo K_{sw} pode-se obter a concentração do composto na água subterrânea, que é função da concentração encontrada no solo da zona não saturada. A Figura 3.2-4 apresenta um modelo conceitual para o cálculo do fator LDF.



Observe que o LDF é calculado para a pluma dissolvida localizada imediatamente abaixo do solo subsuperficial afetado e é limitada por W e δ_{gw}. Esse fator é determinado em função de uma infiltração I e para a velocidade de Darcy U_{gw}.

FIGURA 3.2-4 - Modelo conceitual do LDF (modificado de Groundwater Services, 1995)

Tomando como base a Figura 3.2-4, o fator LDF pode ser calculado por uma relação do fluxo partindo da região impactada do solo subsuperficial para uma área da pluma dissolvida na água subterrânea diretamente abaixo, ou seja:

$$LDF = \frac{I \times W}{(U_{gw} \times \delta_{gw}) + (I \times W)}, \text{ ou ainda } \quad LDF = 1 + \frac{(U_{gw} \times \delta_{gw})}{(I \times W)} \qquad 3.2.21$$

onde:

I - taxa de infiltração de água no solo ou recarga (cm/ano);

W - largura da pluma de hidrocarbonetos no solo subsuperficial, que é longitudinal ao fluxo da água subterrânea (cm);

U_{gw} - velocidade de Darcy (cm/ano);

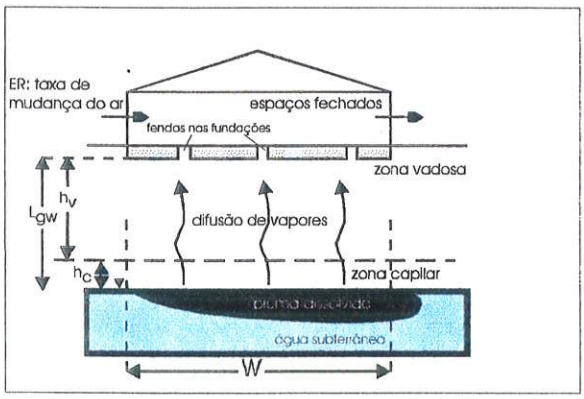
δ_{gw} - espessura da pluma dissolvida na água subterrânea (cm).

3.2.2.2.4 – Fatores de Volatilização (*VF*)

No RBCA, para que ocorra a exposição de um composto orgânico a um receptor, supõe-se o seu transporte de um meio para outro (ex. solo superficial para ar, solo subsuperficial para água subterrânea). A relação entre a concentração de um composto orgânico encontrado em um meio contaminado (ex. solo subsuperficial - origem) e uma determinada concentração do mesmo composto encontrada em um segundo meio contaminado (ex. água subterrânea - destino) na mesma ou em outra fase, é estimado por um fator de transferência (Groundwater Services, 1995). A relação entre as concentrações de um composto em dois diferentes meios contaminados (ex. fase vapor no ar e fase dissolvida na água subterrânea) é dada pelos fatores de volatilização.

a - Fator de volatilização (VF_{wesp})

O fator de volatilização VF_{wesp} estabelece a relação em estado-estacionário (*steady-state*) entre as concentrações do composto orgânico indicador na fase vapor em espaços fechados (porões, garagens subterrâneas, etc. - destino) e as concentrações dissolvidas na água subterrânea (origem). A Figura 3.2-5 apresenta o modelo conceitual utilizado para a elaboração do VF_{wesp}.



Observe que o VF_{wesp} é calculado para espaços fechados localizados imediatamente acima da pluma do composto orgânico dissolvida na água subterrânea. A dimensão física da área é dada por W e L_{gw}. Esse fator é determinado em função dos coeficientes de difusão efetiva D_{ws}^{eff} e D_{crack}^{eff}.

FIGURA 3.2-5 - Modelo conceitual do VF_{wesp} (modificado de Groundwater Services, 1995)

O fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados (VF_{wesp}) pode ser estimado pela seguinte equação:

$$VF_{wesp}\left[\frac{(mg/m^3-ar)}{(mg/L-água)}\right]=\frac{C_{v,esp}}{C_w}=\frac{H_{eff}\left[\dfrac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{ER\times L_B}\right]}{1+\left[\dfrac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{ER\times L_B}\right]+\left[\dfrac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{\left(D_{crack}^{eff}/L_{crack}\right)\eta}\right]}\times 10^3\frac{L}{m^3} \qquad 3.2.22$$

onde:

$C_{v,esp}$ - Concentração de vapor em ambiente fechado (mg/m^3-ar);

C_w - Concentração dissolvida na água subterrânea (mg/L-água);

H_{eff} - Coeficiente efetivo da Lei de Henry (atm-m^3/mol).

D_{ws}^{eff} - Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água;

L_{gw} - Profundidade do nível d'água ($h_{cap}+h_v$) (cm);

ER - Taxa de mudança de ar em espaços fechados (1/dia);

L_B - Razão entre o volume do espaço fechado e a área de infiltração (cm);

D_{crack}^{eff} - Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações de construções (cm^2/s);

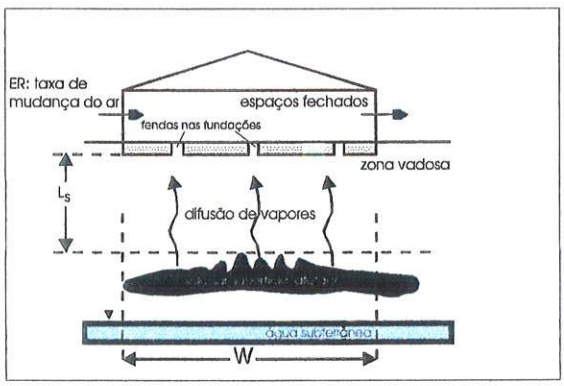
L_{crack} - Espessura da fundação da construção (cm);

η - Fração da área da fundação com fendas (área de fendas/área total) (cm^2-cracks/cm^2-total área.)

$10^3 \frac{L}{m^3}$ - Fator de conversão.

b - Fator de volatilização (VF_{sesp})

O fator de volatilização VF_{sesp} estabelece a relação em estado-estacionário (*steady-state*) entre as concentrações do composto orgânico indicador na fase vapor em espaços fechados (porões, garagens subterrâneas, etc. - destino) e as concentrações na mesma fase no solo subsuperficial (origem). A Figura 3.2-6 apresenta o modelo conceitual utilizado para a elaboração do VF_{sesp}.



Observe que o VF_{sesp} é calculado para espaços fechados localizados imediatamente acima do solo subsuperficial afetado. A dimensão física da área é dada por W e L_s. Esse fator é determinado em função dos coeficientes de difusão efetiva D_s^{eff} e D_{crack}^{eff}.

FIGURA 3.2-6 - Modelo conceitual do VF_{sesp} (modificado de Groundwater Services, 1995)

O fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos (VF_{sesp}) pode ser estimado pela seguinte equação:

$$VF_{sesp}\left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/m^3 - solo)}\right] = \frac{C_{v,esp}}{C_s} = \frac{\left[\frac{H_{eff}}{\theta_{ws} + k_d \rho_s + H_{eff}}\right]\left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{ER \times L_B}\right]}{1 + \left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{ER \times L_B}\right] + \left[\frac{D_{ws}^{eff}/L_{gw}}{(D_{crack}^{eff}/L_{crack})\eta}\right]} \times 10^3 \frac{L}{m^3} \qquad 3.2.23$$

onde:

$C_{v,esp}$ - Concentração de vapor em ambiente fechado (mg/cm^3);

C_s - Concentração retida no solo superficial (mg/m^3);

H_{eff} - Coeficiente efetivo da Lei de Henry (atm-m^3/mol);

ρ_s - Densidade do solo (g/cm^3);

θ_{ws} - Conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm^3-água);

k_d - Coeficiente de partição água-solo (kg-solo/L-água);

θ_{as} - Conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada;

D_{ws}^{eff} - Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água (cm^3);

L_{gw} - Profundidade do nível d'água ($h_{cap} + h_v$) (cm);

ER - taxa de mudança de ar em espaços fechados (1/dia);

L_B - razão entre o volume do espaço fechado e a área de infiltração (cm);

D_{crack}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações de construções (cm^2/s);

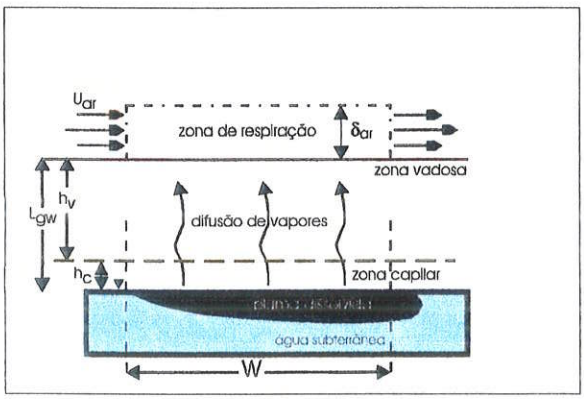
L_{crack} - espessura da fundação da construção (cm);

η - fração da área da fundação com fendas (área de fendas/área total) (cm).

$10^3 \frac{L}{m^3}$ - Fator de conversão.

c - Fator de volatilização (VF_{wamb})

O fator de volatilização VF_{wamb} estabelece a relação em estado-estacionário (*steady-state*) entre as concentrações do composto orgânico indicador na fase vapor em ambientes abertos (destino) e as concentrações dissolvidas na água subterrânea (origem). A Figura 3.2-7 apresenta o modelo conceitual utilizado para a elaboração do VF_{wamb}.



Observe que o VF_{wamb} é calculado para ambientes abertos localizados imediatamente acima da pluma do composto orgânico dissolvida na água subterrânea. A dimensão física á dada pela zona de respiração, que é um retângulo de lados W e δ_{ar}. Esse fator é determinado em função dos coeficientes de difusão efetiva D_{ws}^{eff} e D_{crack}^{eff}.

FIGURA 3.2-7 - Modelo conceitual do VF_{wamb} (modificado de Groundwater Services, 1995)

O fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados (VF_{wamb}) pode ser estimado pela seguinte equação:

$$VF_{wamb}\left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/l - água)}\right] = \frac{C_{v,amb}}{C_w} = \frac{H_{eff}}{1 + \left[\frac{U_{ar} \times \delta_{ar} \times L_{gw}}{WD_{ws}^{eff}}\right]} \times 10^3 \frac{L}{m^3} \qquad 3.2.24$$

onde:

$C_{v,amb}$ - Concentração de Vapor em Ambiente Aberto (mg/m^3);

C_w - Concentração dissolvida na água subterrânea (mg/l);

H_{eff} - coeficiente efetivo da Lei de Henry (cm^3-água);

D_{ws}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água (cm^3);

W - largura da pluma de hidrocarbonetos dissolvidos na água subterrânea que é longitudinal ao fluxo (cm);

δ_{ar} - comprimento da zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

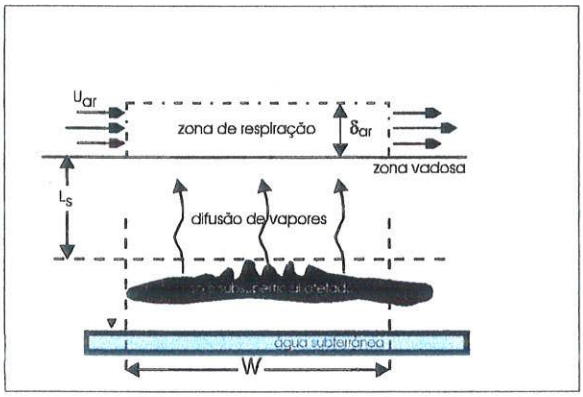
L_{gw} - profundidade do nível d'água ($h_{cap} + h_v$) (cm);

U_{ar} - velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

$10^3 \frac{L}{m^3}$ - fator de conversão.

d - Fator de volatilização (VF_{samb})

O fator de volatilização VF_{samb} estabelece a relação em estado-estacionário (*steady-state*) entre as concentrações do composto orgânico indicador na fase vapor em ambientes abertos (destino) e as concentrações na mesma fase no solo subsuperficial (origem). A Figura 3.2-8 apresenta o modelo conceitual utilizado para a elaboração do VF_{samb}.



Observe que o VF_{samb} é calculado para ambientes abertos localizados imediatamente acima do solo subsuperficial afetado. A dimensão física á dada pela zona de respiração, que é um retângulo de lados W e δ_{ar}. Esse fator é determinado em função do coeficiente de difusão efetiva D_{ws}^{eff}.

FIGURA 3.2-8 - Modelo conceitual do VF_{samb} (modificado de Groundwater Services, 1995)

O fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos (VF_{samb}) pode ser estimado pela seguinte equação:

$$VF_{samb}\left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/kg - solo)}\right] = \frac{C_{v,amb}}{C_s} = \frac{H_{eff}}{\left(\theta_{ws} + k_d \rho_s + H_{eff}\right)\left(1 + \frac{U_{ar} \times \delta_{ar} \times L_s}{D_s^{eff} \times W}\right)} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \qquad 3.2.25$$

onde:

$C_{v,amb}$ - Concentração de vapor em ambiente aberto (mg/m^3);

C_s - Concentração retida no solo superficial (mg/kg);

H_{eff} - Coeficiente efetivo da Lei de Henry (atm-m^3/mol);

C_s - Concentração total do composto indicador na matriz do solo subsuperficial (mg/kg);

ρ_s - Densidade do solo (g/cm^3);

θ_{ws} - Conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm^3-água);

k_d - Coeficiente de partição água-solo (kg-solo/L-água);

θ_{as} - Conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (cm^3-água/cm^3-solo);

D_s^{eff} - Coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada (cm^3);

W - Largura da pluma de hidrocarbonetos dissolvidos na água subterrânea, que é longitudinal ao fluxo (cm);

δ_{ar} - Comprimento da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

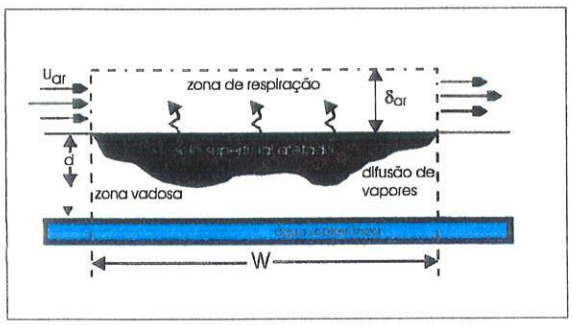
L_s - Profundidade do solo subsuperficial impactado (cm);

U_{ar} - Velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

$10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$ - Fator de conversão.

e - Fator de volatilização (VF_{ssamb})

O fator de volatilização VF_{ssamb} estabelece a relação em estado-estacionário (*steady-state*) entre as concentrações do composto orgânico indicador na fase vapor em ambientes abertos (destino) e as concentrações na mesma fase no solo superficial (origem). A Figura 3.2-9 apresenta o modelo conceitual utilizado para a elaboração do VF_{ssamb}.



Observe que o VF_{ssamb} é calculado para ambientes abertos localizados imediatamente acima do solo superficial afetado. A dimensão física é dada pela zona de respiração, que é um retângulo de lados W e δ_{ar}. Esse fator é determinado em função do coeficiente de difusão efetiva D_s^{eff}.

FIGURA 3.2-9 - Modelo conceitual do VF_{ssamb} (modificado de Groundwater Services, 1995)

O fator de volatilização do solo superficial para zona de respiração (VF_{ssamb}) pode ser estimado pela seguinte equação:

$$VF_{ss,amb}\left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/kg - solo)}\right] = \frac{C_{v,amb}}{C_s} = \frac{2W\rho_s}{U_{ar} \times \delta_{ar}}\sqrt{\frac{D_s^{eff} \times H_{eff}}{\pi(\theta_{ws} + k_d\rho_s + H_{eff}\theta_{as})\tau}} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \qquad 3.2.26$$

ou

$$VF_{ss,amb}\left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/kg - solo)}\right] = \frac{C_{v,amb}}{C_s} = \frac{W\rho_s d}{U_{ar}\delta_{ar}} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \qquad 3.2.27$$

onde:

$C_{v,amb}$ - Concentração de vapor em ambiente aberto (mg/m^3);

C_s - Concentração retida no solo superficial (mg/kg);

W - Maior largura do solo superficial afetado (cm);

δ_{ar} - Comprimento da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

U_{ar} - Velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

D_s^{eff} - Coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada (cm^3);

τ - Tempo médio do fluxo de vapor (anos);

ρ_s - Densidade do solo (g/cm^3);

C_s - Concentração no solo (mg/kg);

H_{eff} - Coeficiente efetivo da Lei de Henry (atm-m^3/mol);

θ_{ws} - Conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm^3);

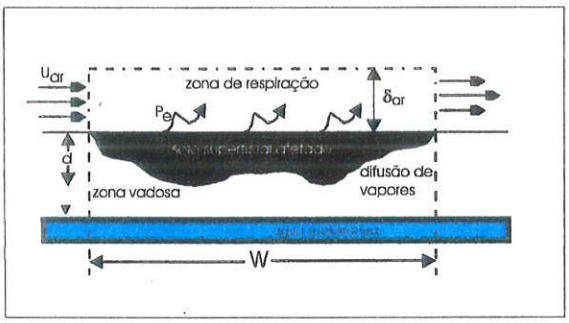
k_d - Coeficiente de partição água-solo (L-água/kg-solo);

θ_{as} - Conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (cm^3);

$10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$ - Fator de conversão.

3.2.2.2.5 - Fator de Emissão de Partículas do Solo (PEF)

O fator PEF estabelece a relação em estado-estacionário (*steady-state*) entre a emissão de partículas do composto orgânico para ambientes abertos (destino) e as concentrações na fase vapor no solo superficial (origem). A Figura 3.2-10 apresenta o modelo conceitual utilizado para a elaboração do PEF.



Observe que o PEF é calculado para ambientes abertos localizados imediatamente acima do solo superficial afetado. A dimensão física é dada pela zona de respiração, que é um retângulo de lados W e δ_{ar}. Esse fator é determinado em função de P_e.

FIGURA 3.2-10 - Modelo conceitual do PEF (modificado de Groundwater Services, 1995)

Assume-se que o fluxo lateral de ar serve para dispersar as partículas ao longo da zona de respiração.

PEF é dado pela seguinte equação:

$$PEF\left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/kg - solo)}\right] = \frac{P_e \times W}{U_{ar} \times \delta_{ar}} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \qquad 3.2\text{-}28$$

onde:

P_e - taxa de emissão de partículas (adimensional);

W - largura da pluma de hidrocarbonetos no solo superficial, que é longitudinal ao fluxo da água subterrânea (cm);

δ_{ar} - comprimento da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

U_{ar} - velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

$10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$ - fator de conversão.

3.2.2.2.6 – Coeficiente Efetivo para Lei de Henry (H_{eff})

O Coeficiente Efetivo para Lei de Henry é dado pela seguinte equação:

$$H_{eff} = \left(\frac{H}{R.T_{amb}} x10^3 \frac{L}{m^3} \right) UF$$

onde:

H_{eff} - coeficiente efetivo da Lei de Henry (atm-cm^3/mol);

R - Constante dos Gases Ideais (atm-L/g-mol-K), = 0,08206;

T_{amb} - Temperatura Ambiente (K), = 293;

UF - Fração de Compostos Químicos não Ionizáveis na Água (g-mol/g-mol), = 1.

3.2.3 – Caminhos de Exposição para Avaliação nos estágios *Tier 1* e *Tier 2*

Para a elaboração de cenários que caracterizem a área a ser avaliada nos estágios *Tier 1* e *Tier 2* é necessário identificar os mecanismos de transporte de contaminantes da origem para o ponto de exposição (POE). O RBCA considera como caminhos de exposição padrão para a migração de contaminantes o ar, o solo (superficial e subsuperficial), a água subterrânea e a água superficial. Para a avaliação de risco à saúde humana é indispensável que os cenários tenham um meio afetado de origem da contaminação (fonte), um mecanismo para o transporte do contaminante (caminho de exposição) e um receptor atual (cenário de exposição que já esta ocorrendo) ou potencial (cenário de exposição que poderá vir a ocorrer).

Na avaliação RBCA os caminhos de exposição podem ser divididos em:

- Caminhos de exposição direta: o receptor está diretamente em contato com o meio contaminado de origem;
- Caminhos de exposição indireta: o receptor está em um local e/ou meio diferente do meio contaminado de origem.

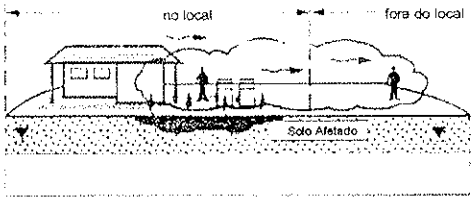
Na avaliação *Tier 1* deve ser assumido o receptor localizado dentro do local de estudo imediatamente próximo à fonte da contaminação, podendo este ser objeto da exposição por caminhos diretos e indiretos. No *Tier 2* os receptores atuais e potenciais podem estar localizados fora da área de estudo, distante do meio afetado. Receptores fora do local de estudo freqüentemente são objetos de exposição por caminhos indiretos. A Figura 3.2-11 apresenta os caminhos de exposição que podem ser avaliados no RBCA.

Um caminho de exposição considerado completo é aquele onde pode ser identificada a(s) fonte(s) de contaminação, o(s) receptor(es) da contaminação e o(s) caminho(s) de exposição e transporte da contaminação até o(s) receptor(es). Um caminho de exposição completo pode ser considerado para avaliação de risco.

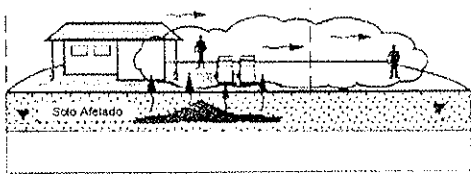
Na avaliação *Tier 1* o fluxograma apresentado na Figura 3.2-12 é preenchido para identificar o meio afetado, os mecanismos de transporte e os receptores atuais e potenciais para a o local de estudo. Para cada cenário de exposição completo e composto químico de interesse, os valores de NABR para o *Tier 1* podem ser calculados ou selecionados a partir de uma Tabela de Referência (*Look-Up Table*). Para avaliação *Tier 2* os caminhos de exposição a serem considerados serão aqueles onde a concentração do composto de interesse excedeu o valor de NABR encontrado no estágio *Tier 1*.

CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO PELO AR

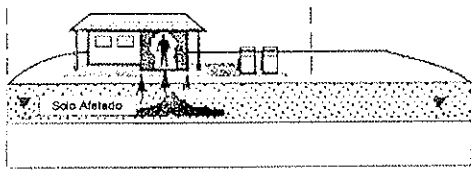
1) Solos Superficiais: inalação de vapores e ingestão de poeira (I)



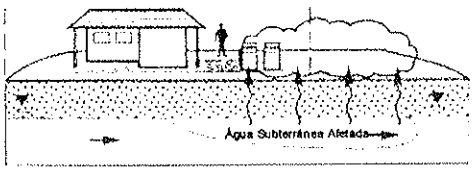
2) Solos Superficiais: volatilização ao ar (I)



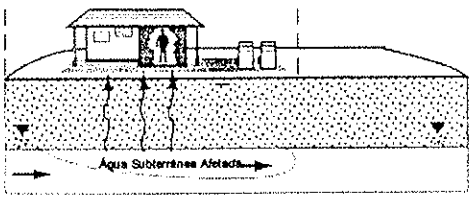
3) Solos Superficiais: volatilização aos locais fechados (I)



4) Água Subterrânea: volatilização ao ar (I)

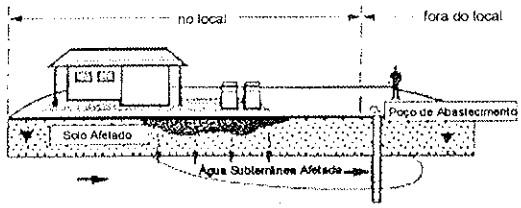


5) Água Subterrânea: volatilização aos locais fechados (I)

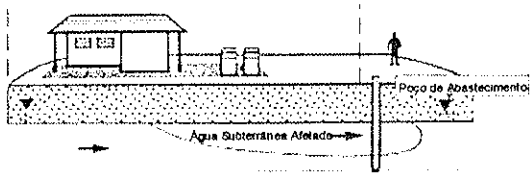


CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO PELA ÁGUA SUBTERRÂNEA

6) Lixiviação do Solo às Águas Subterrâneas: ingestão (I)

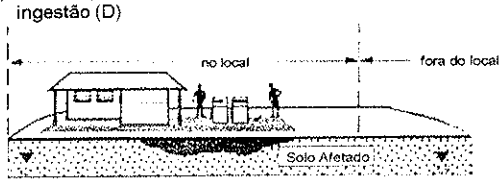


7) Pluma de Fase Dissolvida ou Fase Livre na Água Subterrânea: Ingestão (D/I)



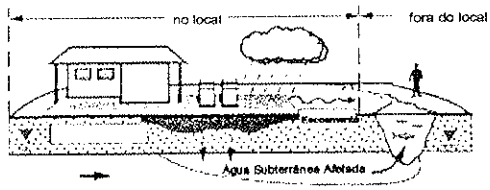
CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO PELO SOLO

8) Solos Superficiais ou Sedimentos: contato dérmico e/ou ingestão (D)



CAMINHOS DE EXPOSIÇÃO PELA ÁGUA SUPERFICIAL

9) Lixiviação do Solo às Águas Subterrâneas/Discarga na Água Superficial: contato pela recreação/consumo de peixe (I)



10) Discarga da Pluma da Água Subterrânea na Água Superficial: contato pela recreação/consumo de peixe (I)

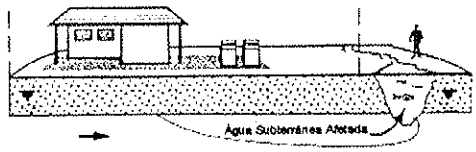


FIGURA 3.2-11 - Caminhos de Exposição Considerados no RBCA (modificado de Groundwater Services, 1995)

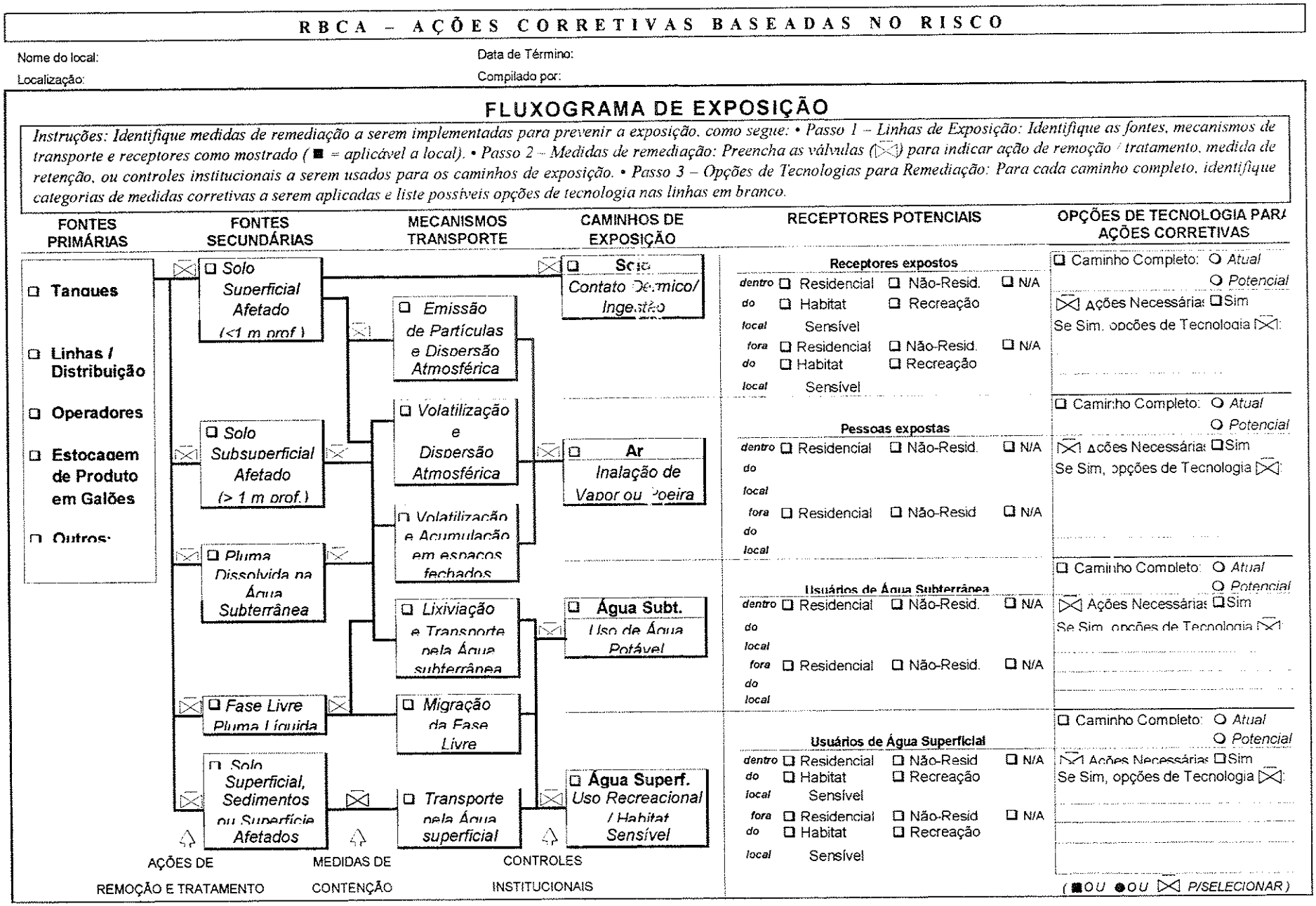


FIGURA 3.2-12 – Fluxograma de Exposição do RBCA (traduzido de ASTM, 1995)

4 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 - VAZAMENTOS DE COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE PETRÓLEO

4.1.1 - Problemática nos Estados Unidos da América e Europa

A U.S.EPA estima que existam nos Estados Unidos em torno de 1,1 milhões de TASC distribuídos em 400.000 áreas (industrias, postos de serviços, bases, terminais, refinarias, etc.), quase todos contendo derivados de petróleo (U.S.EPA, 1995).

Até junho de 1994, as agências ambientais norte-americanas (estaduais e municipais) haviam sido notificadas de 260.000 vazamentos em TASC, sendo informados 1.000 novos casos a cada semana (U.S.EPA, 1995). Os vazamentos confirmados chegaram a 318.000 de TASC em outubro de 1996. Até 1996, foram conduzidas mais de 9.200 ações de emergência, iniciadas e finalizadas mais de 252.000 e 152.000 remediações, respectivamente (U.S.EPA, 1999a).

Tendo em vista os vários problemas causados por inúmeras áreas contaminadas por resíduos perigosos, incluindo vazamentos em TASC, o congresso norte-americano decretou em 1980 o *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA), também chamado de *Superfund*. Inicialmente, o *Superfund* contou com 1,6 bilhões de dólares para, em 5 anos, serem utilizados na remediação das áreas mais críticas em todo o território norte-americano. Em 1986 foram feitas emendas ao CERCLA, conhecidas como SARA – *Superfund Amendments e Reauthorization Act.* Por meio do SARA foram liberados 8,5 bilhões de dólares para o programa de remediação de áreas contaminadas e 500 milhões de dólares especificamente para vazamentos em TASC (U.S.EPA, 1989).

Para o caso de vazamentos em tanques subterrâneos, o governo federal dos Estados Unidos, em conjunto com U.S.EPA, tomou ações importantes, podendo ser citadas entre outras (U.S.EPA, 1999a):

- em 1984, o congresso norte-americano criou leis para regularizar a utilização de TASC. Neste ano também foi criado o Programa de Conservação de Recursos e Ações de Recuperação (RCRA – *Resource Conservation and Recovery Act*);
- em 1986, o congresso norte-americano criou o Programa de Vazamentos em Tanques Subterrâneos de Armazenamento (*Leaking Underground Storage Tank Program* - LUST). Ainda neste ano foram publicadas leis para regulamentar as responsabilidades financeiras

e legais dos donos e operadores de TASC, com respeito à remediação da contaminação e compensação de danos causados à população;

- em 1988, foram criadas regras federais para regulamentar os problemas decorrentes de vazamentos em tanques subterrâneos. Também neste ano foram criadas regras para o projeto, instalação, operação e testes em tanques subterrâneos de armazenamento.

A legislação federal norte-americana de 1988 foi criada com o objetivo de estabelecer regras para a instalação de novos TASC e estabelecer padrões técnicos de prevenção, proteção, monitoramento, detecção e remediação de vazamentos para tanques já instalados. Para tanto, estes últimos deveriam ser adaptados, trocados ou desativados corretamente até a data de 22 de dezembro de 1998 (10 anos de prazo). Os donos e operadores de TASC tornaram-se responsáveis por estas adaptações. Também é responsabilidade dos donos e operadores de TASC a detecção e denúncia do vazamento, remoção da fonte, ações emergenciais, investigação da extensão da contaminação e remediação do solo e da água subterrânea para assegurar a proteção da saúde humana (U.S.EPA, 1999b).

O LUST foi criado para promover a remediação de áreas contaminadas por vazamentos em TASC. Inicialmente 500 milhões de dólares foram arrecadados por um imposto correspondente a um décimo de centavo de cada galão de gasolina, diesel e combustível de aviação vendido. Em 1996, o LUST já possuía 1,64 bilhão de dólares para promover estas remediações. O LUST tem três propósitos básicos: Financiar o desenvolvimento de equipamentos para prevenção de vazamentos, vigiar as ações de remediação realizadas pelos donos ou operadores dos TASC e remediar áreas com problemas de vazamento onde os donos não são conhecidos, não estão dispostos a remediar, são isentos de responsabilidade ou em casos de ações emergênciais. O dinheiro destinado ao LUST é dividido pelas regionais estaduais da U.S.EPA dependendo dos seguintes critérios: número de vazamentos confirmados, números de TASC registrados, número de pessoas que utilizam água subterrânea para consumo e percentual de remediações iniciadas e completadas do total de vazamentos confirmados (U.S.EPA, 1999a).

Um grande problema nos Estados Unidos são as áreas industriais ou comerciais abandonadas, inativas e subutilizadas, onde a expansão urbana ou reutilização destas áreas pode determinar risco a saúde humana. Postos de serviço antigos ou abandonados e propriedades industriais ou comerciais que possuem TASC podem chegar a 450.000 nos Estados Unidos. A U.S.EPA mantém um programa de monitoramento de áreas abandonadas que tem como objetivo minimizar o potencial de risco à saúde humana e restaurar a viabilidade de utilização destas áreas (U.S.EPA, 1999c).

Atualmente a maior prioridade para a U.S.EPA com respeito aos problemas de vazamentos em TASC é auxiliar os estados a realizarem remediações rápidas, baratas e mais eficientes. Para tanto a U.S.EPA tem incentivado a Criação de Decisões Baseadas no Risco (*Risk-Based Decision Making* - RBDM) e tecnologias de remediação alternativa (ASTM, 1999).

O processo de Criação de Decisões Baseadas no Risco emprega ferramentas utilizadas para avaliação de exposição e avaliação de risco, para quantificar o atual e potencial risco à saúde humana e ao meio ambiente que é gerado a partir de um vazamento em um TASC. Essa prática auxilia na escolha de ações corretivas e identificação de metas para níveis de remediação. O processo de Criação de Decisões Baseadas no Risco pode ser utilizado para:

- Conduzir a coleta de dados para a avaliação de risco;
- Classificar a área em função do risco e ações emergênciais;
- Determinar qual a melhor técnica para remediação, se necessário;
- Estabelecer metas para níveis de remediação baseados no risco;
- Isentar os donos e operadores de TASC de um processo de remediação desnecessário.

Vários estados norte-americanos têm utilizado, para problemas de vazamentos em TASC, o processo de Criação de Decisões Baseadas no Risco que foi proposto no programa de Ações Corretivas da *American Society for Testing and Materials* (ASTM), chamado *Risk Based Corrective Action* (RBCA).

O custo da remediação de uma área contaminada por vazamentos em TASC depende de vários fatores, incluindo a extensão da contaminação e os padrões de remediação a serem exigidos. No caso da contaminação estar restrita a uma pequena porção do solo a ser removido e tratado, este custo pode ficar em torno de 10.000 dólares. Entretanto, se a contaminação no solo for mais extensa, o custo pode chegar até a 125.000 dólares. No caso da remediação para a água subterrânea, esta pode variar entre 100.000 e 1 milhão de dólares, dependendo da extensão da contaminação (U.S.EPA, 1999a).

Em conjunto com empreiteiros, consultores, donos de TASC e os governos estaduais norte-americanos, a U.S.EPA está trabalhando para criar tecnologias alternativas de remediação. Entre as várias tecnologias testadas podem ser citadas o *air sparging*, a biorremediação, o *bioventing* e o *soil vapor extraction*, que estão sendo difundidas por meio de treinamento, demonstração e projetos pilotos que visam a remediação rápida, com baixo custo e mais efetiva.

O CONCAWE é a organização das companhias de óleo européias que cuida de problemas de saúde humana e preservação ambiental relacionados ao refino do óleo cru e distribuição de

seus derivados nos países da Europa. O CONCAWE tem contribuído tecnicamente na criação de padrões ambientais europeus para o ar, solo e água subterrânea que são utilizados pelos países da Europa, por meio de legislações ambientais (CONCAWE, 1999).

Em 1994 o CONCAWE criou o *International Uniform Chemical Information Database* - IUCID, um banco de dados de compostos químicos e produtos derivados de petróleo que são refinados, armazenados e comercializados nos países europeus. O objetivo deste banco de dados foi reunir informações de derivados de petróleo (volumes anuais, uso e classificação) e de compostos químicos (dados físico-químicos e toxicológicos) para serem utilizadas pelas companhias de óleo, governo e consultores nos problemas de contaminação ambiental na Europa (CONCAWE, 1999).

4.1.2 - Problemática no Brasil e Estado de São Paulo

Nos últimos anos o mercado de distribuição e revenda de combustíveis derivados de petróleo vem experimentando mudanças significativas, principalmente no que diz respeito ao aumento do número de empresas de distribuição de combustíveis (distribuidoras) e a maior participação destas novas empresas no mercado. Esta reorganização do mercado deve-se principalmente à Lei nº 9.478, de agosto de 1997, que regulamentou a abertura do setor de petróleo e de combustíveis, e ao Decreto nº 2.455, de 14 de janeiro de 1998, que extinguiu o Departamento Nacional de Combustíveis (DNC) e instalou em seu lugar a Agência Nacional de Petróleo (ANP). Seguindo a política neo-liberal do atual governo, a ANP promoveu uma ampla desregulamentação do mercado que possibilitou o surgimento de novas distribuidoras, postos com bandeira branca (sem vinculo com uma distribuidoras específica) e um significantivo aumento no número de postos de serviços em todo o Brasil. Tal aumento só pode ser comparado ao registrado em meados da década de 70, associado ao programa nacional do álcool (PRÓ-ÁLCOOL). A Figura 4.1-1 apresenta o número de revendedores de combustíveis por estado brasileiro segundo a ANP (1999).

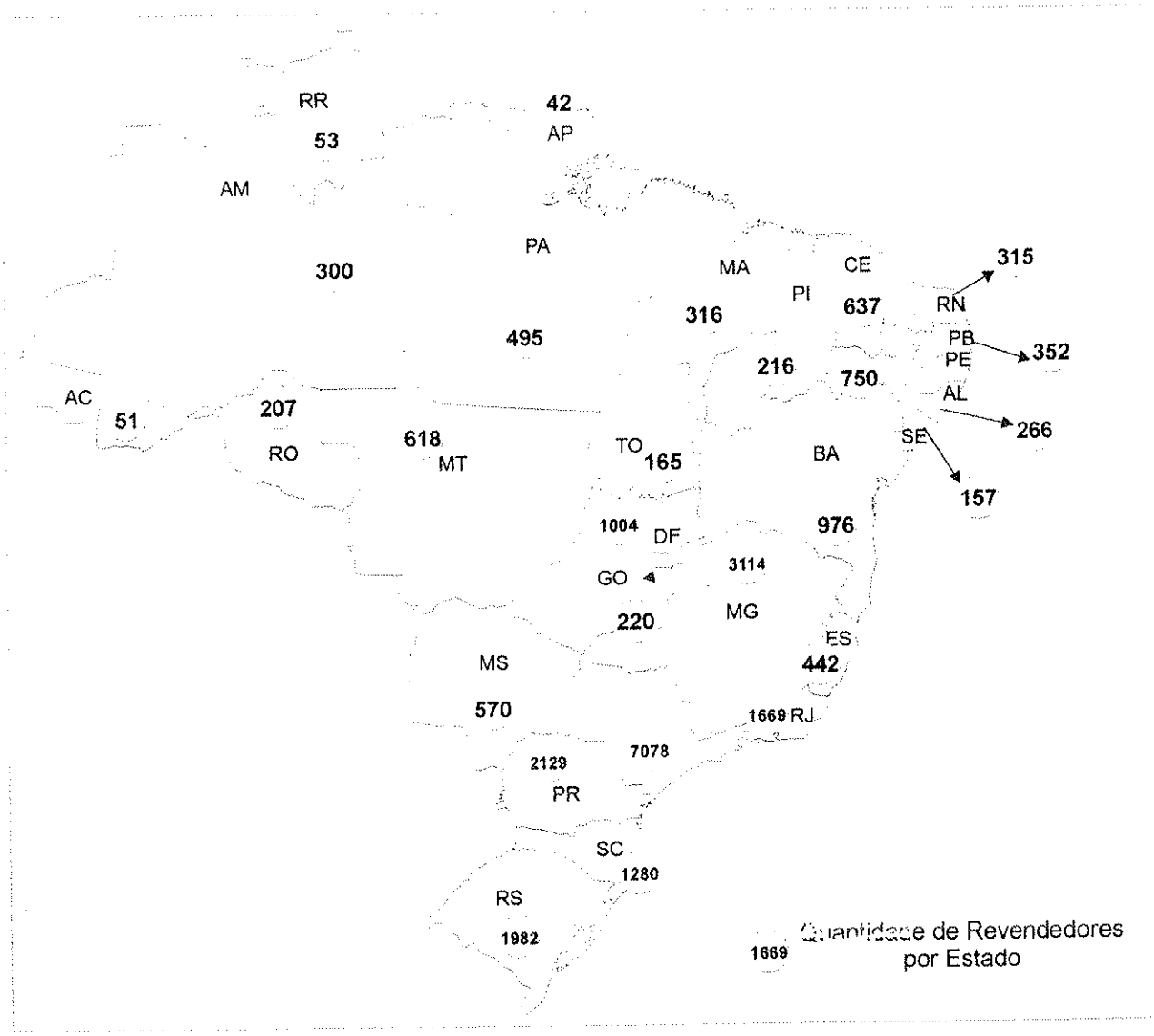


FIGURA 4.1-1 – Distribuição dos Revendedores de Combustíveis Derivados de Petróleo no Território Nacional (ANP, http://www.anp.gov.br)

Segundo pesquisa publicada pelo SINCOPETRO (SINCOPETRO & FECOMBUSTÍVEIS, 1999a) existem 23.807 postos de serviços instalados em todo território brasileiro. Deste total 7.091 estão instalados no Estado de São Paulo. A distribuição dos postos de serviço por bandeira é apresentada na Tabela 4.1-1.

TABELA 4.1-1 – Números de Postos de Serviço por Bandeira (modificado de SINCOPETRO & FECOMBUSTÍVEIS, 1999a)

BANDEIRA	BRASIL	SÃO PAULO
BR	6.209	1.511
IPIRANGA	5.242	1.215
SHELL	3.478	1.369
TEXACO	3.246	633
ESSO	2.621	858
AGIP/SÃO PAULO	809	588
BANDEIRA BRANCA	700	374
OUTRAS	1.502	543
TOTAL	23.807	7.091

Na Tabela 4.1-1 pode-se observar que no contexto nacional a BR distribuidora é líder com 26,08% de estabelecimentos, seguida da Ipiranga com 22,02%, as quais juntas representam 48,10% do mercado. No Estado de São Paulo, a BR também detém a maior parte dos estabelecimentos com 21,31%, entretanto a Ipiranga (17,13%) sede o segundo lugar para a Shell distribuidora com 19,31% dos pontos de revenda. De igual importância é o fato de mais de 50% de postos de serviço sem vínculo à uma companhia distribuidora (Bandeira Branca) estarem instalados no Estado de São Paulo. O SINCOPETRO (SINCOPETRO & FECOMBUSTÍVEIS, 1999b) traçou um comparativo entre as duas últimas pesquisas nacionais para o mercado de distribuição e revenda de combustíveis realizadas em 1997 e 1999, onde pode-se observar um considerável crescimento da participação de estabelecimentos bandeira branca no cenário nacional, de 0,30% para os atuais 2,94%.

Em paralelo ao rearranjo do mercado de combustíveis pode-se observar um aumento no registro de ocorrências de vazamentos em postos de serviço. O desgaste dos equipamentos instalados e o aumento da conscientização da população e das distribuidoras possibilitou a identificação de um maior número de vazamentos e, consequentemente, uma ação mais efetiva dos órgãos ambientais estaduais. Em São Paulo, pode-se observar um aumento significativo nos casos acompanhados pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), com é apresentado na Figura 4.1-2 (CETESB, 1999a).

Na Figura 4.1-2 pode-se observar que dos 276 casos acompanhados pela CETESB entre 1984 e 1998, 141 (51,09%) foram identificados nos últimos 3 anos e 65 (23,55%) somente no ano de 1998. A pesquisa nacional realizada pelo SINCOPETRO (SINCOPETRO & FECOMBUSTÍVEIS, 1999b) em 1999 junto aos proprietários de postos de serviço, revelou que para 72,83% dos entrevistados nunca ocorreu nenhum tipo de vazamento em seu estabelecimento, em 23,81% dos casos ocorreu algum vazamento e 3,37% não sabem ou não responderam.

Em levantamento realizado pela CETESB (CETESB, 1999a) foram analisados dados sobre a cidade de São Paulo fornecidos pelo CONTRU. Neste levantamento, pôde-se identificar 2.098 postos de serviços instalados na cidade de São Paulo, os quais são apresentados, segundo suas idades, na Tabela 4.1-2.

TABELA 4.1-2 – Postos de Serviços da Cidade de São Paulo por idade (modificado de CETESB, 1999)

IDADE	QUANTIDADE	PORCENTAGEM (%)
De 00 a 05 anos	434	20,69
De 06 a 10 anos	194	9,25
De 11 a 15 anos	135	6,43
De 16 a 20 anos	151	7,20
De 21 a 25 anos	321	15,30
De 26 a 30 anos	488	23,26
Acima de 30 anos	375	17,87
TOTAL	2.098	100,00

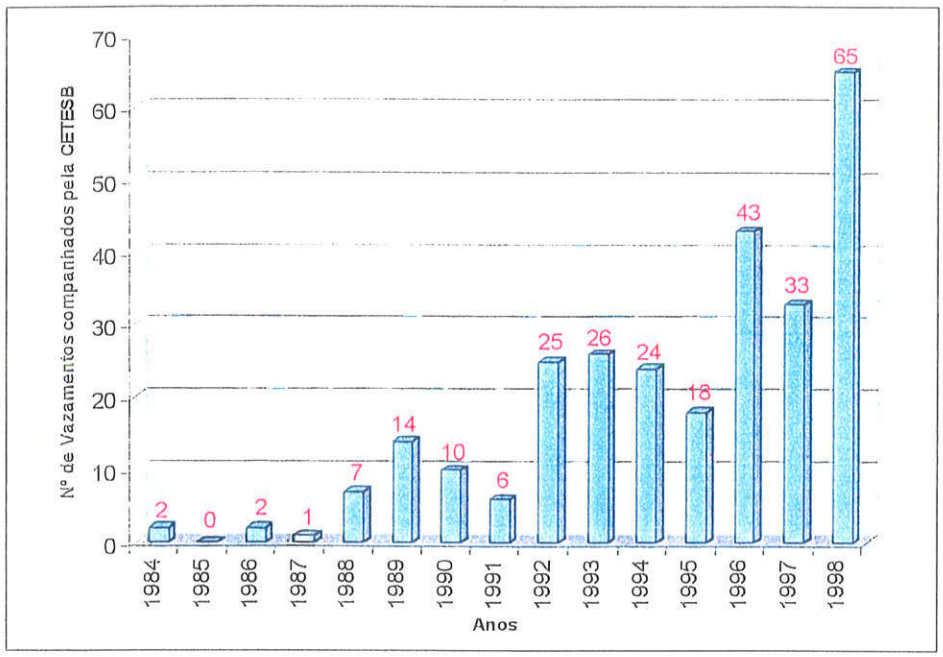


FIGURA 4.1-2 – Casos de Vazamento em Postos de Serviço acompanhados pela CETESB (CETESB, 1999a)

Pode-se observar na Tabela 4.1-2 que a maior parte das instalações de postos de serviço na cidade de São Paulo ocorreu há mais ou menos 25 anos atrás ou nos últimos cinco anos, reforçando a relação dos picos de crescimento do mercado de combustíveis com o PRÓ-ÁLCOOL (meados da década de 70) e com a desregulamentação promovida pela ANP (segunda metade da década de 90).

No Estado de São Paulo a comunicação de ocorrências é feita junto ao órgão ambiental pelo proprietário do posto de serviço, pela população ou por concessionárias de serviços públicos.A maior parte das comunicações da ocorrência ou suspeita de vazamentos em postos de serviços são feitas pela população e concessionárias de serviços públicos. A comunicação pode ser feita ao corpo de bombeiros ou diretamente à CETESB, que se encarrega da constatação da denúncia e das ações emergenciais iniciais. Uma vez terminadas as ações emergenciais, fica a cargo da CETESB o acompanhamento do processo de caracterização, avaliação de risco, remediação e monitoramento da contaminação causada por este vazamento. A Figura 4.1-3 apresenta o fluxograma utilizado pela CETESB no acompanhamento de vazamentos em postos de serviço. O Ministério Público do Estado, por meio de suas Promotorias de Meio Ambiente, vem atuando no sentido de promover a recuperação das áreas onde ocorreram vazamentos em TASC.

O arcabouço legal que cria a base para que os trabalhos de gerenciamento ambiental de vazamentos em postos de serviço sejam desenvolvidos pelas instituições citadas anteriormente vem sendo criado ao longo dos últimos anos para o Estado de São Paulo. Dentre outros podemos citar:

- Lei 997, que institui o sistema de prevenção e controle da poluição do meio ambiente (art.1º); Determina que a instalação, construção ou ampliação, bem como a operação ou funcionamento de fontes de poluição ficam sujeitas à autorização prévia da CETESB, mediante licença de instalação e funcionamento (art.5º);
- Decreto 8.468, que define as fontes de poluição (art.57º). Dentre elas não estão listados os postos de serviço, entretanto existe citação dos depósitos ou comércios atacadistas de produtos químicos e inflamáveis como fonte poluidora, determina a necessidade de licenciamento para as bases de distribuição de combustíveis;
- Lei 9.129, que exige de postos de serviços, empresas, órgãos públicos e entidades que armazenam combustíveis, a instalação de tanques e tubulações com proteção contra corrosão e a adaptação dos equipamentos já instalados, bem como ações corretivas relacionadas a ocorrencia de vazamentos.

Em 23 de agosto de 1999, a Prefeitura da Cidade de São Paulo publicou o Decreto nº 38.231 que determina:

- As Instalações destinadas ao armazenamento de combustíveis em postos de serviços, empresas e órgãos públicos devem seguir as exigências da norma NBR 13.786/97-ABNT;
- As instalações existentes, as novas e as ampliações deverão possuir sistema de detecção de vazamentos, derramamento e trasbordamento, bem como contra corrosão;
- Exige o controle de estoque;
- Proíbe a reutilização de tanques que foram substituídos por motivo de vazamento;
- Exige caixa separadora água-óleo conforme especificação da ABNT;
- Exige das companhias distribuidoras uma equipe de pronto atendimento à emergências (EPAE), instalada na Cidade de São Paulo.

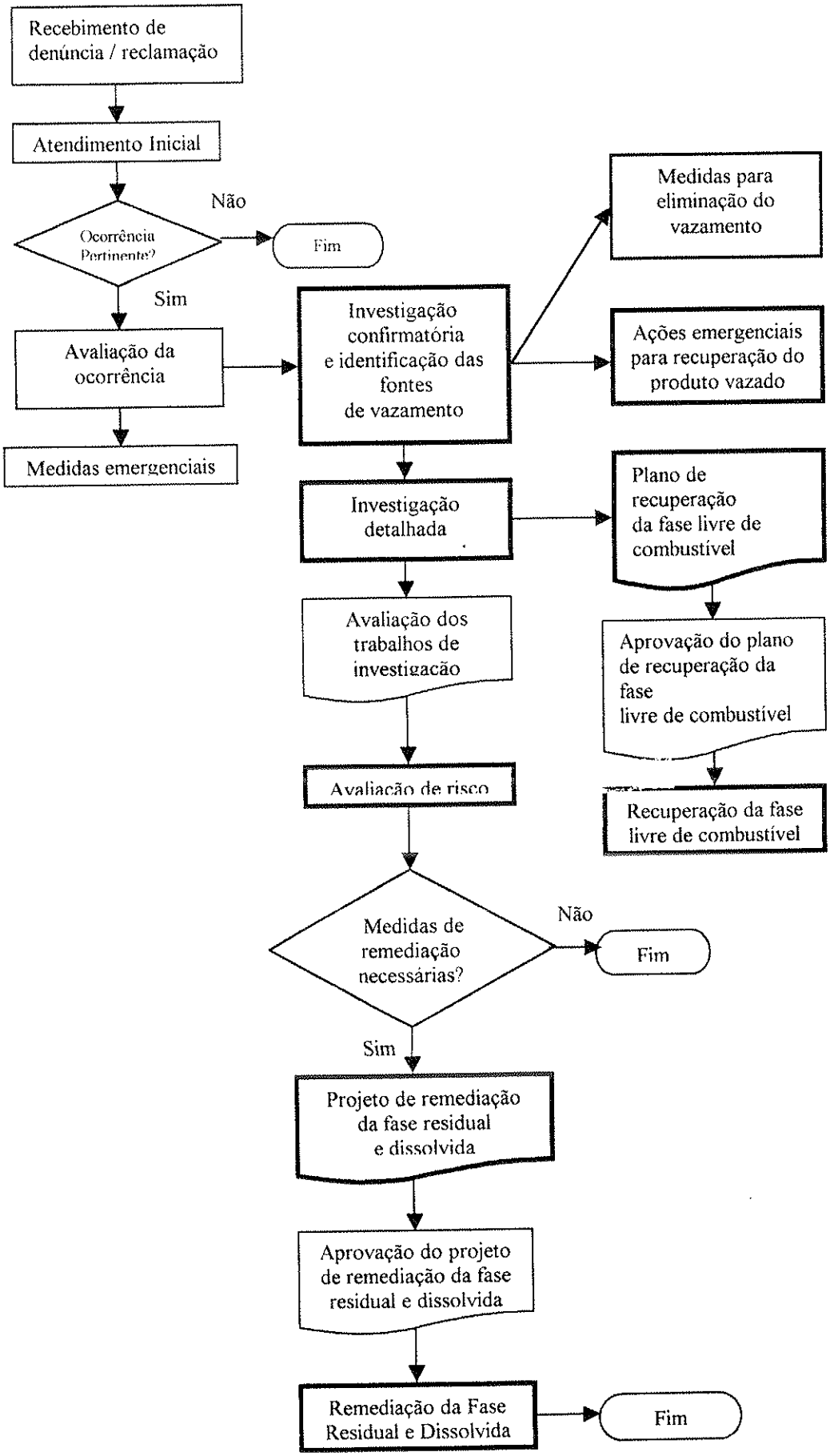


FIGURA 4.1-3 – Fluxograma de acompanhamento de vazamentos em postos de serviços (modificado de CETESB, 1999b)

4.2 - COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DE PETRÓLEO

4.2.1 - Características

4.2.1.1 - Composição

Na química orgânica, os hidrocarbonetos podem ser divididos em duas classes: hidrocarbonetos aromáticos e hidrocarbonetos alifáticos. Hidrocarbonetos alifáticos não possuem anel de benzeno e podem ser divididos em alcanos ou parafinas, quando entre os carbonos ocorrem ligações simples (hidrocarbonetos saturados), alcenos ou olefinas, quando entre os carbonos ocorrem ligações duplas (hidrocarbonetos insaturados) e alcinos, quando entre os carbonos ocorrem ligações triplas. Hidrocarbonetos aromáticos são caracterizados pela presença de pelo menos um anel de benzeno. Quando dois ou mais anéis ocorrem são chamados de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos ou poliaromáticos.

O óleo cru é uma mistura de hidrocarbonetos de diferentes pesos moleculares, com composição média de 84,5% de carbono, 13% de hidrogênio, 1,5% enxofre, 0,5% de nitrogênio e 0,5% de oxigênio. Adicionalmente, água, vanádio, níquel, sódio e outros metais podem estar presentes. O óleo cru típico é composto de mais de 600 tipos diferentes de hidrocarbonetos, distribuídos da seguinte forma: 25% de alcanos, 50% de cicloalcanos, 17% de aromáticos e 8% de asfálticos, que são moléculas com alto peso molecular e mais de 40 átomos de carbono (Hunt, 1979 *apud* Fetter, 1994).

Combustíveis derivados de petróleo, como gasolina, diesel e querosene são obtidos a partir da destilação do óleo cru, sendo separados de acordo com seu grau de volatilização. Estes combustíveis são formados por uma grande variedade de hidrocarbonetos, cuja composição específica varia com o tipo de produto (gasolina, óleo diesel, etc.). Entretanto, esta composição não é exata, podendo variar com o tipo de óleo cru original, processo e época de refinamento e aditivos utilizados para melhorar sua performance (ASTM, 1995).

A Tabela 4.2-1 mostra a composição média de alguns combustíveis derivados de petróleo.

TABELA 4.2-1 - Composição média de combustíveis derivados de petróleo (modificado de Fetter, 1994)

COMBUSTÍVEL	FAIXA DE ÁTOMOS DE C POR MOLÉCULA	PONTO DE FUGOR	COMPOSTOS PRESENTES	USO
Gás	C_1 a C_4	20 °C	Metano, Etano, Propano, Butano, Etileno, Propileno, Butileno, Iso-butano, Iso-butileno	Cozimento, aquecimento domiciliar, estoque para processos químicos
Gasolina	C_5 a C_{10}	20 a 190 °C	Alcanos, alcenos, monoaromáticos solúveis em água e aditivos	Combustível automotivo
Querosene	C_{11} a C_{13}	190 a 260 °C	Alcanos, monoaromáticos, PAH (naftalenos, antracenos) pouco solúveis, alguns metais e aditivos	Combustível, combustível para avião
Diesel	C_{14} a C_{18}	260 a 360 °C	Alcanos, monoaromáticos, PAH (naftalenos, antracenos) pouco solúveis, alguns metais e aditivos	Combustível automotivo
Óleos lubrificantes	C_{19} a C_{40}	360 a 530 °C	Alcanos, PAH's insolúveis em água e metais como níquel e vanádio	lubrificante, graxas, ceras

PAH - hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

Para o presente estudo é importante detalhar aspectos que envolvem a gasolina e o óleo diesel, já que estes são combustíveis derivados de petróleo que freqüentemente são encontrados em TASC de postos de serviço, estando sujeitos a vazamentos para o subsolo.

A gasolina automotiva e o óleo diesel combustível são essencialmente misturas de hidrocarbonetos derivados de petróleo. Diferenças na composição da gasolina e do diesel têm importantes implicações no monitoramento e remediação de áreas contaminadas por estes produtos, uma vez que seu transporte e transformação no meio impactado são função, entre outros, de sua composição. Outro problema está relacionado aos equipamentos utilizados nas análises químicas, que podem ter respostas diferentes para pequenas variações de composição (Guiguer, 1996).

Um ponto crítico nos trabalhos ambientais está associado aos aditivos que são incorporados à gasolina e ao diesel, freqüentemente presentes em pequenas concentrações, mas que podem exercer mudanças nas propriedades físico-químicas destes combustíveis. Os aditivos mais utilizados são os antioxidantes, inibidores de corrosão, catalisadoras de reações de oxidação, desemulsificantes, detergentes, corantes, compostos para controle de detonação e oxigenados como o metil terc-butil éter (MTBE), etil terc-butil éter (ETBE) e o etanol (Guiguer, 1996).

Entre estes aditivos, os detergentes têm sido freqüentemente utilizados, o que pela sua ação surfactante, proporciona a redução da tensão superficial da gasolina, influenciando sua migração em subsuperfície. A solubilidade da gasolina na água pode ser incrementada de forma significativa com a adição de substâncias hidrofílicas, como MTBE, metanol e etanol (Mihelcic, 1990).

Mihelcic (1990) estudou o aumento da solubilidade dos constituintes aromáticos da gasolina (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) em meio poroso, com a adição de etanol e MTBE.

Neste estudo o MTBE foi mais eficiente que o etanol como solvente destes compostos, com exceção do benzeno, onde um comportamento inverso foi observado, sendo que o etanol teve um maior efeito na solubilidade do benzeno que o MTBE.

Oliveira (1997) estudou as interações entre as fases gasolina-água-etanol no processo de remoção da gasolina residual do solo por meio da injeção de álcool. Segundo este autor, no sistema gasolina-água-etanol ocorre preferêncialmente um particionamento do álcool para a fase água, a tensão interfacial é reduzida com o aumento do conteúdo de etanol e um sistema miscível adequado para a remoção da gasolina pode ser obtido para concentrações de etanol acima de 88% em água.

O óleo combustível diesel tem grande importância na economia mundial, já que este tem sido utilizado em grande escala como combustível no transporte rodoviário, naval, ferroviário, na agricultura para tratores e outros maquinários agrícolas, bem como no setor industrial. Considerando as características físico-químicas do óleo combustível derivado da destilação do óleo cru, este pode ser classificado da seguinte forma:

- Óleo combustível nº 2 ⇒ Peso leve, alta fluidez, alta expansão, média dispersividade;
- Óleo combustível nº 4 ⇒ Médio peso, alta fluidez, alta dispersividade;
- Óleo lubrificante ⇒ Médio peso, alta fluidez, média dispersividade.

A Tabela 4.2-2 mostra a composição para uma gasolina regular, apresentada por Johnson *et al.* (1990a).

TABELA 4.2-2 - Composição da gasolina regular (Johnson *et al.*, 1990a)

n°	Componente	Fórmula Química	Massa Molecular	Fração da Massa	Fração Molar	n°	Componente	Fórmula Química	Massa Molecular	Fração da Massa	Fração Molar
1	Propano	C_3H_8	44,1	0,0001	0,0002	30	n-heptano	C_7H_{16}	100,2	0,0063	0,0060
2	Isobutano	C_4H_{10}	58,1	0,0122	0,1999	31	metilciclohexano	C_7H_{14}	98,2	0,0000	0,0000
3	n-butano	C_4H_{10}	58,1	0,0629	0,1031	32	2,2-dimetilhexano	C_8H_{18}	114,2	0,0055	0,0046
4	trans-2-buteno	C_4H_8	56,1	0,0007	0,0012	33	tolueno	C_7H_8	92,1	0,0550	0,0568
5	cis-2-buteno	C_4H_8	56,1	0,0000	0,0000	34	2,3,4-trimetilpentano	C_8H_{18}	114,2	0,0121	0,0101
6	3-metil-1-buteno	C_5H_{10}	70,1	0,0006	0,0008	35	2-metilheptano	C_8H_{18}	114,2	0,0155	0,0129
7	Isopentano	C_4H_{12}	72,1	0,1049	0,1384	36	3-metilheptano	C_4H_{10}	114,2	0,0000	0,0000
8	1-pentano	C_5H_{10}	70,1	0,0000	0,0000	37	n-octano	C_8H_{18}	114,2	0,0013	0,0011
9	2-metil-1-butano	C_5H_{10}	70,1	0,0000	0,0000	38	2,4,4-trimetilhexano	C_9H_{20}	128,3	0,0087	0,0065
10	2-metil-1,3-butadieno	C_5H_8	68,1	0,0000	0,0000	39	2,2-dimetilheptano	C_9H_{20}	128,3	0,0000	0,0000
11	n-pentano	C_5H_{12}	72,2	0,0586	0,0773	40	p-xileno	C_8H_{10}	106,2	0,0957	0,0858
12	trans-2-pentano	C_5H_{10}	70,1	0,0000	0,0000	41	m-xileno	C_8H_{10}	106,2	0,0000	0,0000
13	2-metil-2-buteno	C_5H_{10}	70,1	0,0044	0,0060	42	3,3,4-trimetilhexano	C_9H_{20}	128,3	0,0281	0,0209
14	3-metil-1,2-butadieno	C_5H_8	68,1	0,0000	0,0000	43	o-xileno	C_8H_{10}	106,2	0,0000	0,0000
15	3,3-dimetil-1-buteno	C_6H_{12}	84,2	0,0049	0,0055	44	2,2,4-trimetilheptano	$C_{10}H_{22}$	142,3	0,0105	0,0070
16	ciclopentano	C_5H_{10}	70,1	0,0000	0,0000	45	3,3,5-trimetilheptano	$C_{10}H_{22}$	142,3	0,0000	0,0000
17	3-metil-1-penteno	C_6H_{12}	84,2	0,0000	0,0000	46	n-propilbenzeno	C_9H_{12}	120,2	0,0841	0,0666
18	2,3-dimetilbutano	C_6H_{14}	86,2	0,0730	0,0807	47	2,3,4-trimetilheptano	$C_{10}H_{22}$	142,3	0,0000	0,0000
19	2-metilpentano	C_6H_{14}	86,2	0,0273	0,0302	48	1,3,5-trimetilbenzeno	C_9H_{12}	120,2	0,0411	0,0325
20	3-metilpentano	C_6H_{14}	86,2	0,0000	0,0000	49	1,2,4-trimetilbenzeno	C_9H_{12}	120,2	0,0213	0,0169
21	n-hexano	C_6H_{14}	86,2	0,0283	0,0313	50	metilpropilbenzeno	$C_{10}H_{14}$	134,2	0,0351	0,0249
22	metilciclopentano	C_6H_{12}	84,2	0,0000	0,0000	51	dimetiletilbenzeno	$C_{10}H_{14}$	134,2	0,0307	0,0218
23	2,2-dimetilpentano	C_7H_{16}	100,2	0,0076	0,0093	52	1,2,4,5-tetrametilbenzeno	$C_{10}H_{14}$	134,2	0,0133	0,0094
24	benzeno	C_6H_6	78,1	0,0076	0,0093	53	1,2,3,4-tetrametilbenzeno	$C_{10}H_{14}$	134,2	0,0129	0,0091
25	ciclohexano	C_6H_{12}	84,2	0,0000	0,0000	54	1,2,4-trimet-5-etilbenzeno	$C_{11}H_{16}$	148,2	0,0405	0,0260
26	2,3-dimetilpentano	C_7H_{16}	100,2	0,0390	0,0371	55	n-dodecano	$C_{12}H_{26}$	170,3	0,0230	0,0129
27	3-metilhexano	C_7H_{16}	100,2	0,0000	0,0000	56	naftaleno	$C_{10}H_8$	128,2	0,0045	0,0033
28	3-etilpentano	C_7H_{16}	100,2	0,0000	0,0000	57	n-hexilbenzeno	$C_{12}H_{20}$	162,3	0,0000	0,0000
29	2,2,4-trimetilpentano	C_8H_{18}	114,2	0,0121	0,0101	58	metilnaftaleno	$C_{11}H_{10}$	142,2	0,0023	0,0015

4.2.1.2 - Propriedades Físicas e Químicas

As propriedades físicas e químicas de um composto determinam como este interage com o meio, influenciando diretamente sua mobilidade, degradação e possibilidade de remoção do meio impactado. É importante ressaltar que apesar das propriedades físicas e químicas já possuírem valores obtidos em testes de campo e laboratório, eles são muito sensíveis ao tipo e composição do combustível, ao meio onde ocorreu o vazamento e às condições ambientais (ASTM, 1998).

Neste contexto, diversos autores como ASTM (1995), ASTM (1998), Feenstra *et al.* (1991), Kreamer & Stetzenback (1990), Johnson *et al.* (1990a), Johnson *et al.* (1990b), Wilson & Brown (1989), Wiedemeier *et al.* (1996), Allen-King *et al.* (1997), Abdul (1988), Ang & Abdul (1991), Cushman & Ball (1993), Farr *et al.* (1990), Freeze & McWhorter (1997), Hamed & Bedient (1997), Mills *et al.* (1996), McCray & Falta (1997), Marinelli & Durnford (1996), apresentam

diversos parâmetros físico-químicos dos hidrocarbonetos de petróleo, importantes na execução de atividades voltadas para a caracterização, remediação, monitoramento, avaliação de risco e estabelecimento de padrões em áreas afetadas por vazamentos em TASC. Os parâmetros mais importantes são descritos a seguir:

a - densidade específica

É a razão da massa de um dado volume de uma substância pela massa do mesmo volume de água. Se a densidade específica de uma substância pura é menor que 1, esta irá flutuar na água, se for maior que 1 a substância irá afundar na água.

b - solubilidade em água

Segundo LaGrega *et al.* (1994), a solubilidade é intensidade na qual uma substância (soluto) pode se dissolver em outra (solvente). A solubilidade de um composto químico em água é função da temperatura e de propriedades específicas do composto. Cada composto individual possui um grau de solubilidade específica. Desta forma, diferentes compostos podem ser encontrados solubilizados em água com diferentes concentrações.

Para compostos orgânicos na fase vapor a solubilidade deve ser medida para uma determinada pressão de vapor. Compostos orgânicos podem ter sua solubilidade variando de totalmente miscíveis em água até totalmente imiscíveis. Quanto maior a solubilidade do composto maior sua mobilidade no meio ambiente (Schwarzenbach *et al.*, 1993).

Compostos monoaromáticos (BTEX - benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) são muito mais solúveis em água comparados aos alcanos e alcenos (>1700 mg/L para benzeno) (Mackay & Shiu, 1992). Os hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (PAH's) são moderadamente solúveis (31 mg/L para naftaleno) a relativamente insolúveis em água (<1 mg/L para antraceno e pireno). Para os PAH's observa-se uma relação inversa entre o seu peso molecular e a sua solubilidade em água (<0,01 mg/L para o benzo(a)pireno) (Mackay & Shiu, 1992).

A Tabela 4.2-3 apresenta valores de solubilidade para alguns compostos encontrados em combustíveis derivados de petróleo.

TABELA 4.2-3 – Valores de solubilidade para alguns compostos encontrados em combustíveis derivados de petróleo (modificado de ASTM, 1995)

COMPOSTO	SOLUBILIDADE (mg/L)	COMPOSTO	SOLUBILIDADE (mg/L)
Benzeno	1750	Pireno	0,132
Tolueno	535	Benzo(a)pireno	0,00120
Etilbenzeno	152	Antraceno	0,0450
Xilenos	198	Naftaleno	31,0
Fenantreno	1,00	Benzo(a)antraceno	0,00570
MTBE	48000	Etanol	1000000

c - Coeficientes de partição

Coeficientes de partição são constantes empíricas que descrevem como um composto químico se distribui entre dois meios. Em estudos ambientais que envolvem contaminação por hidrocarbonetos de petróleo são importantes os seguintes coeficientes de partição: octanol-água, solo-água e carbono orgânico.

O coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) é a medida de como um composto orgânico pode se distribuir entre um solvente orgânico e a água, sendo definido pela fórmula:

$$K_{ow} = C_o / C$$

onde: C_o - concentração em octanol (mg/L); C - concentração em água (mg/L).

Valores de K_{ow} podem ser da ordem de $1x10^{-3}$ a $1x10^{7}$, sendo que compostos orgânicos com baixos valores de K_{ow} (<10) tendem a ser hidrofílicos, ter uma baixa adsorção no solo e baixo fator de bioconcentração (*BCF*) (Schwarzenbach *et al.*, 1993).

O coeficiente de partição solo-água (K_d) é a medida da tendência de um composto químico ser adsorvido pelo solo ou sedimento, sendo definido pela equação:

$$K_d = C_s / C_w$$

onde: C_s - concentração no solo (mg/kg); C_w - concentração na água (mg/L).

O coeficiente de partição de carbono orgânico (K_{oc}) é a medida da tendência de um composto orgânico ser adsorvido pela fração de carbono orgânico do solo, sendo definido pelas expressões:

$$K_{oc} = C_c / C_w \quad \text{ou} \quad K_{oc} = K_d / f_{oc}$$

onde: C_s - concentração adsorvida (mg/kg de carbono orgânico do solo); C_w - concentração na água (mg/L); K_d - coeficiente de partição solo-água; f_{oc} - fração de carbono orgânico do solo

A Tabela 4.2-4 apresenta valores para os coeficientes de partição de alguns compostos orgânicos.

TABELA 4.2-4 – Valores dos coeficientes de partição (modificado de U.S.EPA, 1996)

COMPOSTO	Log(K_{ow}) mg/L	K_d (para f_{oc} = 0.01 g-C/g-solo)	K_{oc} (mg/L)
Benzeno	2,12	8,30E-1	8,30E+1
Tolueno	2,73	3,00E+0	3,00E+2
Etilbenzeno	3,15	1,10E+1	1,10E+3
Xilenos	3,26	2,50E+0	2,40E+2
Fenantreno	4,46	1,40E+2	1,40E+4
Pireno	4,88	3,80E+2	3,80E+4
Benzo(a)pireno	6,06	5,50E+4	5,50E+6
Antraceno	4,45	1,40E+2	1,40E+4
Naftaleno		1,99E+1	1,99E+3
Benzo(a)antraceno	5,60	1,38E+4	1,38E+6

d - Pressão de vapor

Quando um líquido está em contato com o ar, moléculas podem sair do estado líquido para o estado vapor, via evaporação. Condições de equilíbrio existem quando a taxa de moléculas que saem do líquido é igual à taxa de moléculas que voltam para o líquido. A pressão de vapor de um líquido é a pressão exercida pelo vapor, no líquido em equilíbrio, que por sua vez é função da temperatura. A Tabela 4.2-5 apresenta valores para pressão de vapor de alguns compostos orgânicos.

TABELA 4.2-5 – Valores de pressão de vapor (modificado de U.S.EPA, 1996)

COMPOSTO	P_{vp} (mm Hg a 20° C)	COMPOSTO	P_{vp} (mm Hg a 20° C)
Benzeno	9,52E+1	Pireno	4,20E-8
Tolueno	3,00E+1	Benzo(a)pireno	5,68E-4
Etilbenzeno	1,00E+1	Antraceno	1,30E-6
Xilenos	7,00E+0	Naftaleno	2,30E-1
Fenantreno	2,10E-4	Benzo(a)antraceno	1,50E-7

e - Constante da Lei de Henry

A lei de Henry é usada para descrever a solubilidade de um gás em água. Quando um composto químico volátil é dissolvido em água, uma pequena parte desse composto fica na forma de gás imediatamente acima da superfície da água. Em equilíbrio, as moléculas desse gás passam para a água e um número equivalente de moléculas saem da água e retornam à fase vapor. A constante de Henry representa a razão entre a concentração de um composto químico específico na fase vapor (ar) e a concentração deste composto na fase líquida (água). A Tabela 4.2-6 apresenta valores da constate da lei de Henry para alguns compostos orgânicos.

TABELA 4.2-6 – Valores para a constante da Lei de Henry (modificado de U.S.EPA, 1996)

COMPOSTO	*H* (L-H_2O/L-ar)	COMPOSTO	*H* (L-H_2O/L-ar)
Benzeno	0,22	Pireno	2,91
Tolueno	0,26	Benzo(a)pireno	4,7E-5
Etilbenzeno	0,32	Antraceno	2,81
Xilenos	0,29	Naftaleno	0,02
Fenantreno	0,25	Benzo(a)antraceno	5,74

f - Fator de Bioconcentração

O fator de bioconcentração indica qual a quantidade de um determinado composto químico que é acumulado e complexado por organismos aquáticos. Pode ser expresso matematicamente como:

$$BCF = C_{org} / C$$

onde: C_{org} - Concentração em equilíbrio no organismo (mg/kg); *C* – concentração na água (mg/kg)

Este fator é essencial nos estudos de avaliação de risco que envolvem contaminação de água superficial onde existem organismos que podem vir a ser ingeridos pelo homem. O BCF pode variar de espécie para espécie, em função do metabolismo e características específicas. O BCF pode ser relacionado com a solubilidade, K_{oc} e K_{ow} pelas seguintes fórmulas:

$$\log BCF = c1 + c2 \times \log K_{ow} \quad \text{ou} \quad \log BCF = c1 - c2 \times \log S \quad \text{ou} \quad \log BCF = c1 \times \log K_{ow} - c2$$

onde: c1 e c2 - constantes empíricas relacionadas ao composto de interesse; K_{oc} - Coeficiente de partição de carbono orgânico; K_{ow} - Coeficiente de partição octanol-água; *S* - solubilidade

A Tabela 4.2-7 apresenta valores do fator de bioconcentração para alguns compostos orgânicos.

TABELA 4.2-7 – Valores para o fator de bioconcentração (modificado de U.S.EPA, 1996)

COMPOSTO	*BCF*	COMPOSTO	*BCF*
Benzeno	12,6	Pireno	2700
Tolueno	70	Benzo(a)pireno	1
Etilbenzeno	1	Antraceno	917
Xilenos	1	Naftaleno	430
Fenantreno	2630	Benzo(a)antraceno	10100

g - Coeficiente de Difusão - *D*

Contaminantes orgânicos no ar ou na água movem-se segundo um gradiente de concentração, de regiões com maiores concentrações para regiões com menores concentrações. O coeficiente de difusão estabelece a relação entre o fluxo e o gradiente de concentração para uma determinada concentração inicial, para um sistema em equilíbrio dinâmico (*steady-state*).

Este coeficiente pode ser calculado para um composto puro na água, no ar, ou ao longo de um meio contaminado (zona vadoza, zona capilar, etc.). O último caso será abordado nos capítulos seguintes. A Tabela 4.2-8 apresenta valores de coeficiente de difusão para alguns compostos orgânicos puros, no ar e na água.

TABELA 4.2-8 – Valores para coeficientes de difusão na água e no ar (modificado de U.S.EPA, 1996)

COMPOSTO	D^{ar} (cm^2/s)	$D^{água}$ (cm^2/s)
Benzeno	9,30E-2	1,10E-5
Tolueno	8,50E-2	9,40E-6
Etil-Benzeno	7,60E-2	8,50E-6
Xilenos	7,20E-2	8,50E-6
Fenantreno	3,33E-2	7,47E-6
Pireno	2,72E-2	7,24E-6
Benzo(a)pireno	4,30E-2	9,00E-6
Antraceno	3,24E-2	7,74E-6
Naftaleno	5,90E-6	7,50E-6
Benzo(a)antraceno	5,10E-6	9,00E-6

4.2.2 – Comportamento no Meio-Ambiente

4.2.2.1 – Formas de Ocorrência

Uma vez ocorrido o vazamento de hidrocarbonetos de petróleo a partir de um TASC, as características físico-químicas destes contaminantes, bem como a sua interação com o material geológico, serão fatores determinantes para o seu comportamento no meio impactado (Fetter, 1994; LaGrega *et al.*, 1994).

Segundo Huling & Weaver (1991), a contaminação da zona não saturada e saturada do solo pelos compostos orgânicos derivados de petróleo ocorre das seguintes formas:

ZONA NÃO SATURADA

- Fase vapor: moléculas do composto passam para o estado vapor e migram pelo espaço poroso do material geológico;
- Fase retida: moléculas do composto que ficam imobilizadas no solo;
- Fase dissolvida: moléculas do composto se dissolvem na água intersticial do solo;
- Fase livre: composto puro que forma uma fase contínua e imiscível na água, devido à sua baixa solubilidade.

ZONA SATURADA

- Fase retida: moléculas do composto que ficam imobilizadas na superfície das partículas sólidas da formação aquífera;
- Fase dissolvida: moléculas do composto que se dissolvem na água subterrânea;
- Fase livre: composto puro em forma de pequenas gotículas ou lentes encontradas na formação aquífera, formadas durante a variação sazonal do nível d'água.

Tanto a fase livre como a retida agem como fontes contínuas de contaminação nas zonas não saturada e saturada, pelo processo de dissolução dos compostos orgânicos na água interticial do solo e na água subterrânea, e pela volatilização para os poros do material geológico (Feenstra *et al.*, 1991).

Os compostos orgânicos derivados de petróleo liberados a partir de vazamento em um TASC também podem atingir a atmosfera. Neste caso o contaminante se apresentará na fase vapor. A fonte de emanação de vapor para a atmosfera pode ser o hidrocarboneto presente em qualquer uma das fases encontradas na zona não saturada ou na zona saturada (ASTM, 1995).

A Tabela 4.2-9 ilustra o percentual relativo dos compostos BTEX em cada fase, menos na fase livre, para uma contaminação subsuperficial de hidrocarbonetos derivados de petróleo.

TABELA 4.2-9 – Percentual relativo dos compostos BTEX no meio ambiente após um vazamento (modificado de U.S.EPA, 1995)

COMPOSTO	ADSORÇÃO NAS PARTÍCULAS DE SOLO (%)	VOLATILIZAÇÃO (%)	FRAÇÃO SOLUBILIZADA NA ÁGUA SUBTERRÂNEA E NA ÁGUA INTERTICIAL DO SOLO (%)
Benzeno	3	62	35
Etilbenzeno	21	59	20
Tolueno	3	77	20
Xilenos	15	54	31

a - Fase Livre

A fase livre de compostos orgânicos derivados de petróleo pode ser definida como todo composto puro encontrado em subsuperfície, nos poros da zona não saturada ou saturada ou sobrenadante à franja capilar, que ainda não sofreu processos de adsorção (LaGrega *et al. et al.*, 1994).

O composto orgânico que penetra no solo, a partir de um vazamento, na maior parte dos casos migra verticalmente pela zona não saturada até atingir o nível d'água local. Entretanto, esse contaminante pode caminhar lateralmente quando atingir uma camada com condutividade hidráulica diferente ou algum tipo de barreira, como tubulações de água, esgoto, telefonia, etc.

Os líquidos não miscíveis em água (NAPL) possuem freqüentemente viscosidade e densidade diferente da água. NAPL com densidade maior que a da água é chamada de DNAPL (*dense nonaqueous phase liquid*), quando a densidade é menor o NAPL é chamado de LNAPL (*light nonaqueous phase liquid*).

Hall *et al.* (1984, apud Huntley & Hawk, 1992) afirmam que hidrocarbonetos de petróleo em fase livre em subsuperfície ocorrem como uma camada sobre a franja capilar. Entretanto, Farr *et al.* (1990) afirmam que, em condições de equilíbrio, estes não ocorrem como uma camada distinta sobre da franja capilar, mas como uma gradação ao longo da formação geológica, com um volume crescente de poros preenchidos pelos hidrocarbonetos em direção à interface hidrocarboneto/água subterrânea e diminui na direção contrária, subindo em direção a superfície do terreno.

b - Fase Retida

A fase retida ocorre quando o composto orgânico fica adsorvido na superfície dos sólidos do sedimento, solo ou rocha da zona não saturada e saturada, ou aprisionado no espaço poroso existente entre a matriz sólida destes meios.

Os processos de retenção que envolvem compostos orgânicos derivados de petróleo são a adsorção química, absorção e ligações fracas tipo pontes de hidrogênio e *Van der Walls* (Wood *et al.*, 1990). Estes processos serão descritos no próximo item (Mecanismos de transporte, retardação e atenuação).

c - Fase Dissolvida

O composto orgânico solúvel na água das zonas não saturada e saturada caracteriza a fase dissolvida. Considerando-se a extenção total de uma área contaminada, o volume é maior que o das outras fases (livre e retida), uma vez que a movimentação do composto dissolvido na água é maior. Entretanto, uma pequena fração do composto orgânico será encontrada na fase dissolvida (de 1 a 5%). A maior parte do contaminante será encontrada como fase livre (cerca de 62%) e retida no solo (cerca de 33%) (Fetter, 1994; Wilson *et al.*, 1986).

A quantidade de compostos orgânicos que é dissolvida na água subterrânea depende fundamentalmente de sua solubilidade e secundariamente do grau de mistura entre a fase livre e a água do subsolo (Oliveira, 1992).

d - Fase vapor

O composto orgânico que é volatilizado para os poros vazios do solo a partir da fase livre, dissolvida e retida caracteriza a fase vapor. A maior contribuição para a fase vapor vem da fase livre, sendo esta transferência demonstrada pela Lei de Henry (Fetter, 1994).

A mobilidade desta fase é função da porosidade, densidade, conteúdo de água e ar e fração de carbono orgânico do solo, espessura da zona não saturada, coeficiente de difusão da fase vapor e variações do nível d'água (Johnson *et al.*, 1990a e Johnson *et al.*, 1990b).

4.2.2.2 - Mecanismos de Transporte, Retardação, Atenuação e Aceleração

a - Transporte

Os principais mecanismos de transporte da fase dissolvida são os seguintes: advecção, dispersão mecânica (dispersão hidrodinâmica) e difusão molecular. Advecção é o processo pelo qual a água, fase livre e fase dissolvida infiltram na zona não saturada sob ação da gravidade e pressão até chegar à zona saturada; neste momento, a advecção transportará a fase dissolvida no sentido e direção das linhas de fluxo da água. Em meio saturado a advecção envolve transporte da fase dissolvida pelo movimento da água subterrânea em função de potencial hidráulico e é o principal mecanismo responsável pela migração do contaminante em aqüíferos. O espalhamento da fase dissolvida que é promovido pelo fluxo da água subterrânea em meio poroso caracteriza a dispersão mecânica. A difusão molecular é o movimento do composto orgânico dos pontos de maiores concentrações para outros com menores concentrações, segundo um gradiente de concentração (Fetter, 1994 e LaGrega *et al.*, 1994).

O transporte de contaminantes na fase vapor na zona não saturada ocorre segundo um gradiente de concentração de regiões com maiores concentrações para regiões de menores concentrações (Bonazountas, 1991).

O movimento da fase livre pela zona não saturada é resultante, principalmente, da ação da força da gravidade (potencial gravitacional). Ao atingir a zona saturada, o produto em fase livre acumula-se sobre a franja capilar e move-se acompanhando o fluxo d'água no aqüífero (Bonazountas, 1991).

b - Retardação

Retardação é o processo que atenua o transporte do contaminante pela sua remoção ou imobilização a partir da fase dissolvida ou vapor. Os processos de retardação são reversíveis e

não promovem nenhuma transformação no contaminante. Desta forma, o contaminante pode reaparecer em solução, mesmo após um grande espaço de tempo. Para compostos orgânicos encontrados em subsuperfície, os principais processos de retardação são a adsorção e a filtração.

Adsorção é o movimento do soluto (composto químico) encontrado no solvente (água subterrânea) para o sorbente (material geológico) ao qual ficará ligado. A adsorção pode ser dividida em adsorção eletrostática, adsorção química e absorção (Fetter, 1994; LaGrega *et al.*, 1994).

A adsorção eletrostática dá-se pela atração dos compostos eletricamente carregados pelos minerais do solo cuja carga elétrica é oposta à sua. Na adsorção química o composto é incorporado à superfície do sólido por reações químicas (compartilhamento de elétrons). A absorção ocorre quando o composto químico fica retido nas partículas do mineral. Os processos descritos acima podem ser intensificados ou atenuados em função do conteúdo de carbono orgânico do solo (Schwarzenbach *et al.*, 1993).

A filtração é um processo físico de retardação que ocorre pelo aprisionamento das fases dissolvida, livre e vapor nos espaços porosos fechados ou não interconectados, sendo que estas podem sair do aprisionamento por meio da difusão molecular (LaGrega *et al.*, 1994).

c - Atenuação

Os processos de atenuação podem ser divididos em remoção irreversível e transformação. A remoção por um processo de atenuação que difere da remoção por retardação porque reduz a massa do composto. Para compostos orgânicos os processos principais de atenuação são as reações de oxidação-redução química ou biológica, hidrólise e volatilização (Fetter 1994; LaGrega *et al.*, 1994).

Reações de oxidação-redução envolvem o ganho (redução) ou perda (oxidação) de elétrons pelos elementos químicos. Frequentemente estas reações são acompanhadas pelo ganho ou perda de oxigênio pelos compostos. (Fetter, 1994; LaGrega *et al.*,1994).

A reações de oxidação-redução biológicas, também chamadas de biodegradação, são as transformações dos compostos orgânicos pela atividade metabólica dos microorganismos. A biodegradação é o processo de atenuação de contaminantes orgânicos mais importante.

As propriedades físicas e químicas dos compostos orgânicos contaminantes, as características hidrogeológicas e geoquímicas da formação e a atividade biológica são fatores determinantes para a eficiência do processo de biodegradação (Wilson *et al.*, 1986).

A biodegradação de compostos orgânicos pode ocorrer das seguintes formas:

- ataque direto do composto localizado nos poros ou adsorvidos na superfície dos sólidos da formação;
- produção de biossurfactantes, frequentemente estimulados pela presença de compostos orgânicos em subsuperfície, que solubilizam os compostos localizados nos poros ou adsorvidos na superfície dos sólidos da formação, que são carreados para o meio aquoso.

O tratamento do solo e da água subterrânea contaminados por compostos orgânicos, estimulando o aumento da atividade bacteriana local , é chamado biorremediação. A biorremediação só é eficiente para a fase retida e dissolvida (Wilson *et al.*, 1986; Wilson & Brown, 1989; Salanitro, 1993; Lee *et al.*, 1988; Wiedemeier, 1996).

Wilson & Brown (1989) estudaram uma área onde ocorreu um vazamento de 257 litros de gasolina. Após a recuperação de 28 litros por bombeamento e separação de fase livre, 14 litros por remoção do solo contaminado e 14 litros por sistema de *air stripping*, foi implantado um sistema de biorremediação *in situ* que, em 18 meses de operação, degradou 99% (aproximadamente 185 litros) da gasolina residual retida no solo e dissolvida na água subterrânea.

Outro processo de atenuação significativo é a volatilização. Este processo consiste na conversão para a fase vapor dos compostos químicos voláteis presentes em fase livre, dissolvidos na água da zona saturada ou na fase retida no solo. Parte deste vapor formado é perdido para a atmosfera.

O composto orgânico derivado de petróleo, ao contaminar o solo em subsuperfície, pode reagir quimicamente com as moléculas de água da zona não saturada e saturada por meio de uma reação denominada hidrólise. Hidrólise é um processo de atenuação relativamente insignificante para compostos orgânicos quando comparado com outros processos, como a biodegradação.

d - Aceleração

Alguns processos, como a cossolvência, a ionização e a dissolução aumentam a mobilidade de contaminantes orgânicos na zona não saturada e saturada.

A cossolvência é o resultado da introdução de solventes orgânicos no subsolo que promovem uma maior interação entre o soluto (hidrocarboneto de petróleo) e o solvente (água subterrânea), pelo aumento da solubilidade do hidrocarboneto e pela diminuição da sua capacidade de ser adsorvido pelo solo (Schwarzenbach *et al.*, 1993).

O etanol e o metanol são exemplos de solventes hidrofílicos que são adicionados à gasolina brasileira, aumentando sua solubilidade em água (Oliveira, 1992). A presença de um solvente hidrofílico na água contaminada altera os coeficientes de partição dos diferentes compostos orgânicos, facilitando a sua transferência para a água (Schwarzenbach *et al.*, 1993).

A mobilidade de compostos orgânicos pode ser incrementada pelo processo de dissolução, caracterizado pela passagem de compostos em fase livre para a fase dissolvida em água subterrânea.

4.2.3 – Toxicologia

Segundo Harte *et al.* (1991), toxicologia é a ciência que estuda os mecanismos básicos pelos quais compostos químicos ou organismos vivos podem causar efeitos adversos à saúde humana. Os efeitos tóxicos podem ser não carcinogênicos (quando a resposta toxicológica não gera tumores cancerígenos) e carcinogênicos.

A toxicologia de um composto químico individual (benzeno, por exemplo) é tipicamente estabelecida com base em estudos de dose-resposta que estimam a relação entre diferentes níveis de dose e a magnitude dos seus efeitos adversos. Estudos de dose-resposta podem ser divididos em três categorias: estudos de toxicidade aguda, crônica e subcrônica. Essa divisão é baseada no quantidade e tempo de exposições do composto químico de risco em relação ao grupo de indivíduos estudados (U.S.EPA, 1989).

Estudos de toxicidade crônica irão refletir a exposição de um receptor a um composto químico por um longo período de tempo, muitas vezes o tempo de vida deste receptor. Estudos subcrônicos são realizados para uma fração do tempo de vida do receptor, enquanto que estudos de toxicidade aguda são realizados para curtos espaços de tempo. A faixa de variação de tempo adimitida pela U.S.EPA para estes estudos são: para toxicidade crônica de 7 anos ao tempo de vida, toxicidade subcrônica de semanas a 7 anos e toxicidade aguda de um evento de exposição a dias.

A toxicologia de uma mistura complexa de compostos químicos (gasolina ou diesel, por exemplo) também é estabelecida com base em estudos de dose-resposta; no entanto, utiliza-se uma amostra pura da mistura. Uma alternativa bastante utilizada nos casos de misturas complexas é a análise toxicológica de um constituinte individual ou grupo de constituintes que fazem parte desta mistura. Estes constituintes são chamados compostos indicadores (ASTM, 1995). A seleção de compostos indicadores é função de sua concentração na mistura, de sua mobilidade no meio ambiente e de seu nível tóxico (LaGrega *et al.*, 1994).

Dados de dose-resposta são usados para identificar a dose segura ou o nível tóxico para um efeito adverso específico. A dose segura representa a maior dose de um determinando composto químico que não causará efeito adverso à saúde; o nível tóxico indica qual a toxicidade deste composto. Partindo dos conceitos acima descritos é possível identificar um valor limite (nível), para o qual não é observado nenhum efeito adverso no organismo testado (NOAEL - *No Observed Adverse Effect Level*) e o menor nível em que é observado efeito adverso (LOAEL - *Lowest Observed Adverse Effect Level*).

Dados obtidos nesses estudos são utilizados para gerar valores de ingresso diário aceitável de determinado composto (ADI - *Acceptable Daily Intake*), a sua dose de referência (RfD - *Reference Dose*), a concentração de referência (RfC - *Reference Concentration*), o seu fator de carcinogenicidade (SF - *Slope Factor*), o seu nível de concentração máxima para água potável (MCL - *Drinking Water Maximum Concentration Level*), as metas para níveis de concentração máxima para água potável (MCLG - *Drinking Water Maximum Concentration Level Goals*), os níveis aceitáveis para a saúde humana (HA - *Advisorie Health*) e os critérios para qualidade da água.

A U.S.EPA (1989) dá a seguinte definição para alguns dos parâmetros acima descritos:

- Dose de Referência (RfD) - É uma estimativa (com uma incerteza de tipicamente uma ordem de grandeza) de uma exposição diária (mg/kg/dia) de uma população humana (incluindo subgrupos sensíveis) que supostamente encontra-se fora de risco de efeitos nocivos durante um tempo de exposição de uma vida;
- Fator de Carcinogenicidade (SF) – É a declividade da curva de resposta à dosagem na região de dosagem baixa. As unidades do fator de carcinogenicidade são expressas como $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$ e relacionam um dado consumo de um composto ao risco da incidência adicional de câncer acima da condição base.

Valores que servem como padrão para parâmetros toxicológicos descritos acima podem ser obtidos através de consulta às seguintes fontes:

- *Integrated Risk Information System* (IRIS) – banco de dados;
- *Health Effects Assessment Summary Tables* (HEAST);
- Perfis toxicológicos preparados pela U.S. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR);
- *The IPCS Enviromenmental Health Criteria*, documentos publicados pela *World Health Organization* (WHO);

- *Joint Meeting on Pesticide Residues* (JMPR), publicado pela *Food and Agriculture Organization* (FAO).

No caso de combustíveis derivados de petróleo, diferentes composições podem possuir toxicidades similares; no entanto, algumas pequenas diferenças podem ser relevantes. Um outro ponto importante é que a composição de um combustível que eventualmente vazou para o meio ambiente pode mudar ao longo do processo natural de transformações no solo. Desta maneira, a toxicologia da porção remanescente também sofrerá alterações (ASTM, 1995).

A Tabela 4.2-10 mostra valores para os parâmetros toxicológicos de alguns compostos encontrados em combustíveis derivados de petróleo.

TABELA 4.2-10 - Parâmetros toxicológicos de alguns compostos encontrados em combustíveis derivados de petróleo (modificado de ASTM, 1995)

COMPOSTO	RfD (mg/kg-dia)	RfC (mg/m^3)	SF (mg/kg-dia)	MCL (mg/L)	CARCINOGÊNICO
Benzeno	-	-	0,029	0,005	SIM
Tolueno	0,2	0,4	-	1,0	NÃO
Etilbenzeno	0,1	1,0	-	0,7	NÃO
Xilenos	2,0	0,3	-	10,0	NÃO
Benzo(a)pireno	-	-	7,3	0,0002	SIM
Fenantreno	0,03	-	-	-	NÃO
Pireno	0,03	-	-	-	NÃO
Antraceno	0,3	-	-	-	NÃO
Naftaleno	0,04	1,4	-	-	NÃO
Benzo(a)antraceno	-	-	0,73	-	SIM

(-) não consta na literatura e banco de dados toxicológicos disponíveis

4.3 – Utilização da Metodologia RBCA

Os primeiros esforços no sentido de desenvolver a metodologia RBCA foram realizados nos EUA no início da década de 90. Entre 1992 e 1994 um grupo multidisciplinar de profissionais ligados à *American Society for Testing and Material* (ASTM) desenvolveu a estrutura da metodologia. A primeira literatura oficial sobre o assunto foi publicada em 1994: *Emergency Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Released Sites* (ASTM, 1995); atualizada no ano seguinte pela publicação ASTM E 1739-95. A última revisão da metodologia foi lançada pela ASTM em 1998: *Standard Provisional Guide for Risk-Based Corretive Action* (ASTM, 1998).

Em março de 1996 foi criado o programa de parceria para Implementação do RBCA (*Partnership in RBCA Implementation* – PIRI), que marcou o início do esforço conjunto entre a U.S.EPA e as empresas ligadas à indústria de petróleo para a implantação desta metodologia nos diferentes estados norte-americanos. Este programa é constituído pela U.S.EPA, ASTM,

representantes de indústrias que possuem armazenamento subterrâneo de petróleo, representantes de companhias de petróleo e agencias ambientais estaduais, e baseia-se em ações para aumentar a consciência sobre os benefícios da utilização do RBCA. Para tanto, são oferecidos treinamentos com vistas a divulgar a metodologia e implementar programas específicos para os diferentes estados norte-americanos. O suporte técnico e o treinamento são sustentados por um acordo entre a U.S.EPA e a ASTM. Um fundo financiado pelo setor privado (indústrias interessadas e companhias de petróleo) gera recursos para o programa (U.S.EPA, 1999a).

Atualmente, 49 estados norte-americanos entraram voluntariamente no programa de treinamento do RBCA promovido pelo PIRI, e 37 deles já estão sendo efetivamente treinados. Entre estes 37 estados, 16 estão já estão na fase de implantação do programa estadual do RBCA (U.S.EPA, 1999c).

Segundo Scruton *et al.* (1997), as principais diferenças entre os programas estaduais de implantação do RBCA nos Estados Unidos são os dados necessários, compostos químicos de interesse, relatórios requisitados pelas agências ambientais, nível de complexidade de cada estágio (*Tier*) e custos. Os estados com maior complexidade de exigências legais tendem a ter maiores gastos de implantação; no entanto, suas regulamentações são mais efetivas e estes estão mais dispostos a encontrar melhores soluções com respeito à relação custo-eficiência.

Michigan foi o primeiro estado norte-americano a adotar e implementar o RBCA objetivando alternativas de ações corretivas e avaliação de risco. Para a viabilização desta implantação, vários estudos técnicos e decisões políticas tornaram-se necessários, incluindo o desenvolvimento de níveis aceitáveis beseados no risco (NABR), identificação de modelos de transporte e atenuação de contaminantes, padronização dos formatos dos relatórios, elaboração de controles institucionais e desenvolvimento de um procedimento RBCA específico para o estado (Norman *et al.*, 1995).

A implantação do RBCA nos estados norte-americanos depende da mudança das regulamentações estaduais com respeito aos problemas ambientais relativos a tanques de armazenamento de produtos perigosos. Um exemplo é o Estado do Colorado, que adotou uma nova regulamentação para tanques de armazenamento (7CCR 1101-14), a partir de 1º de fevereiro de 1999. Esta regulamentação está sendo aplicada para todos os vazamentos ocorridos a partir desta data e incorpora o RBCA como ferramenta para ações corretivas (ASTM, 1999).

A participação da comunidade no processo de ações corretivas para vazamentos em postos de serviço é garantida nos Estados Unidos pelo programa previsto em Lei de Conservação de Recursos e Ações de Recuperação (*Resource Conservation and Recovery Act* – RCRA). Este

programa é mantido pela U.S.EPA com recursos do Superfund (CERCLA) e tem como objetivo estimular e criar regras para a participação da população norte-americana nos problemas de contaminação ambiental. Especificamente no caso do RBCA, a intregração da comunidade é feita por meio de treinamentos regionais voltados para o entendimento da importância e vantagens da aplicação de ações corretivas basedas no risco (U.S.EPA, 1999b).

Na Europa, o CONCAWE desenvolveu uma metodologia muito semelhante ao RBCA, chamada *European Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites* (CONCAWE, 1997). O procedimento europeu para criação de decisões baseadas no risco foi desenvolvido a partir do RBCA da ASTM e adaptado à realidade dos países europeus (CONCAWE, 1997).

O procedimento desenvolvido pelas companhias de óleo européias também segue a avaliação dividida em estágios (*Tier*) que se tornam mais complexos à medida que aumenta a necessidade de avaliações mais específicas da área. Este procedimento considera características específicas do contexto europeu, circunstâncias pertinentes ao continente como um todo e características individuais dos países. A divisão da avaliação de risco em estágios é uma ótima técnica a ser aplicada em áreas contaminadas da Europa, haja visto que em muitas delas não há necessidade de uma avaliação de risco detalhada (CONCAWE, 1997).

Algumas similaridades entre a metodologia européia e o RBCA são:

- Adoção de procedimentos consistentes para geração de ações corretivas baseadas no risco que consideram a influência do meio físico em seus resultados;
- Adoção do procedimento de avaliação de risco para caracterização da área e definição de ações corretivas;
- Utilização do procedimento dividido em *Tier*, que se iniciam com valores conservativos e caminham para valores específicos;
- Criação de decisões baseadas no risco à saúde humana e ao meio ambiente;
- Avaliação inicial utilizando níveis aceitáveis beseados no risco (NABR);
- Cálculo de metas de remediação específicas para área, considerando o risco à saúde humana que a contaminação pode gerar;
- Utilização de caminhos de exposição e algorítimos matemáticos para estimar o risco à saúde humana e ao meio ambiente;
- Utilização de dados físico-químicos e toxicológicos comumente encontrados na literatura.

Entretanto, existem certas diferenças entre os dois procedimentos que, em geral, refletem a situação atual da legislação, entendimento histórico e atual de áreas contaminadas na Europa e nos EUA.

A mais importante diferença entre os dois procedimentos é que os NABR e os caminhos de exposição do procedimento europeu são específicos para cada tipo de uso e ocupação do solo. Na Europa existem vários e antigos programas de planejamento de uso e ocupação do solo e a maior parte das legislações criadas para áreas contaminadas consideram estes planejamentos. Já o procedimento RBCA da ASTM seleciona caminhos de exposição baseados em um modelo conceitual desenvolvido para cenários de exposição genéricos.

Outra importante diferença entre os dois procedimentos é a de que os NABR utilizados no estágio 1 (*Tier 1*) do procedimento desenvolvido pelo CONCAWE podem ser calculados utilizando-se a técnica de simulação de Monte Carlo.

O procedimento desenvolvido pelo CONCAWE considera a avaliação do risco gerado por hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH), os quais não foram inicialmente considerados pela ASTM no desenvolvimento do RBCA. Entretanto, autores como Weisman *et al.* (1997), El-Sururi & Chute (1997) e Erdal & Youngren (1997) têm desenvolvido técnicas para que o risco gerado por TPHs seja incorporado ao procedimento RBCA na avaliação do risco.

No Brasil, os principais esforços para utilização da metodologia RBCA têm se concentrado nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro devido às exigências de seus órgãos ambientais. O RBCA tem sido aplicado por empresas consultoras de meio ambiente para casos de vazamentos em postos de serviço a partir de trabalhos de caracterização realizados na época do vazamento e, em alguns casos, com coleta de dados adicionais a estes trabalhos como parâmetros do meio físico.

Uma atenção particular deve ser dada aos resultados de trabalhos desenvolvidos no Brasil utilizando-se da metodologia RBCA, haja visto que:

- As Tabelas de Referência para NABR, propostas nos trabalhos da ASTM para o estágio 1 (*Tier 1*), foram calculadas com parâmetros conservativos próprios para as condições norte-americanas;
- No Brasil, ainda não foram definidos padrões regionais para os parâmetros do meio físico utilizados nas equações do RBCA;
- As equações do RBCA foram desenvolvidas para realidades climática, geológica, hidrogeológica e de uso do solo diferentes das brasileiras.

Atualmente, um grupo técnico de trabalho constituído pela Câmara Ambiental de Comércio e Derivados de Petróleo da CETESB está desenvolvendo uma adaptação dos procedimentos do

RBCA para o Estado de São Paulo. Esta iniciativa poderá criar a base necessária para que todos os estados brasileiros venham desenvolver programas específicos de implementação do RBCA.

No Estado de Santa Catarina, alguns estudos teóricos vêm sendo desenvolvidos na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Entre esses, Finotti (1997) estudou a aplicabilidade do RBCA em contaminações subterrâneas de gasolina e etanol utilizando o *software* desenvolvido por *Groundwater Services Inc.* e dados teóricos. Segundo a autora, a opção do *software* para simulação do transporte e biodegradação por aceptores de elétrons é mais adequada que a opção de cinética de primeira ordem para a realidade brasileira.

Desde a elaboração do procedimento RBCA, estudos têm sido conduzidos no sentido de identificar valores adequados para os seus parâmetros, verificar a adequação de suas equações e analisar a aplicabilidade do procedimento em diferentes situações.

Lau *et al.* (1997, *in* ASTM, 1999) estudaram as diferenças entre os resultados encontrados para o estágio 2 (*Tier 2*) utilizando o *software* desenvolvido pela Groundwater Services Inc. e utilizando as equações encontradas no *Emergency Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites* (ASTM, 1995). Segundo este autor existe uma grande diferença na maneira de estimar os fatores de volatilização para ambientes abertos e fechados.

Lau *et al.* (1997, *in* ASTM, 1999) sugere que o modelo conceitual desenvolvido no início do procedimento RBCA, para uma área a ser estudada, pode ser usado para uma investigação preliminar baseada no risco. Segundo este autor, o estudo preliminar da área utilizando um modelo simples que identifique as fontes de contaminação, os caminhos de exposição e os receptores potenciais pode conduzir à identificação de um plano de trabalho específico para a área com intuito de se obter somente os dados necessários para avaliar o risco à saúde humana associado a uma determinada fonte de contaminação.

Sager *et al.* (1997, *in* ASTM, 1999) estudaram a influência da fração em área de rachaduras nas fundações das construções (fração da fundação que está rachada e pemite a passagem de vapores), nos níveis aceitáveis de remediação para vapores em ambientes fechados. Segundo este autor, os valores encontrados na literatura para fração em área de rachaduras podem variar em até quatro ordens de grandeza, influenciando diretamente nos resultados finais calculados no RBCA e que poderão ser propostos como metas de remediação.

O Instituto de Educação e Pesquisa para Gerenciamento de Resíduos da Universidade do *Tennesse*, a fim de otimizar os custos com o gerenciamento (caracterização, avaliação de risco, monitoramento e remediação) de áreas com vazamentos em TASC naquele estado, desenvolveu uma metodologia de classificação destas áreas baseada nas características dos

receptores, dos contaminantes, geológicas e hidrogeológicas, as quais servem como parâmetros para o procedimento RBCA. Também foram utilizados dados sobre o custo total de gerenciamento já realizados, informações sobre tecnologias de remediação e custos individuais de caracterização, monitoramento e remediação. Esta metodologia foi utilizada para prever o custo no gerenciamento, bem como para identificar uma opção de remediação específica para a área contaminada que tenha a melhor relação custo-eficiência (McNeel IV *et al.*, 1997).

5 - METODOLOGIA

A Tabela 5-1 apresenta alguns compostos orgânicos encontrados na gasolina e no diesel e que serão utilizados como compostos indicadores no procedimento RBCA neste trabalho.

TABELA 5-1 – Compostos químicos orgânicos a serem utilizados no procedimento RBCA

COMPOSTO	FÓRMULA QUÍMICA	CASRN
Benzeno	C_6H_6	71-43-2
Tolueno	C_7H_8	108-88-3
Etil-Benzeno	C_8H_{10}	100-41-4
Xilenos	C_8H_{10}	1330-20-7
Benzo(a)pireno	$C_{20}H_{12}$	50-32-8
Naftaleno	$C_{10}H_{14}$	91-20-3

O roteiro metodológico foi dividido em duas partes distintas: a primeira compreende a metodologia utilizada para a elaboração das Tabelas de Referência para NABR; a segunda compreende a metodologia utilizada para a avaliação de risco de uma área selecionada para o estudo de caso.

5.1 – METODOLOGIA UTILIZADA PARA ELABORAÇÃO DAS TABELAS DE REFERÊNCIA PARA NABR

Para a elaboração das Tabelas de Referência para NABR foram consideradas as seguintes etapas:

- Levantamento de dados sobre vazamentos em postos de serviço na cidade de São Paulo;
- Identificação dos cenários de exposição mais representativos;
- Obtenção de valores para os parâmetros específicos para a cidade de São Paulo;
- Cálculo dos NABR e análise de sensibilidade.

5.1.1 - Levantamento de dados sobre postos de serviço na cidade de São Paulo

Nesta etapa foram levantadas as informações disponíveis sobre os vazamentos em postos de serviço ocorridos na cidade de São Paulo que foram acompanhados pela CETESB. Neste levantamento priorizaram-se três tipos de informações:

- Sobre as instalações dos postos de serviço com vazamentos;

- Sobre a região vizinha aos postos de serviço;
- Sobre a contaminação e o meio físico onde estes postos foram instalados.

Estas informações foram obtidas a partir dos processos sobre os postos com vazamentos de combustíveis existentes na CETESB. Processos podem ser definidos como documentação gerada durante o acompanhamento de um caso de vazamento organizada sob um código de registro da CETESB. De maneira geral, estes processos contêm informações sobre o acompanhamento do vazamento que é feito pelos técnicos da EETI (Setor de Implantação e Avaliação de Tecnologias – CETESB) e os relatórios de caracterização da contaminação e remoção da fase livre que são feitos por empresas consultoras contratadas pelas distribuidoras de combustível. Entretanto, em alguns processos estudados não foi possível obter os três tipos de informações priorizadas neste estudo, devido à inexistência do relatório de caracterização. A planilha apresentada na Figura 5.1-1 foi utilizada para o levantamento das informações junto à CETESB.

Para todos os postos estudados, esta planilha foi preenchida utilizando-se informações obtidas a partir de:

- Levantamento topográfico do posto de serviço e regiões vizinhas;
- Mapa geológico local e regional;
- Planta das instalações do posto de serviço;
- Mapa das áreas próximas ao posto com locação do tipo de uso do solo;
- Testes de estanqueidade executados nos equipamentos do posto.
- Mapa de locação das sondagens e poços de monitoramento;
- Perfis das sondagens executadas no posto de servoço;
- Perfis litológico e construtivo dos poços de monitoramento instalados no posto;
- Seções geológicas e hidrogeológicas;
- Medidas de nível d'água;
- Mapa potenciométrico do aqüífero na região posto de serviço;
- Dados sobre teste de bombeamento ou *slug-test* executados nos poços de monitoramento instalados no posto.

Após a compilação e o planilhamento das informações obtidas nos processos, estas foram checadas e complementadas por meio de entrevistas com os técnicos da CESTEB e visitas

aos postos. As visitas realizadas objetivaram principalmente obter informações sobre o uso e ocupação das áreas próximas aos empreendimentos, haja visto que estas informações não existiam na maioria dos processos.

Após a complementação e checagem de todas as informações obtidas para os postos estudados, foi desenvolvido um banco de dados em Access 7.0, objetivando a geração de tabelas, gráficos e o tratamento estatístico destes dados.

A geração de tabelas e gráficos, bem como o tratamento estatístico destes dados, possibilitou identificar os valores específicos para a cidade de São Paulo, que foram utilizados para os cálculos dos NABR.

POSTOS DE SERVIÇOS DE COMBUSTÍVEIS **CETESB**

INFORMAÇÕES DE POSTOS COM VAZAMENTOS

Código Cadastral:
Nome do Posto: CGC:
Bandeira: Data do Processo:
Logradouro: Número:
Bairro: Cidade: CEP:
Bacia Hidrográfica: Tempo de Operação:

Abastecimento de água e tratamento de esgoto: Zona:
Área do Posto: Elevação Topográfica: Densidade de Ocupação:
UTM E: Distância da edificação mais próxima:
UTM N: Quantidade de edificações:

Tipo de abastecimento:
Tipo de controle de estoque:

Geologia:

Tipo de Aqüífero:
Nível d'água médio do aqüífero local:
Condutividade Hidráulica (cm/s):
Porosidade Efetiva (n_{ef}):
Gradiente Hidráulico (i):

Limite Inferior de Explosividade :
Volume de Fase Livre (litros):
Volume da Fase Retida (m^3):
Volume da Fase Dissolvida (m^3):
Área da Pluma de Contaminação (m^2):
Destino da Água de Lavagem:
Destino do Óleo das Trocas:

Observações:

Interferência	Tipo	Distância (m)	Afetada	Observações

Equipamentos	Ident	TIPO	VOLUME (L)	PRODUTO	IDADE	PROTEÇÃO	ESTANQUE	DATA

Poços de Monitoramento	POÇO	PROFUNDIDADE	COTA	N.A.	ANÁLISE	VAPORES	FASE LIVRE	ODOR	K (cm/s)

Sondagens	SONDAGEM	PROFUNDIDADE	TIPO	VAPORES	FASE LIVRE	PRODUTO	ODOR

Recuperação de Fase Livre	Descrição	Início	Final	Volume

FIGURA 5.1-1 – Planilha utilizada para o levantamento feito na CETESB

5.1.2 – Identificação dos cenários de exposição mais apropriados para a cidade de São Paulo

Nesta etapa foi priorizada a identificação das fontes de contaminação, dos caminhos de exposição e dos receptores que estão presentes nas situações que envolvem vazamentos em postos de serviço na cidade de São Paulo.

Com respeito às fontes de contaminação foram consideradas informações sobre o volume e tipo de combustível estocado, tipo e local do vazamento, estanqueidade dos equipamentos e combustível envolvido no vazamento. O tratamento dos dados visou a identificação dos principais combustíveis vazados e quais os equipamentos que causaram mais vazamentos.

Para os caminhos de exposição procurou-se identificar os que servem como meio de transporte para um contaminante que sai da fonte de contaminação e chega até o receptor. Os caminhos foram obtidos a partir do tratamento das informações sobre o meio físico e do comportamento do contaminante no meio considerado.

Os receptores identificados foram aqueles que estão localizados dentro do posto de serviço e em sua vizinhança. As informações sobre o uso e ocupação da região vizinha e instalação do posto foram utilizadas para este propósito. Só foram considerados como receptores válidos aqueles que estão ou puderam estar expostos ao contaminante originado em um vazamento de um posto, ocorrendo desta forma risco à saúde humana.

A identificação das fontes de contaminação, caminhos de exposição e receptores possibilitou o estabelecimento de cenários que representam o modelo conceitual de exposição específico para a cidade de São Paulo.

5.1.3 – Obtenção de valores para os parâmetros específicos para a cidade de São Paulo

Nesta etapa foram tratadas as informações sobre o meio físico onde estão localizados os postos de abastecimento estudados, com vistas a obter valores representativos para a cidade de São Paulo.

Os parâmetros do meio físico que foram considerados para o tratamento foram:

- Condutividade hidráulica;
- Gradiente hidráulico;
- Profundidade do nível d'água;
- Fração de carbono orgânico no solo;

- Porosidade total;
- Porosidade efetiva;
- Comprimento longitudinal da fase retida ou dissolvida.

Para cada um dos parâmetros listado acima foi calculada a mediana, média e identificados o menor e maior valor. Para que as informações fossem organizadas por formações/unidades geológicas, os postos foram locados em um mapa geológico. A geologia identificada no mapa foi checada com as descrições dos perfis de sondagens e dos poços de monitoramento obtidos nos processos. Desta forma, cada valor calculado é representativo de uma formação específica.

No caso dos dados para um parâmetro serem insuficientes para o cálculo da mediana, procurou-se identificar a tendência dos valores para, desta forma, obter o valor mais representativo para o parâmetro.

5.1.4 – Cálculo dos Níveis Aceitáveis Baseados no Risco (NABR)

As informações obtidas nas etapas anteriores possibilitaram o cálculo dos níveis de concentração aceitáveis baseados nos riscos específicos para a cidade de São Paulo, uma vez que foram considerados os cenários que representam as situações de exposição que podem ocorrer e os valores específicos para esta cidade.

As tabelas 5.1-1 e 5.1-2 apresentam, respectivamente, as equações utilizadas para o cálculo dos NABR para compostos carcinogênicos e não carcinogênicos de interesse. Estas equações são descritas em detalhe no capítulo 4 e propostas por ASTM (1995), ASTM (1998) e utilizadas por Groundwater Services (1995).

Com respeito ao cálculo do NABR para inalação de vapores (primeiro item das tabelas 5.1-1 e 5.1-2), é importante ressaltar que, apesar das fórmulas serem idênticas para ambientes abertos e fechados, foi utilizada a taxa de inalação diária específica para cada caso.

Para cada composto de interesse foi feita uma Tabela de Referência para NABR considerando todos os cenários de exposição definidos e os valores específicos para as litologias da bacia sedimentar e de alteração do embasamento. Nas Tabelas de Referência também foram colocados os valores calculados pelo modelo matemático de transporte de contaminantes, como fatores de volatilização e coeficientes de difusão efetiva, entre outros.

TABELA 5.1-1 – Equações para o cálculo de NABR para compostos carcinogênicos

CENÁRIO DE EXPOSIÇÃO	COMPOSTOS CARCINOGÊNICOS
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS OU AMBIENTES ABERTOS	$NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{TR\times BW\times AT_c\times 365\frac{dias}{ano}\times 10^3\frac{\mu g}{mg}}{SF\times IR_{ar}\times EF\times ED}$
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	$NABR_w\left[\frac{mg}{L-água}\right]=\frac{TR\times BW\times AT_c\times 365\frac{dias}{ano}}{SF\times IR_w\times EF\times ED}$
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	$NABR_{aramb}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=\frac{NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]}{VF_{samb}}\times 10^{-3}\frac{mg}{\mu g}$
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	$NABR_{aresp}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=\frac{NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]}{VF_{sesp}}\times 10^{-3}\frac{mg}{\mu g}$
INALAÇÃO, CONTATO DÉRMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	$NABR_s\left[\frac{\mu g}{kg-solo}\right]=\frac{TR\times BW\times AT_c\times 365\frac{dias}{ano}}{EF\times ED\left[\left(SF_o\times 10^{-6}\frac{kg}{mg}\times(IR_{solo}\times RAF_o\times SA\times M\times RAF_d)\right)+(SF_i\times IR_{ar}\times(VF_{ss}+PEF))\right]}$
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL	$NABR_{ws}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=\frac{NABR_w\left[\frac{mg}{L-H_2O}\right]}{K_{sw}}\times LDF$
INALAÇÃO DE VAPORES A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM AMBIENTES ABERTOS	$NABR_{wamb}\left[\frac{mg}{L-água}\right]=\frac{NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]}{VF_{wamb}}\times 10^{-3}\frac{mg}{\mu g}$
INALAÇÃO DE VAPORES A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM AMBIENTES FECHADOS	$NABR_{wesp}\left[\frac{mg}{L-água}\right]=\frac{NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]}{VF_{wesp}}\times 10^{-3}\frac{mg}{\mu g}$

onde:

AT_c - Tempo de Avaliação para Efeitos Carcinogênicos (anos); AT_n - Tempo de Avaliação para Efeitos não Carcinogênicos (anos); BW - Peso Corporal (Kg); ED - Duração da Exposição (anos); EF - Freqüência da Exposição (dias/ano); IR_{ar} - Taxa de Inalação de Ar (m^3/dia) – para ambientes fechados ou abertos; RfC - Concentração de Referência para Inalação (mg/m^3); TR - Risco Carcinogênico Meta (adimensional); SF_i - Fator de Carcinogenicidade para inalação $(mg/Kg\text{-}dia)^{-1}$; SF_d - Fator de Carcinogenicidade para contato dermico $(mg/Kg\text{-}dia)^{-1}$; THQ - Índice de Periculosidade Meta (adimensional); RfD_o - Dose de Referência via oral (mg/kg-dia); RAF_d - Fator de Absorção Relativa dérmico (adimensional); RfD_d - Dose de Referência via dermica (mg/kg-dia); SA - Superfície da Pele Disponível para Contato (cm^2/dia). IR_{ar} - Taxa de Inalação de Ar (m^3/dia) – para ambientes fechados e abertos; RAF_o - Fator de Absorção Relativa Oral (adimensional); $VF_{ss,amb}$ - Fator de Volatilização do Solo Superficial para o Ar (g-solo/cm^3-ar); $VF_{s,esp}$ - Fator de Volatilização do Solo Subsuperficial para o Ar em Ambientes Fechados (g-solo/cm^3-ar); $VF_{a,amb}$ - Fator de Volatilização da Água Subterrânea para o Ar em Ambientes Abertos (g-agua/L-agua); $VF_{a,esp}$ - Fator de Volatilização da Água Subterrânea para o Ar em Ambientes Fechados (g-agua/L-agua); LDF – Fator de Diluição pela Lixiviação para Água Subterrânea; *Ksw* - Fator de Partição Fase Retida-Agua Intersticial do Solo;

TABELA 5.1-2 – Equações para o cálculo de NABR para compostos não carcinogênicos

CENÁRIO DE EXPOSIÇÃO	COMPOSTOS NÃO CARCINOGÊNICOS
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS OU AMBIENTES ABERTOS	$NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{THQ\times RfD_i\times BW\times AT_n\times 365\frac{dias}{ano}\times 10^3\frac{\mu g}{mg}}{IR_{ar}\times EF\times ED}$
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	$NABR_w\left[\frac{mg}{L-água}\right]=\frac{THQ\times RfD_o\times BW\times AT_n\times 365\frac{dias}{ano}}{IR_w\times EF\times ED}$
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	$NABR_{aramb}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=\frac{NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]}{VF_{samb}}\times 10^{-3}\frac{mg}{\mu g}$
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	$NABR_{aresp}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=\frac{NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]}{VF_{sesp}}\times 10^{-3}\frac{mg}{\mu g}$
INALAÇÃO, CONTATO DÉRMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	$NABR_i\left[\frac{\mu g}{kg-solo}\right]=\frac{THQ\times BW\times AT_n\times 365\frac{dias}{ano}}{EF\times ED\left(\frac{10^{-6}\frac{kg}{mg}\times(IR_{solo}\times RAF_0+SA\times M\times RAF_d)}{RfD_0}+\frac{(IR_{ar}\times(VF_{ss}+PEF))}{RfD_i}\right)}$
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL	$NABR_{ws}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=\frac{NABR_w\left[\frac{mg}{L-H_2O}\right]}{K_{sw}}\times LDF$
INALAÇÃO DE VAPORES A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM AMBIENTES ABERTOS	$NABR_{wamb}\left[\frac{mg}{L-água}\right]=\frac{NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]}{VF_{wamb}}\times 10^{-3}\frac{mg}{\mu g}$
INALAÇÃO DE VAPORES A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM AMBIENTES FECHADOS	$NABR_{wesp}\left[\frac{mg}{L-água}\right]=\frac{NABR_{ar}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]}{VF_{wesp}}\times 10^{-3}\frac{mg}{\mu g}$

onde:

AT_c - Tempo de Avaliação para Efeitos Carcinogênicos (anos); AT_n - Tempo de Avaliação para Efeitos não Carcinogênicos (anos); BW - Peso Corporal (Kg); ED - Duração da Exposição (anos); EF - Freqüência da Exposição (dias/ano); IR_{ar} - Taxa de Inalação de Ar (m^3/dia) – para ambientes fechados ou abertos; RfC - Concentração de Referência para Inalação (mg/m^3); TR - Risco Carcinogênico Meta (adimensional); SF_i - Fator de Carcinogenicidade para inalação $(mg/Kg\text{-}dia)^{-1}$; SF_d - Fator de Carcinogenicidade para contato dermico $(mg/Kg\text{-}dia)^{-1}$; THQ - Índice de Periculosidade Meta (adimensional); RfD_o - Dose de Referência via oral (mg/kg-dia); RAF_d - Fator de Absorção Relativa dérmico (adimensional); RfD_d - Dose de Referência via dermica (mg/kg-dia); SA - Superfície da Pele Disponível para Contato (cm^2/dia). IR_{ar} - Taxa de Inalação de Ar (m^3/dia) – para ambientes fechados e abertos; RAF_o - Fator de Absorção Relativa Oral (adimensional); $VF_{ss,amb}$ - Fator de Volatilização do Solo Superficial para o Ar (g-solo/cm^3-ar); $VF_{s,esp}$ - Fator de Volatilização do Solo Subsuperficial para o Ar em Ambientes Fechados (g-solo/cm^3-ar); $VF_{a,amb}$ - Fator de Volatilização da Água Subterrânea para o Ar em Ambientes Abertos (g-agua/L-agua); $VF_{a,esp}$ - Fator de Volatilização da Água Subterrânea para o Ar em Ambientes Fechados (g-agua/L-agua); LDF – Fator de Diluição pela Lixiviação para Água Subterrânea; *Ksw* - Fator de Partição Fase Retida-Agua Intersticial do Solo;

Para otimizar o desenvolvimento das tabelas foi montada uma planilha no aplicativo Excel 7.0, contendo todos os dados e fórmulas necessários para o cálculo dos NABR. Procurando constatar se a planilha de cálculos elaborada estava correta, foram informados os dados utilizados por ASTM (1995) e ASTM (1998) para o cálculo dos NABR e comparados os resultados com as tabelas propostas por estes autores.

5.1.5 – Análise de sensibilidade

Neste estudo, a análise de sensibilidade foi realizada com o objetivo de identificar a variação do NABR calculado em função da variação dos valores dos parâmetros do meio físico específicos para a cidade de São Paulo. Para tanto, nas equações foi fixado o valor de *TR* e *THQ* em 10^{-6} e 1 respectivamente, e foram variados os valores de cada parâmetro analisado entre o menor e o maior valor encontrado na etapa de levantamento de dados.

Com respeito aos parâmetros utilizados para a análise de sensibilidade foram consideradas a velocidade de Darcy, profundidade do nível d´água, densidade do solo, fração de carbono orgânico do solo, porosidade total e conteúdo volumétrico de água na zona não saturada. A faixa de variação teve como limite inferior e superior, o menor e maior valor do parâmetro obtido para sedimentos quaternários, formações terciárias e de alteração do embasamento. Desta forma procurou-se obter valores de NABR que pudessem ocorrer segundo a variação destes parâmetros.

Para a análise de sensibilidade foram considerados os cenários de exposição que possuem relação com os parâmetros analisados, desta forma para análise da velocidade de Darcy foi escolhido a ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial contaminado, por exemplo.

Os parâmetros do meio físico analisados foram variados individualmente, para se avaliar a sensibilidade das equações para um parâmetro específico. Posteriormente foram analisados conjuntamente a variação do NABR e dos fatores de volatilização (VF) relacionados ao cenário analisado, objetivando verificar a influencia da variação dos VF nos NABR.

Foi elaborada uma planilha no aplicativo Excel 7.0 contendo as faixas de variações dos dados e fórmulas modificadas (risco dependente do NABR) necessárias para esta análise. Para constatar se a planilha de cálculos elaborada estava correta, foram informados os dados utilizados para o cálculo das planilhas de NABR e constatou-se que o risco calculado com o NABR fixado foi de $1x10^{-6}$.

6 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

6.1 - Apresentação e Tratamento dos Dados

No período de julho de 1997 a setembro de 1998 foram estudados 82 processos de vazamentos em postos de serviço que ocorreram na cidade de São Paulo e que estavam sendo acompanhados pela CETESB. No mesmo período, estes postos foram visitados para a complementação das informações obtidas nestes processos.

Os casos estudados ocorreram entre 1991 e 1998 e envolveram vazamentos de gasolina, diesel e álcool em tanques, linhas de distribuição e bombas de abastecimento.

As informações obtidas pelo estudo dos processos e campanhas de campo foram reunidas da seguinte forma:

- Instalações dos postos de serviço;
- Regiões vizinhas aos postos de serviço;
- Meio físico e vazamento ocorrido.

Os dados sobre as instalações referem-se a todas as informações disponíveis nos processos e coletadas nas campanhas de campo, relacionadas aos equipamentos, condições de operação e serviços disponíveis nos postos estudados.

Os dados das regiões vizinhas referem-se a todas as informações disponíveis nos processos e coletadas nas campanhas de campo, relacionadas ao uso e ocupação do solo em um raio de 150 metros partindo do posto, conforme sugerido por ASTM (1995).

Os dados do meio físico referem-se a todas as informações disponíveis nos processos, relacionadas à geologia, hidrogeologia e características do vazamento (ocorrência, volume e combustível envolvido, etc.).

A Tabela 6.1-1 apresenta a lista de Postos de Serviço com problema de vazamentos que foram considerados neste estudo.

TABELA 6.1-1 – Lista de Postos de Serviço estudados

Nº	NOME DO POSTO	Nº	NOME DO POSTO
01	Auto Posto Cidade Jardim Ltda	53	Mac-Jacutinga
07	Posto de Serviço Vila Rica Ltda	54	Auto Posto Macuco Ltda
08	Wasaba - Auto Posto Ltda	55	Auto Posto Marelli Ltda
11	Auto Posto Virginia Vidal Ltda	56	Auto Posto Mauá Ltda
14	Viação Nações Unidas	57	Auto Posto Mina Rio Pequeno
15	Auto Posto Zimba Ltda	58	Auto Posto Moraiva Ltda
16	Sunshine Auto Posto Ltda	59	Auto Posto Novo Rumo Ltda
17	Auto Posto Marajó Ltda	60	Auto Posto Paulicéia Ltda
18	Auto Posto Mali Ltda	61	Auto Posto de Ser. Pantera Negra
20	Auto Posto Mogiana Ltda	62	Auto Posto Pitstop Ltda
21	Auto Posto Mirante Ltda	63	Posto de Serviços Polibras Ltda
22	Auto Posto Universitários Ltda	64	Auto Posto Pop Ltda
24	Lorena Auto Posto Ltda	65	Posto Ribarte Ltda
25	Auto Posto Chaparral Ltda	66	Auto Posto Roan Ltda
26	Cásper Líbero Serviços Automotivos	67	Centro Automotivo Hudcar Ltda
27	Auto Posto Pelicano Ltda	68	Auto Posto Rio Verde
28	Auto Posto Brasil 2000	69	Rio Voga Posto de Serviços Ltda
29	Auto Posto Bel Ltda	70	Auto Posto 710
30	Auto Posto Bela Vista J.C. Ltda	71	Auto Posto Sete Estrelas Ltda
31	Auto Posto Cardeal Ltda	72	Auto Posto Super Pontes Ltda
32	Centreville Serviços Auto. Ltda	73	Auto Posto Potyra Ltda
33	Auto Posto Cristal Ltda	74	Posto Tarumã
34	Auto Posto Danymar Ltda	75	Auto Posto Tio Patinhas
35	Auto Posto del Rey Ltda	76	Posto de Serviços Torrealba Ltda
36	Auto Posto depetrol Ltda	77	Garagem Leopoldina da CMTC / Itamarati
37	Posto de Serviços Dinâmico Ltda	78	Auto Posto Soares
38	Auto Posto Jbf Ltda	79	Sames Center Serviços Automotivos
39	Petrocenter Auto Posto Ltda	80	Posto de Serviço Antonio Paes Ltda
40	Posto de Serviço Lube Ltda	81	Auto Posto Tamade Ltda
41	Posto de Serviços Sp-02 Ltda	82	Auto Posto Cristal Ltda
42	Equipe II Auto Posto Ltda	83	Posto de Serviços Esplanada
43	Auto Posto Estrela Da Lapa	84	Posto de Serviços "2" Ltda
44	Equipe II Auto Posto Ltda	85	Auto Posto Diamante
45	Auto Posto Giovani Gronchi Ltda	86	Nova Fórmula Auto Posto Ltda
46	Auto Posto Grafite	87	Auto Posto Oasis Ltda
47	Posto Jaguar Mandaqui Ltda	88	Posto de Serviços Jurecê Ltda
48	Auto Posto Lilás Ltda	89	Auto Posto Veiga Filho
49	Auto Posto Limac Ltda	90	DETRAN/SP
50	Lorena Auto Posto Ltda	91	Auto Posto Bandeira Paulista
51	Auto Posto Lh Ltda	92	Posto Treze Cruz de Malta Ltda
52	Auto Posto Ma Ltda	93	Local Auto Center Ltda

Obs.: O número refere-se à identificação no Banco de Dados feito pela CETESB, por isso não é uma seqüência de 1 a 82.

6.1.1 – Dados sobre as Instalações dos Postos de Serviço

Para este estudo foram considerados como equipamentos de armazenamento e distribuição de combustíveis os tanques de armazenamento subterrâneo de combustível (TASC), as linhas de distribuição e as bombas de abastecimento.

A Tabela 6.1-2 apresenta as informações obtidas sobre a quantidade de TASC nos 82 postos estudados, onde foram identificados 437 TASC que estavam instalados até a época dos vazamentos.

TABELA 6.1-2 – Quantidade de TASC nos postos de serviço com vazamento

VOLUME DO TANQUE (litros)	QUANTIDADE DE TANQUES	VOLUME TOTAL (litros)	QUANTIDADE COM VAZAMENTO
15.000	376	5.640.000	69
10.000	50	500.000	12
12.000	3	36.000	-
5.000	2	10.000	-
20.000	3	60.000	1

Os combustíveis armazenados nestes tanques são a gasolina, o diesel e o álcool. Considerando as informações dos processos da CETESB, na época dos vazamentos a gasolina era estocada em 230 tanques, 52,63 % do total de tanques, sendo que 52 vazaram (22,60%). O diesel era estocado em 50 tanques, 11,44 % do total, sendo que 8 vazaram (16,00%). O álcool em 157 tanques, 35,93 % do total, sendo que 23 vazaram (14,65%).

Outro problema identificado foram os vazamentos na base dos respiros dos tanques, que somaram 40 ocorrências. Uma parte dos vazamentos na base dos respiros ocorreram simultaneamente com os vazamentos nos TASC (20 ocorrências). Os outros 20 ocorreram isoladamente, sendo que, 12 ocorreram em respiros de TASC de gasolina, 6 de álcool e 2 de diesel.

Também foram identificados 24 vazamentos em bombas de gasolina, 6 em bombas de diesel, 6 em bombas de álcool e 4 vazamentos em linhas de distribuição de gasolina.

A Tabela 6.1-3 apresenta um resumo da situação dos vazamentos nos 82 postos estudados.

TABELA 6.1-3 – Resumo da situação dos vazamentos nos postos estudados

COMBUSTÍVEL	VAZAMENTOS				*TOTAL*
	TANQUES		BOMBAS	LINHAS	
	FUROS	RESPIROS			
GASOLINA	52	22	24	4	102
DIESEL	8	4	6	-	18
ÁLCOOL	23	14	6	-	43
TOTAL	83	40	36	4	163

Pode-se observar na Tabela 6.1-3 que para todos os tipos de vazamentos identificados, a gasolina representa 62,58 % dos casos, o diesel 11,04 % e o álcool 26,38 %. Os tanques vazaram em 50,92 % dos casos, os respiros 24,54 %, as bombas 22,09 % e as linhas 2,45 %.

Neste contexto, pode-se afirmar que a gasolina que vaza em TASC é a principal fonte de contaminação associada aos postos de serviço na cidade de São Paulo, identificada neste estudo.

Foram obtidas informações sobre o estado de conservação do pavimento para todos os postos estudados, haja visto que estas informações são necessárias para montagem dos cenários

para a cidade de São Paulo. Este dado foi obtido por meio de visita aos postos, logo, refletem o estado do pavimento após ao vazamento. A Tabela 6.1-4 apresenta a classificação do pavimento em função de seu estado de conservação.

TABELA 6.1-4 – Classificação do pavimento em função do estado de conservação

CONSERVAÇÃO	QUANTIDADE DE POSTOS	CRITÉRIO
BOA	28	Ausência de rachaduras e buracos
REGULAR	36	Presença de rachaduras e buracos ou constituido por paralelepípedo/bloquetes sem a exposição do solo
RUIM	18	Presença de rachaduras e buracos ou constituido por paralelepípedo/bloquetes com a exposição do solo

A troca de óleo de motor é feita em 78 (95,12%) dos 82 postos estudados. As formas identificadas de armazenamento após a troca deste óleo foram tambores de 200 litros e tanque subterrâneo de 2.000, 5.000 e 10.000 litros. Geralmente este óleo fica armazenado na área do posto durante um determinado período até que seja vendido ou recolhido pela bandeira do posto. Um problema observado nas visitas aos postos foi o local onde são acondicionados os tanques de 200 litros, que em alguns casos possuem rachaduras no piso, permitindo a passagem de óleo para o solo.

A lavagem de automóveis é feita em 51 (62,19%) dos 82 postos estudados. Nesses postos, a água de lavagem era lançada diretamente na rede de coleta de esgoto ou passava por caixa separadora e antes de ir à rede de esgoto.

Outro dado importante que pode ser avaliado é a área média dos postos de serviço. Neste estudo foi considerada como área total a soma do pátio de abastecimento, escritórios, loja de conveniência, local de manobras, boxes de lavagem e troca de óleo, estacionamentos e/ou garagens. Dos 82 postos estudados 59 possuem informação sobre a área total. Destes postos 47 (79,66%) possuem área entre 100 e 1.000 m^2, 7 (11,86%) entre 1.000 e 2.000 m^2, 3 (5,08%) entre 2.000 e 3.000 m^2 e 2 (3,38%) entre 3.000 e 3.000 m^2. A menor área total obtida foi de 105 m^2 e a maior de 3.000 m^2. A mediana dos valores de área total é de 600 m^2.

6.1.2 – Dados sobre o Entorno dos Postos de Serviço

Para o levantamento do uso e ocupação do entorno dos 82 postos foi adotado um raio de 150 metros a partir do posto. As informações consideradas relevantes foram: tipo de ocupação, densidade da ocupação, distância da edificação mais próxima ao posto, zona de localização e quantidade de edificações. Também foi feito um cadastro das interferências próximas aos

postos. Interferências são utilidades públicas subterrâneas como rede de esgoto e telefonia, galerias de água pluvial, etc.

Para que fosse possível identificar a distribuição dos postos estudados na cidade de São Paulo foi utilizado o mesmo zoneamento utilizado pela Prefeitura: zona central, zona centro expandido e zona periférica. A zona central compreende todos os bairros que estão dentro do Mini-Anél Viário, a zona centro expandido são os bairros entre o Mini-Anél Viário e o Anel Viário Metropolitano e a zona periférica é toda região fora do perímetro do Anel Viário Metropolitano. A Figura 6.1-2 apresenta um mapa com a localização dos 82 postos e os limites adotados para a distribuição em zonas.

Pode-se observar no mapa da Figura 6.1-1 que 37 postos encontram-se na zona central, 9 estão na zona centro expandido e 36 na zona periférica. Nesta mesma figura observa-se que a região da cidade de São Paulo que apresenta o maior número de vazamentos em postos de serviço acompanhados pela CETESB é a região centro-oeste da cidade.

A Tabela 6.1-5 apresenta um resumo das informações sobre a densidade de ocupação e quantidade de edificações próximas aos postos com problemas de vazamento acompanhados pela CETESB na cidade de São Paulo para um raio de 150 metros. O critério adotado para distribuição da densidade de ocupação é o sugerido pela ASTM (1998).

TABELA 6.1-5 – Densidade de ocupação por quantidade de edificações

DENSIDADE DE OCUPAÇÃO	QUANTIDADE DE EDIFICAÇÕES				
	0 a 20	21 a 100	101 a 150	151 a 200	Acima de 200
Alta			13	22	39
Média		6			
Baixa	2				

Na Tabela 6.1-5 pode-se observar que 90,24% dos postos estão situados em regiões de alta ocupação, sendo que 47,56% encontram-se em locais com um número de edificações superior a 200.

A respeito da distância entre o posto e a edificação mais próxima, foi identificado que dos 82 casos estudados, 78 têm edificações construídas ao lado do posto, em 2 casos as edificações estão a uma distância entre 20 e 40 metros e para distâncias acima de 60 metros observaram-se 2 ocorrências.

Também foram levantados quais os tipos de ocupação na região vizinha ao posto, que são apresentadas na Tabela 6.1-6.

TABELA 6.1-6 – Quantidade de postos por tipo de uso do solo

TIPO DE USO DO SOLO	QUANTIDADE DE POSTOS
RESIDENCIAL	11
COMERCIAL	14
RESIDENCIAL/COMERCIAL	57

Nas campanhas de campo foram levantadas as principais utilidades públicas subterrâneas localizadas próximas aos 82 postos visitados. Estas informações são apresentadas na Tabela 6.1-7.

TABALA 6.1-7 – Principais utilidades públicas

TIPO DE UTILIDADE PÚBLICA SUBTERRÂNEA	EMPRESA	QUANTIDADE TOTAL	QUANTIDADE AFETADA
Ponto de visita e/ou rede de água e esgoto	SABESP	79	16
Ponto de visita e/ou rede de telefonia	TELESP	49	13
Galeria de águas pluviais	PREFEITURA	46	9
Ponto de visita e/ou rede de energia elétrica	ELETROPAULO	19	3
Ponto de visita e/ou rede de gás	COMGÁS	15	1

Além das utilidades públicas apresentadas na Tabela 6.1-7 também foram identificados 22 postos próximos a prédios com garagem subterrânea. O combustível após o vazamento atingiu 3 garagens subterrâneas acumulando-se em fase livre e 2 em fase vapor.

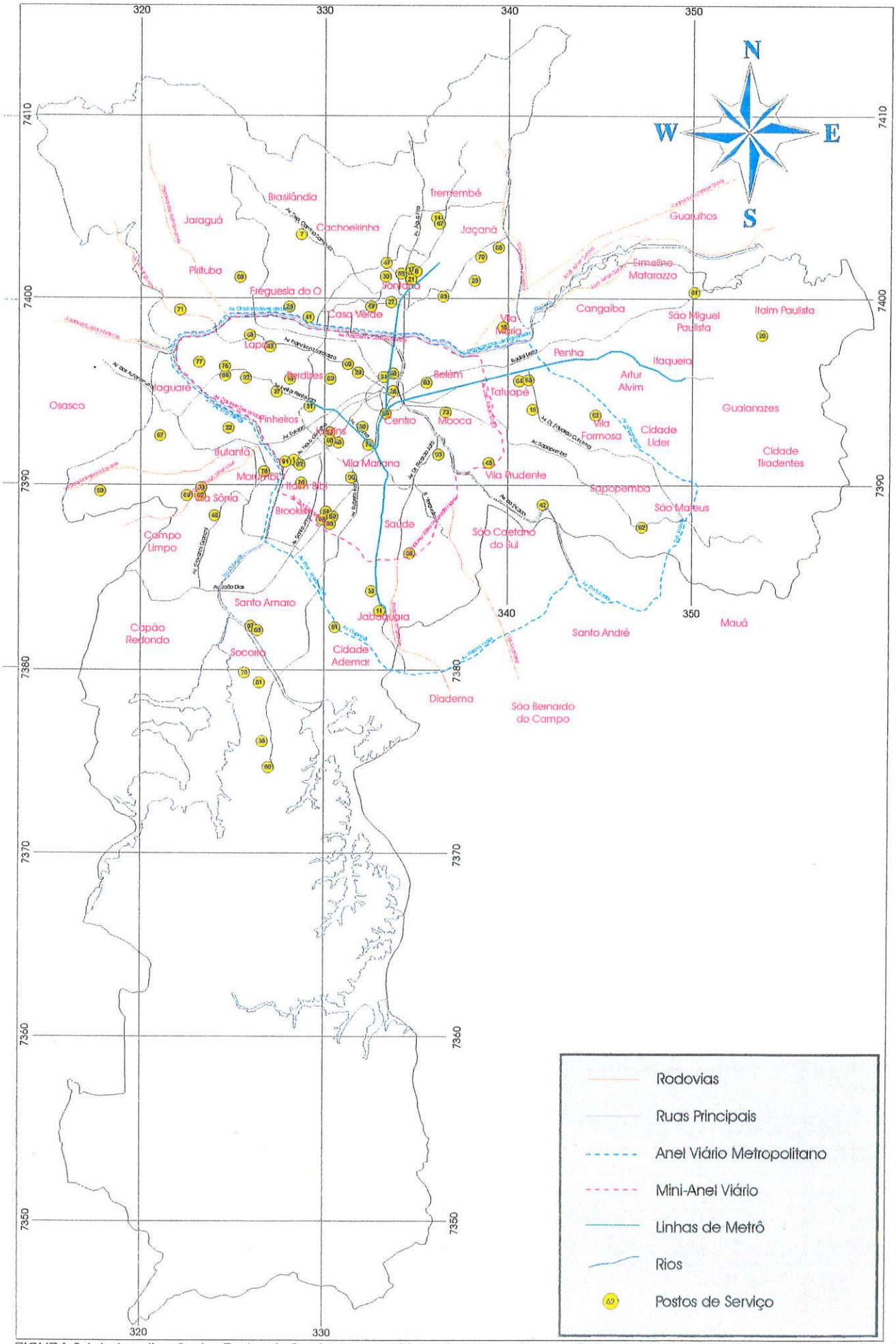


FIGURA 6.1-1 - Localização dos Postos de Serviços com problema de vazamentos, e os limites de zoneamento

6.1.3 – Dados Sobre o Meio Físico

Considerando os aspectos geológicos, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), onde está localizada a região de estudo (Cidade de São Paulo), encontra-se sobre terrenos sedimentares de idade cenozóica, compreendendo os depósitos terciários da Bacia de São Paulo e as coberturas aluviais mais recentes, de idade quaternária, encontradas ao longo dos principais rios da região. Os terrenos cristalinos contornam as áreas sedimentares e configuram, praticamente, toda a borda da RMSP (SABESP-CEPAS/IG-USP, 1994).

A Bacia de São Paulo está localizada no Planalto Paulistano, feição geomorfológica que possui altitudes que variam de 715 a 900 metros, apresenta relevo suavizado, de morros e espigões relativamente baixos, com a drenagem fluindo para os rios Tietê, Pinheiros, Tamanduateí e seus tributários. As espessuras máximas de sedimentos encontrada nesta bacia foram obtidas por meio de perfuração de poços tubulares no bairro da Moóca, 256 metros e 263 metros a cerca de 35 km ao sul do centro da cidade de São Paulo (SABESP-CEPAS/IG-USP, 1994).

O quadro litoestratigráfico para os depósitos sedimentares continentais terciários da Bacia de São Paulo compreende uma seqüência basal com as Formações Resende, Tremembé e São Paulo, reunidas no Grupo Taubaté, recobertas, de forma discordante, pela Formação Itaquaquecetuba (Riccomini, 1989). A Figura 6.1-2 apresenta as relações cronoestratigráficas da Bacia Sedimentar de São Paulo.

A Bacia de São Paulo é hoje entendida como uma das unidades integrantes do *Rift* Continental do Sudeste do Brasil-RCSB (Riccomini, 1989). O segmento do RCSB que compreende as Bacias de São Paulo, Taubaté, Resende e Volta Redonda foi objeto de estudo de Riccomini (1989), que tentou estabelecer as relações entre a tectônica e a sedimentação nessas bacias. Trabalhos como os desenvolvidos por Riccomini (1989), Riccomini & Coimbra (1992) e Riccomini *et al.* (1992), evidenciam a relação tectono-sedimentar entre as bacias de São Paulo e Taubaté. Essa relação é particularmente importante para o presente trabalho, haja visto que esta relação foi justificativa para utilização de dados do estudo desenvolvido pelo Instituto Agronômico do Estado de São Paulo (Russo *et al.*, 1961) para solos da Bacia de Taubaté, para definição de valores estatísticos de densidade, porosidade total, umidade e fração de carbono orgânico no solo.

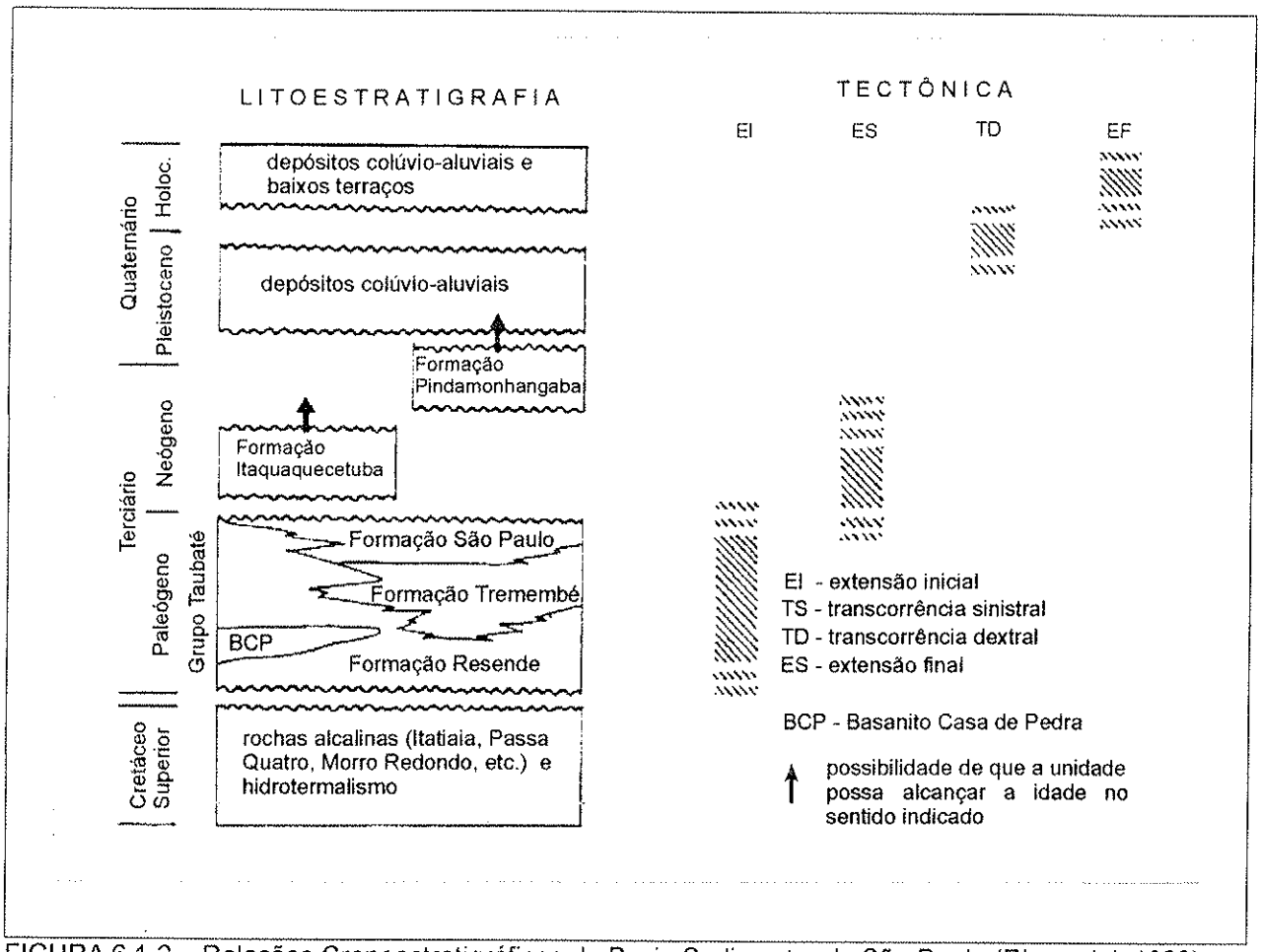


FIGURA 6.1-2 – Relações Cronoestratigráficas da Bacia Sedimentar de São Paulo (Riccomini, 1989)

Segundo DAEE (1975) o contexto geológico da bacia sedimentar de São Paulo e as rochas pré-cambrianas de embasamento cristalino que a circundam, define duas unidades aqüíferas: o Sistema Aqüífero Sedimentar e o Sistema Aqüífero Cristalino.

Hirata & Ferreira (2001) definiram uma nova compartimentação das unidades aqüíferas relacionadas a bacia sedimentar de São Paulo e as rochas pré-cambrianas de embasamento cristalino como se segue:

- Associadas ao Sistema Aqüífero Cristalino: Aqüífero de Rochas Meta Sedimentares e Aqüífero de Rochas Granitóides;
- Associadas ao Sistema Aqüífero Sedimentar: Aqüífero Resende e Aqüífero São Paulo.

A base geológica adotada para o presente estudo foi o mapa geológico da RMSP compilado na escala 1:50.000 do Diagnóstico Hidrogeológico da Região Metropolitana de São Paulo (SABESP-CEPAS/IG-USP, 1994). A Figura 6.1-3 apresenta o mapa geológico da cidade de São Paulo com a locação dos postos de serviço com vazamentos de combustíveis acompanhados pela CETESB.

Para auxiliar na identificação da unidade litológica onde os postos estão localizados, foram compiladas as descrições das sondagens a trado encontradas nos processos da CETESB.

A Tabela 6.1-8 apresenta o número de postos de serviço estudados por formação.

TABELA 6.1-8 – Postos de Serviço por Formação Geológica

GEOLOGIA	FORMAÇÃO	Nº DE POSTOS POR FORMAÇÃO	Nº DE POSTOS POR GEOLOGIA
SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS	Qa	32	32
FORMAÇÕES TERCIÁRIAS	Osp	10	38
	Orl	25	
	Orf	3	
ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO	Pεf	1	12
	Pεq	0	
	Pεx	2	
	Pεg	2	
	Pεgo	5	
	Pεgn	0	
	Pεa	0	
	Pεc	2	

Pode-se observar na Tabela 6.1-8 que 46,34% dos postos estudados estão localizados em sedimentos terciários, 39,02% no quaternário e 14,63% localizados no embasamento cristalino.

Nos 82 postos estudados foram instalados 566 poços, objetivando o monitoramento, o bombeamento ou a reinjeção da água após a recuperação do produto vazado. Nestes poços foram efetuadas medições de nível d'água e executados *slug-tests* para a determinação da condutividade hidráulica do local. Foram obtidos valores de nível d'água (N.A.) para 477 poços e condutividade hidráulica (k) para 169. A Tabela 6.1-9 apresenta as informações sobre nível d'água e condutividade hidráulica obtidos nos trabalhos de caracterização dos postos de serviço.

TABELA 6.1-9 – Nível d'água e condutividade hidráulica por formação geológica

GEOLOGIA	FORMAÇÃO	POÇOS COM MEDIDA DE N.A.	POÇOS COM MEDIDA DE k	MÉDIA DE N.A. POR FORMAÇÃO (m)	MÉDIA DE K POR FORMAÇÃO (cm/s)	MÉDIA DE N.A POR GEO. (m)	MÉDIA DE K POR GEOLOGIA (cm/s)
SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS	Qa	206	84	2,44	1,77E-5	2,44	1,77E-5
FORMAÇÕES TERCIÁRIAS	Osp	52	11	2,38	1,50E-5	2,10	6,05E-5
	Orl	149	52	2,78	4,64E-5		
	Orf	15	3	1,13	1,20E-4		
ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO	Pεf	0	0	-	-	3,26	3,91E-4
	Pεq	0	0	-	-		
	Pεx	0	4	-	1,12E-3		
	Pεg	5	2	1,63	5,24E-5		
	Pεgo	39	13	3,03	6,72E-7		
	Pεgn	0	0	-	-		
	Pεa	0	0	-	-		
	Pεc	11	0	5,12	-		

OBS.: foi utilizada a media para o cálculo dos valores por formação e geologia

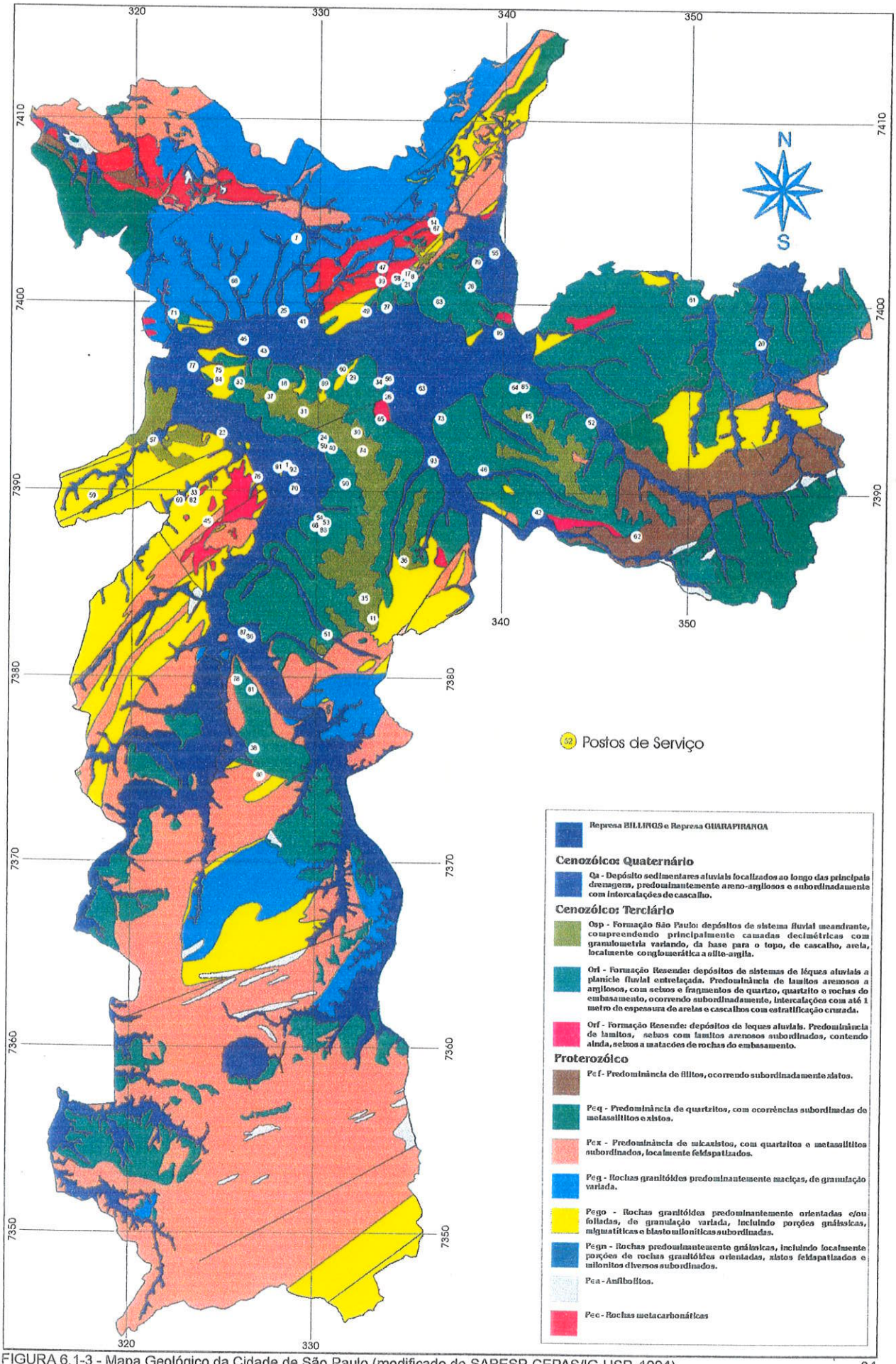


FIGURA 6.1-3 - Mapa Geológico da Cidade de São Paulo (modificado de SABESP-CEPAS/IG-USP, 1994)

Com respeito ao gradiente hidráulico, foram obtidos valores para 28 postos dos 82 estudados na CETESB. A Tabela 6.1-10 apresenta os valores de gradiente hidráulico e as declividades observadas nas campanhas de campo, distribuídas por formação geológica.

TABELA 6.1-10 – Gradiente hidráulico e declividade por formação geológica

GEOLOGIA	FORMAÇÃO	Nº DE POSTOS POR DECLIVIDADE				Nº DE POSTOS COM VALORES DE GRADIENTE HIDRÁULICO	GRADIENTE HIDRÁULICO MÉDIO (m/m)
		ALTA	MÉDIA	BAIXA	PLANO		
SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS	Qa	4	7	10	11	12	0,03
FORMAÇÕES TERCIÁRIAS	Osp	8	1	-	1	5	0,18
	Orl	7	4	9	5	8	0,05
	Orf	2	1	-	-	0	-
ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO	Pεf	1	-	-	-	0	-
	Pεq	-	-	-	-	0	-
	Pεx	1	-	1	-	0	-
	Pεg	-	1	1	-	2	0,04
	Pεgo	3	1	-	1	1	0,08
	Pεgn	-	-	-	-	0	-
	Pεa	-	-	-	-	0	-
	Pεc	1	1	-	-	0	-
TOTAL		27	16	21	18	28	0,08

OBS.: A coluna com os valores de gradiente hidráulico e o valor da linha de totais corresponde à mediana dos valores

Na Tabela 6.1-10 não foi possível observar uma tendência entre a declividade observada no campo e a formação geológica identificada para os postos. Com respeito à distribuição dos valores de gradiente hidráulico por formação, esta também não indicou uma tendência. Haja visto que não se pode obter um valor para o gradiente hidráulico do aqüífero raso (dos postos estudados) por idade geológica, foi assumido para o cálculo das tabelas de risco o maior valor obtido, ou seja, 0,18.

Com vistas a obter valores representativos para densidade, porosidade total, umidade e fração de carbono orgânico para os solos encontrados na cidade de São Paulo, foi realizada uma compilação dos dados obtidas no estudo desenvolvido pelo Instituto Agronômico do Estado de São Paulo (Russo *et al.*, 1961) para solos da Bacia de Taubaté, no qual foi realizado o levantamento e reconhecimento dos parâmetros físico-químicos destes solos. Para tanto foram analisadas 296 amostras de solos dos sedimentos quaternários, 339 terciário e 70 da alteração de rochas do embasamento. A Tabela 6.1-11 apresenta alguns dados estatísticos para os valores encontrados para os solos da Bacia de Taubaté.

TABELA 6.1-11 – Densidade, porosidade total, umidade e fração de carbono orgânico por idade geológica (baseado em Russo et al., 1961)

PARÂMETRO		GEOLOGIA		
		SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS	FORMAÇÕES TERCIÁRIAS	ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO
DENSIDADE (g/cm^3)	MEDIANA	1,22	1,28	1,26
	MÉDIA	1,09	1,28	1,29
	MÁXIMO	2,63	2,61	1,57
	MÍNIMO	0,02	0,27	1,00
POROSIDADE TOTAL	MEDIANA	0,4580	0,4585	0,4560
	MÉDIA	0,4655	0,4596	0,4509
	MÁXIMO	0,8270	0,6440	0,6270
	MÍNIMO	0,3060	0,2870	0,3840
UMIDADE	MEDIANA	0,3300	0,2200	0,2550
	MÉDIA	0,3141	0,2302	0,2630
	MÁXIMO	0,7300	0,5800	0,5600
	MÍNIMO	0,0300	0,0300	0,1800
FRAÇÃO DE CARBONO ORGANICO	MEDIANA	0,0077	0,0085	0,0092
	MÉDIA	0,0644	0,0108	0,0112
	MÁXIMO	0,7111	0,0475	0,0496
	MÍNIMO	0,0008	0,0010	0,0018

6.2 – Elaboração das Tabela de Referência para NABR

Uma Tabela de Referência deve relacionar as concentrações calculadas que ofereçam um risco aceitável para cada um dos cenários de exposição possíveis de uma determinada região (ASTM, 1998). Desta forma, para a elaboração desta tabela para a cidade de São Paulo deve-se levar em consideração os seguintes itens:

- Possíveis cenários de exposição;
- Compostos químicos de interesse para os vazamentos;
- Parâmetros do meio físico específicos;
- Fatores de exposição adequados.

6.2.1 – Cenários de exposição para a cidade de São Paulo

As informações sobre os vazamentos indicaram que nos postos estudados ocorreram vazamentos em TASC, respiros, linhas de distribuição e bombas. Estes quatro tipos de vazamentos caracterizam as fontes primárias de contaminação, entretanto estes podem ser agrupados em função da região da subsuperfície que foi afetada. Vazamentos em TASC atingem o solo subsuperficial e freqüentemente a água subterrânea, enquanto vazamentos na base dos respiros, linhas e bombas atingem o solo superficial e também podem vir a afetar o solo subsuperficial e a água subterrânea.

Vazamentos em TASC têm a seguintes características:

- O combustível freqüentemente contamina a zona não saturada do solo subsuperficial e posteriormente são lixiviados para a água subterrânea;
- A fração retida no solo gera vapores que podem atingir a superfície ou o interior de uma construção/edificação;
- A fração retida no solo pode ser fonte de contaminação continua da água subterrânea pela sua lixiviação;
- A pluma dissolvida na água subterrânea gera vapores que podem atravessar a zona não saturada até atingir a superfície ou o interior de uma construção/edificação;
- A pluma dissolvida na água subterrânea pode atingir um poço de abastecimento público ou particular.

Alem das características descritas acima, vazamentos a partir dos respiros, linhas e bombas, têm as seguintes características:

- O combustível freqüentemente contaminam o solo superficial;
- O solo superficial contaminado gera partículas contaminadas que podem ser emitidas para a zona de respiração em ambientes abertos;
- O solo superficial contaminado gera vapores que podem ser emitidos para a zona de respiração em ambientes abertos.

Considerando-se as características descritas acima e as informações sobre as instalações dos postos estudados, regiões vizinhas e meio contaminado, foi possível identificar os elementos para composição dos cenários de exposição para a cidade de São Paulo. Estes elementos são apresentados na Tabela 6.2-1.

Foi considerada como fonte secundária a contribuição de uma fase (ex. retida) do composto de interesse para a presença de uma outra fase (ex. vapor) em uma determinada região do subsolo. O meio físico onde ocorre a transferência do composto de interesse da fonte secudária até o receptor caracteriza os caminhos de transporte. Como tipo de cenário foram escolhidos o residencial e o comercial, já que as informações das áreas próximas aos postos indicaram estas tendências (Tabela 6.1-6). A escolha dos receptores da Tabela 6.2-1 foi feita observando os grupos potenciais de indivíduos que podem de alguma forma estar expostos a um ou mais tipos de vazamento ocorrido. Pode ser tomado como exemplo um grupo de frentistas que inala vapores que foram gerados a partir da fase retida no solo subsuperficial e chegaram até a zona de respiração do posto.

TABELA 6.2-1 – Componentes dos cenários de exposição para cidade de São Paulo

FONTE PRIMÁRIA	FONTE SECUNDÁRIA	CAMINHO DE TRANSPORTE	TIPO DE CENÁRIO	RECEPTOR	VIA DE INGRESSO
VAZAMENTO EM TASC	VAPORES DA FASE RETIDA NO SOLO SUBSUPERFICIAL	SOLO SUBSUPERFICIAL PARA O AR DE AMBIENTE ABERTO	COMERCIAL	-FRENTISTA DO POSTO -CLIENTE DO POSTO	INALAÇÃO
			RESIDENCIAL	-MORADOR DE CASA COM QUINTAL	
		SOLO SUBSUPERFICIAL PARA O AR DE AMBIENTE FECHADO	COMERCIAL	-FUNCIONÁRIO DO POSTO	INALAÇÃO
			RESIDENCIAL	- MORADORES DE INTERIOR DE RESIDÊNCIA PRÓXIMA E GARAGENS	
	LIXIVIAÇÃO DA FASE RETIDA NO SOLO SUBSUPERFICIAL	SOLO SUBSUPERFICIAL PARA ÁGUA SUBTERRÂNEA	COMERCIAL	-POÇO DO POSTO	INGESTÃO
			RESIDENCIAL	-POÇO PARTICULAR -POÇO PÚBLICO	
	VAPORES DA FASE DISSOLVIDA NA ÁGUA SUBTERRÂNEA	ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA O AR DE AMBIENTE ABERTO	COMERCIAL	-FRENTISTA DO POSTO -CLIENTE DO POSTO -FUNCIONÁRIO DO POSTO	INALAÇÃO
			RESIDENCIAL	-MORADOR DE CASA COM QUINTAL	
		ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA O AR DE AMBIENTE FECHADO	COMERCIAL	-FUNCIONÁRIO E CLIENTE NO INTERIOR DE COMÉRCIO PRÓXIMO E GARAGENS	INALAÇÃO
			RESIDENCIAL	-MORADOR NO INTERIOR DE RESIDÊNCIA PRÓXIMA	
VAZAMENTO EM RESPIRO, LINHA OU BOMBA	VAPORES E PARTÍCULAS DA FASE RETIDA NO SOLO SUPERFICIAL	SOLO SUPERFICIAL PARA O AR DE AMBIENTE ABERTO	COMERCIAL	-FRENTISTA DO POSTO -CLIENTE DO POSTO -FUNCIONÁRIO DO POSTO	INALAÇÃO INGESTÃO CONTATO DÉRMICO
			RESIDENCIAL	-	

Baseando-se na Tabela 6.2-1 foram elaborados os cenários de exposição para a cidade de São Paulo que são apresentados na Tabela 6.2-2, considerando como caminhos de exposição o ar, o solo (superficial e subsuperficial) e a água subterrânea.

TABELA 6.2-2 – Cenários de exposição para a cidade de São Paulo

MEIO	CAMINHO DE EXPOSIÇÃO	CENÁRIO PARA A CIDADE DE SÃO PAULO
AR	1) INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	Inalação de vapores encontrados na zona de respiração de ambientes abertos. Neste caso desconsidera-se o transporte, ou seja, é uma medida direta no ponto de exposição.
	2) INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	Inalação de vapores encontrados na zona de respiração de ambientes fechados. Neste caso desconsidera-se o transporte, ou seja, é uma medida direta no ponto de exposição.
SOLO	3) INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	Vazamento em um TASC que chega até o solo subsuperficial da zona não saturada, originando a fase retida que irá gerar vapores que irão atingir a zona de respiração na área dos postos de serviço, residencias e outras atividades comerciais por meio das rachaduras nos pisos.
	4) INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	Vazamento em um TASC que chega até o solo subsuperficial da zona não saturada, originando a fase retida que irá gerar vapores que irão atingir a zona de respiração dentro dos espaços fechados por meio das fundações das construções do posto de serviço, residências e outras atividades comerciais.
	5) INALAÇÃO, CONTATO DÉRMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	Vazamento em um respiro, linha ou bomba que atinge o solo superficial, originando a fase retida que irá gerar vapores e partículas que irão atingir a zona de respiração dentro da área dos postos de serviço por meio das rachaduras nos pisos.
	6) INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL	Vazamento em um TASC que chega até o solo subsuperficial da zona não saturada, originando a fase retida que será gradativamente lixiviada para a água subterrânea gerando a fase dissolvida que se deslocará até atingir um poço de abastecimento público ou particular.
ÁGUA SUBTERRÂNEA	7) INALAÇÃO DE VAPORES A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM AMBIENTES ABERTOS	Vazamento em um TASC que chega até o solo subsuperficial da zona não saturada, originando a fase retida que será gradativamente lixiviada para a água subterrânea gerando a fase dissolvida. Esta por sua fez irá gerar vapores que irão atingir a zona de respiração em terrenos sem pavimentação próximos ao posto.
	8) INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	Ingestão de água subterrânea atingida pela pluma dissolvida do combustível. Neste caso desconsidera-se o transporte do contaminante, ou seja, é uma medida direta no ponto de exposição.
	9) INALAÇÃO DE VAPORES A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM AMBIENTES FECHADOS	Vazamento em um TASC que chega até o solo subsuperficial da zona não saturada, originando a fase retida que será gradativamente lixiviada para a água subterrânea gerando a fase dissolvida. Esta por sua fez irá gerar vapores que irão atingir a zona de respiração dentro dos espaços fechados por meio das fundações das construções/edificações próximas ao posto.

Na tabela 6.2-2 pode-se observar que o primeiro, o segundo e o oitavo caminhos referem-se às concentrações dos compostos medidos diretamente no ponto de exposição onde está o receptor, ou seja, não irão depender de um meio de transporte ou fonte secundária.

6.2-2 – Parâmetros do meio físico específicos para a cidade de São Paulo

Os parâmetros do meio físico, dadas as grandes variações e particularidades que ocorrem de uma região para outra, são seguramente as informações mais importantes necessárias para a elaboração de uma tabela de NABR.

Para o cálculo dos NABR utilizando a metodologia RBCA são necessários os seguintes parâmetros do meio físico: profundidade máxima do solo superficial, fração de carbono

orgânico no solo, espessura da franja capilar, espessura da zona vadosa, taxa de infiltração de água no solo, profundidade do nível d'água, condutividade hidráulica, gradiente hidráulico, porosidade total, conteúdo volumétrico de água no solo (franja capilar e zona vadosa) e densidade do solo. É importante ressaltar que esses parâmetros podem ser obtidos por meio de observações e testes de campo ou análises em laboratório. Valores de conteúdo volumétrico de ar no solo, por exemplo, são obtidos indiretamente, por isso não estão listados acima.

Parte dos valores para estes parâmetros foram obtidos no levantamento e tratamento dos dados dos postos estudados. A outra parte foi obtida nos estudos geológicos e hidrogeológicos da SABESP-CEPAS/IG-USP (1994) para Região Metropolitana de São Paulo, e Russo *et al.* (1961) desenvolvido para o Vale do Paraíba.

A Tabela 6.2-3 apresenta os valores dos parâmetros do meio físico sugeridas para a Cidade de São Paulo. Os valores da Tabela 6.2-3 foram utilizados tanto para o cálculo dos NABR para cenários comerciais quanto para cenários residenciais.

TABELA 6.2-3 - Parâmetros do meio físico para a cidade de São Paulo

PARÂMETRO	UNIDADE	VALOR MÉDIO		
		QUATERNÁRIO	TERCIÁRIO	ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO
k - Condutividade Hidráulica*	cm/s	1,77E-5	6,05E-5	3,91E-4
H - Gradiente Hidráulico*	-	0,18	0,18	0,18
U_{GW} – Velocidade de Darcy*	cm/s	3,19E-6	1,09E-5	7,04E-5
L_{GW} - Profundidade do Nível D'água*	m	2,44	2,10	3,26
f_{oc} – Fração de Carbono Orgânico no Solo**	-	0,0077	0,0085	0,0092
W - Comprimento Longitudinal da Fase Retida ou Dissolvida*	cm	2000	2000	2000
L_s - Profundidade do Solo Subsuperficial***	cm	100	100	100
h_{cap} - Espessura da Franja Capilar***	cm	5	5	5
h_v - Espessura da Zona Não Saturada*	cm	239	205	321
I - Taxa de Infiltração no Solo**	cm/ano	66,1	66,1	66,1
Θ_T - Porosidade Total**	-	0,4580	0,4585	0,4560
Θ_{acap} - Conteúdo Volumétrico de Ar na Franja Capilar**		0,0458	0,0459	0,0456
Θ_{wcap} - Conteúdo Volumétrico de Água na Franja Capilar**	-	0,4122	0,4127	0,4104
Θ_{ws} - Conteúdo Volumétrico de Água na Zona Não Saturada**	-	0,33	0,22	0,25
Θ_{as} - Conteúdo Volumétrico de Ar na Zona Não Saturada**		0,1280	0,2385	0,2060
ρ_s - Densidade do Solo**	-	1,22	1,28	1,26

(*) Valores obtidos no estudo dos postos
(**) Valores obtidos na literatura disponível
(***) Valores recomendados por ASTM (1995, 1998)

Parâmetros adicionais utilizados para o cálculo dos NABR são apresentados na Tabela 6.2-4. Neste caso os valores não são específicos para a cidade de São Paulo, mas foram considerados os valores disponíveis em *Emergency Standard Guide for Risk-Based Corretive Action Applied at Petroleum Released Sites* (ASTM, 1995).

TABELA 6.2-4 - Parâmetros adicionais do meio físico para o cálculo dos NABR (ASTM, 1995)

PARÂMETRO	UNIDADE	VALOR	
		RESIDENCIAL	COMERCIAL
Razão de troca de ar em espaços fechados	s^{-1}	0,00014	0,00023
Razão volume/ área de infiltração para ambiente fechado	cm	200	300
Espessura das fundações/paredes de construções	cm	15	15
Taxa de emissão de partículas	-	6,90E-14	6,90E-14
Velocidade do vento na zona de respiração	cm/s	225	225
Altura da zona de respiração	cm	200	200
Espessura da pluma dissolvida na água subterrânea	cm	200	200
Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes	cm^2	0,01	0,01
Conteúdo volumétrico de ar nas fundações/paredes	cm^3	0,26	0,26
Conteúdo volumétrico de água nas fundações/paredes	cm^3	0,12	0,12
Tempo médio do fluxo de vapor no ar da zona de respiração	s^{-1}	9,46E+8	9,46E+8

6.2.3 – Compostos Químicos de interesse para os vazamentos na cidade de São Paulo

Os compostos de interesse são aqueles utilizados como indicadores toxicológicos para um determinado contaminante. As Tabelas de Referência que são apresentadas neste estudo foram elaboradas utilizando compostos de interesse, que estão presentes na gasolina o no diesel. Os compostos são benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos, benzo(a)pireno e naftaleno. Os valores utilizados para os parâmetros físico-químicos e toxicológicos específicos dos compostos de interesse escolhidos estão listados no item 3.2.

6.2.4 – Fatores de Exposição adequados para a cidade de São Paulo

Os fatores de exposição utilizados para o cálculo dos NABR para a cidade de São Paulo são apresentados na Tabela 6.2-5.

TABELA 6.2-5 – Valores dos parâmetros de exposição para a cidade de São Paulo

PARÂMETRO	UNIDADE	RESIDENCIAL	COMERCIAL
ED - Duração da exposição	anos	35	35
ATn - Tempo médio para efeitos carcinogênicos	anos	68	68
ATc - Tempo médio para efeitos não carcinogênicos	anos	35	35
BW - Massa corpórea para adultos	kg	68	68
EF - Freqüência da exposição	dias/ano	350	270
IRs - Taxa de ingestão de solo	mg/dia	100	50
IRwesp - Taxa de inalação diária em ambientes fechados	m^3/dia	15	20
IRwamb - Taxa de inalação diária em ambientes abertos	m^3/dia	20	20
IRw - Taxa de ingestão diária de água	l/dia	2	1
AF - Fator de aderência do solo na pele	-	0,5	0,5
ABSd - Fator de absorção dermal relativa	-	0,5	0,5
ABSo - Fator de absorção oral relativa	-	1	1
SA - Área superficial da pele	cm^2	3180	3180
THQ - Quociente de risco acetável	-	1	1
TR – Maior Meta de Risco carcinogênico aceitável	-	1,00E-04	1,00E-04
TR – Menor Meta de Risco carcinogênico aceitável	-	1,00E-06	1,00E-06

A duração da exposição foi considerada como sendo o tempo médio de aposentadoria.

O tempo médio para efeitos carcinogênicos foi adotado como sendo a espectativa de vida média da população brasileira considerando ambos os sexos, segundo o IBGE (IBGE/DPE/DEPI, 1996). Para substâncias não carcinogênicas foi considerado como tempo de duração da exposição.

A massa corpórea foi considerada como sendo o peso médio da população brasileira considerando ambos os sexos, segundo o IBGE (IBGE/DPE/DEPI, 1996).

A frequência da exposição corresponde ao número de dias em um ano que o receptor estaria no ponto de exposição, menos os dias de ausência. Foi considerado o cenário de exposição mais crítico (comercial e residencial).

O quociente de risco aceitável corresponde ao potencial de ocorrência de efeitos tóxicos adversos para compostos não carcinogênicos. Quando este é maior que 1 indica que o composto de interesse oferece risco à saúde humana e quando é menor que 1 não indica risco.

Para o menor e maior risco carcinogênico aceitável foram assumidos os valores sugeridos em *Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume 1 – Human Health Evaluation Manual* (U.S.EPA, 1989). O número 10^{-4} significa a ocorrência de 1 caso de câncer em cada 10.000 indivíduos e 10^{-6} a ocorrência de 1 em 1.000.000.

Os valores para os demais fatores de exposição apresentados na Tabela 6.2-5 também foram obtidos em *Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume 1 – Human Health Evaluation Manual* (U.S.EPA, 1989).

6.2.5 – Apresentação das Tabelas de Referência de NABR para a cidade de São Paulo

Tomando como base os dados geológicos, hidrogeológicos e os cenários de exposição gerados para a cidade de São Paulo, a partir do estudo dos processos de vazamentos de combustíveis e da literatura disponível, foi possível calcular as tabelas de referência de NABR para os compostos: benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos, benzo(a)pireno e naftaleno.

Além dos níveis aceitáveis calculados para cada cenário de risco identificado neste estudo, as tabelas de referência também apresentam os valores dos fatores de volatilização, lixiviação, coeficientes de difusão efetiva, entre outros. Também são apresentados os parâmetros físico-químicos e toxicológicos que foram utilizados no cálculo.

Uma vez calculado o NABR para um determinado cenário de exposição, é importante verificar se esse valor é realístico, ou seja, se a concentração calculada está dentro do limite físico-químico de ocorrência da fase do composto (livre-retida-vapor-dissolvida) para o caminho de exposição em questão. Para tanto, cada valor calculado foi comparado a uma concentração que representa o limite físico-químico para a fase correspondente, por exemplo: o valor de NABR calculado para o benzeno, no caminho de exposição "Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial", foi comparado com a solubilidade do benzeno puro em água. Se o NABR calculado para o benzeno para este caminho estiver acima de sua solubilidade, isto significa que a concentração que determinará um risco a saúde da população é superior a solubilidade logo o valor de NABR não pode ocorrer para o cenário em questão . Uma análise similar pode ser feita para os caminhos de exposição relacionados com a fase retida no solo, cujo limite físico-químico sugerido pela ASTM (1998) é a concentração de saturação do composto no solo ($C_{sat,solo}$) e para os caminhos de exposição relacionados com a fase vapor, cujo limite físico-químico sugerido pela ASTM (1998) é a concentração de saturação de vapor ($C_{sat,vap}$). Esta análise foi feita para todos os valores calculados de NABR que são apresentados nas tabelas de referência. Os valores que ultrapassaram estes limites são apresentados em vermelho-itálico e não devem ser utilizados para estudos de avaliação de risco utilizando o procedimento RBCA, haja visto que são valores que não podem ocorrer considerando a parametrização utilizada para o cálculo dos NABR para a cidade de São Paulo.

Nas tabelas de risco, os valores de NABR para compostos carcinogênicos foram calculados considerando valores de *Risco* aceitável de 10^{-6} e 10^{-4}. Para os compostos não carcinogênicos o *Quociente de Risco* utilizado foi 1.

As Tabelas 6.2-6 a 6.2-11 apresentam, respectivamente, os valores de NABR para os compostos: benzeno, tolueno, etilbenzeno, xileno, benzo(a)pireno e naftaleno.

Pode-se observar nas Tabelas 6.2-6 a 6.2-11 que os valores de NABR para cenários de exposição direta, ou seja, inalação de vapores em ambientes fechados e abertos e ingestão de água subterrânea, são iguais independente do tipo litológico (sedimentos quaternários, formações terciárias e alteração do embasamento). Este fato ocorre porque as equações utilizadas para o cálculo dos NABR para estes cenários, não utilizam os parâmetros do meio físico e são somente função dos parâmetros de exposição (ver capítulo 3.2).

Considerando os resultados obtidos para o benzeno, pode-se observar na Tabela 6.2-6, que para os cenários relacionados a inalação de vapores em espaços fechados e abertos a partir do solo e da água subterrânea, os valores da NABR são mais conservadores em aproximadamente uma ordem de grandeza para contaminações em formações terciárias e alteração do embasamento. As contaminações em sedimentos quaternários apresentaram

valores de NABR menos conservadores. Os valores de NABR para o tolueno, etilbenzeno e xilenos também se apresentam da mesma forma. Esta tendência pode ser explicada pelo conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (Θ_{as}) que é calculado pela diferença entre Θ_T (porosidade total) e Θ_{ws} (conteúdo volumétrico de água na zona não saturada). O valor de Θ_{as} irá determinar a quantidade de poros na zona não saturada que estarão disponíveis para o transporte de vapores entre a fonte secundária (solo ou água subterrânea contaminada) e o ponto de exposição (zona de respiração em ambientes abertos e fechados). No caso dos sedimentos quaternários, o Θ_{as} é menor (12,80%) que nas formações terciárias (23,85%) e na alteração do embasamento (20,60%). Logo, para sedimentos quaternários, a quantidade de poros disponíveis para transporte de vapor na zona não saturada será menor, determinando uma menor quantidade de vapor que irá chegar a zona de respiração, logo um NABR menos conservador.

A tendência de valores para NABR analisada acima não é observada para o benzo(a)pireno e o naftaleno, Tabelas 6.2-10 e 6.2-11, onde receptores encontrados para contaminações em sedimentos quaternários estão relacionados a valores de NABR mais conservadores, enquanto que para formações terciárias e alteração do embasamento os valores são menos conservadores. Este fato indica que a situação de exposição também irá variar em função dos parâmetros físico-químicos dos compostos de interesse. No caso do benzo(a)pireno pode-se observar na Tabela 6.2-10 que este possui baixa solubilidade (1,62E-3 mg/L), baixa pressão de vapor (5,68E-4 mm Hg), baixa constante de Henry (1,13E-6 atm-m3/mol) e um k_d alto (7,88E+3), caracterizando um composto de grande retenção no solo, pouco volátil e pouco solúvel. Esta inversão de tendência, pode ser explicada pelo alto coeficiente de partição solo-água (k_d) que é resultado da multiplicação entre k_{oc} (coeficiente de partição octanol-água do composto) e f_{oc} (fração de carbono orgânico do solo). Portanto em sedimentos quaternários que tem menor f_{oc} (0,0077) o benzo(a)pireno ficará menos retido, gerando NABR mais conservadores. Em formações terciárias e na alteração do embasamento o f_{oc} é maior, proporcionando uma maior retenção do benzo(a)pireno no solo e um NABR menos conservador.

Considerando a ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial contaminado, pode-se observar que os NABR para receptores localizados em sedimentos quaternários serão mais conservadores do que para formações terciárias e alteração do embasamento respectivamente. Este fato ocorre devido ao NABR para este cenário ser diretamente proporcional a velocidade de Darcy para água subterrânea (U_{gw}), ou seja, quanto menor for U_{gw}, mais conservador serão os valores de NABR (valores menores) para ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial contaminado.

Pode-se observar nas Tabelas 6.2-6 a 6.2-11 que, de maneira geral, os NABR para cenários de exposição relacionados a inalação de vapores em ambientes fechados são mais conservadores em duas ordens de grandeza que os cenários relacionados a inalação de vapores em ambientes abertos. Este fato ocorre devido aos fatores de volatilização para espaços fechados ($VF_{w,esp}$ e $VF_{s,esp}$) gerarem valores mais conservadores que os fatores de volatilização para espaços abertos ($VF_{w,amb}$ e $VF_{s,amb}$). As equações dos fatores $VF_{w,esp}$ e $VF_{s,esp}$ possuem um termo destinado à quantificação do transporte de vapor ao longo das fundações e estruturas dos prédios que irão determinar valores de NABR mais conservadores (ver capítulo 3.2).

Considerando todos os cenários de exposição indireta, pode-se observar nas Tabela de 6.2-6 a 6.2-11 que a ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial apresenta valores de NABR mais conservadores em aproximadamente uma ordem de grandeza, considerando receptores localizados em sedimentos quaternários, formações terciárias e alteração do embasamento.

TABELA 6.2-6 - Tabela de Referência de NABR para o Benzeno

NOME:	BENZENO
CAS RN:	71-43-2
FORMULA:	C6H6

TABELA DE REFERENCIA
NÍVEIS ACEITAVEIS BASEADOS NO RISCO

SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	2,38E-01	3,08E-01
		1,00E-04	2,38E+01	3,08E+01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	3,17E-01	3,08E-01
		1,00E-04	3,17E+01	3,08E+01
		1	NA	NA
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	2,38E-03	6,16E-03
		1,00E-04	2,38E-01	6,16E-01
		1	NA	NA
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	6,15E+01	1,40E+02
		1,00E-04	1,40E+03	1,64E+03
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	7,58E-01	9,82E-01
		1,00E-04	7,58E+01	9,82E+01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	1,54E-02	3,73E-02
		1,00E-04	1,54E+00	3,73E+00
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	3,33E+00	4,32E+00
		1,00E-04	3,33E+02	4,32E+02
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	3,98E-02	9,69E-02
		1,00E-04	3,98E+00	9,69E+00
		1	NA	NA
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	2,37E-03	6,15E-03
		1,00E-04	2,37E-01	6,15E-01
		1	NA	NA

Propriedades Fisico-Quimicas

PM	7,81E+01	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,75E+03	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	9,52E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	5,55E-03	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	8,80E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,80E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	1,77E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	4,53E-01		ASTM (1998)
log(Kow)	2,12E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	2,90E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	2,97E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	2,90E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	8,29E-06	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	3,00E-03	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	5,95E-03	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	2,31E-01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	4,07E+08	(ug/m3-ar)
Ksw	7,48E-01	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,31E+03	(mg/kg-solo)
Deff,sol	4,51E-04	(cm2/seg)
Deff,cap	2,51E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	3,35E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,73E-03	(cm2/seg)
Rc	2,21E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	2,77E+00	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	2,06E-05	8,25E-06	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	7,95E-06	3,18E-06	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb.1	1,08E-07	1,18E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb.2	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	1,00E+00	1,00E+00	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	3,13E-07	3,13E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	7,13E-08	7,13E-08	(cm3-água/cm3-ar)

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

FORMAÇÕES TERCIÁRIAS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	2,38E-01	3,08E-01
		1,00E-04	2,38E+01	3,08E+01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	3,17E-01	3,08E-01
		1,00E-04	3,17E+01	3,08E+01
		1	NA	NA
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	2,38E-03	6,16E-03
		1,00E-04	2,38E-01	6,16E-01
		1	NA	NA
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	6,11E+01	1,39E+02
		1,00E-04	1,36E+03	1,60E+03
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	9,24E-02	1,20E-01
		1,00E-04	9,24E+00	1,20E+01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	1,17E+00	1,52E+00
		1,00E-04	1,17E+02	1,52E+02
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	2,19E-02	5,32E-02
		1,00E-04	2,19E+00	5,32E+00
		1	NA	NA
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	3,65E-03	9,45E-03
		1,00E-04	3,65E-01	9,45E-01
		1	NA	NA

Propriedades Fisico-Quimicas

PM	7,81E+01	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,75E+03	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	9,52E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	5,55E-03	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	8,80E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,80E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	1,77E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	5,01E-01		ASTM (1998)
log(Kow)	2,12E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	2,90E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	2,97E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	2,90E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	8,29E-06	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	3,00E-03	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	5,95E-03	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	2,31E-01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	4,07E+08	(ug/m3-ar)
Ksw	7,15E-01	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,25E+03	(mg/kg-solo)
Deff,sol	3,54E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	2,52E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	8,20E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,72E-03	(cm2/seg)
Rc	2,40E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	4,16E+00	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	3,35E-05	1,34E-05	(g-solo/cm2-ar)
VFw,esp	1,45E-05	5,79E-06	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb.1	3,16E-07	3,46E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb.2	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	6,51E-01	6,51E-01	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	2,57E-06	2,57E-06	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	2,03E-07	2,03E-07	(cm3-água/cm3-ar)

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	2,38E-01	3,08E-01
		1,00E-04	2,38E+01	3,08E+01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	3,17E-01	3,08E-01
		1,00E-04	3,17E+01	3,08E+01
		1	NA	NA
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	2,38E-03	6,16E-03
		1,00E-04	2,38E-01	6,16E-01
		1	NA	NA
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	6,13E+01	1,39E+02
		1,00E-04	1,36E+03	1,61E+03
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	1,62E-01	2,10E-01
		1,00E-04	1,62E+01	2,10E+01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	1,07E-02	2,59E-02
		1,00E-04	1,07E+00	2,59E+00
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	1,58E+00	2,05E+00
		1,00E-04	1,58E+02	2,05E+02
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	2,52E-02	6,12E-02
		1,00E-04	2,52E+00	6,12E+00
		1	NA	NA
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	1,55E-02	4,02E-02
		1,00E-04	1,55E+00	4,02E+00
		1	NA	NA

Propriedades Fisico-Quimicas

PM	7,81E+01	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,75E+03	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	9,52E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	5,55E-03	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	8,80E-02	- (cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,80E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	1,77E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	5,42E-01		ASTM (1998)
log(Kow)	2,12E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	2,90E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	2,97E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	2,90E-02	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	8,29E-06	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	3,00E-03	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	5,95E-03	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	3,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	2,31E-01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	4,07E+08	(ug/m3-ar)
Ksw	7,78E-01	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,36E+03	(mg/kg-solo)
Deff,sol	2,20E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	2,50E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	9,42E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,77E-03	(cm2/seg)
Rc	2,50E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	3,92E+00	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	2,97E-05	1,19E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	1,26E-05	5,03E-06	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb.1	2,37E-07	2,59E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb.2	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	1,53E-01	1,53E-01	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	1,47E-06	1,47E-06	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	1,50E-07	1,50E-07	(cm3-água/cm3-ar)

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

TABELA 6.2-7 - Tabela de Referência de NABR para o Tolueno

NOME:	TOLUENO
CAS RN:	108-88-3
FORMULA:	C7H8

TABELA DE REFERENCIA
NÍVEIS ACEITAVEIS BASEADOS NO RISCO

SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E+03	1,84E+03
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,89E+03	1,84E+03
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,09E+00	1,84E+01
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,72E+05	1,81E+06
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,30E+02	4,28E+02
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	6,65E+00	1,62E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	5,27E+02	6,83E+02
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	5,99E+00	1,46E+01
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,31E+01	6,00E+01

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	9,24E+01	(g/mol)	ASTM (1998)
S	5,15E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	3,00E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	2,60E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	8,50E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,40E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,13E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	1,04E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	2,00E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	1,60E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	4,00E-01	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	2,00E-01	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,08E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	1,52E+08	(ug/m3-ar)
Ksw	2,44E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,26E+03	(mg/kg-solo)
Deff,sol	4,31E-04	(cm2/seg)
Deff,cap	1,43E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	2,70E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,57E-03	(cm2/seg)
Rc	3,77E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	9,03E+00	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	2,84E-04	1,14E-04	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	3,16E-04	1,26E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	3,98E-07	4,38E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	2,50E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	3,06E-01	3,06E-01	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	4,29E-06	4,29E-06	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	2,69E-05	2,69E-05	(cm3-água/cm3-ar)

FORMAÇÕES TERCIÁRIAS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E+03	1,84E+03
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,89E+03	1,84E+03
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,09E+00	1,84E+01
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,72E+05	1,81E+06
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	5,68E+01	7,37E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	5,81E+00	1,41E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,58E+00	8,71E+00
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	5,07E+01	1,32E+02

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	9,24E+01	(g/mol)	ASTM (1998)
S	5,15E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	3,00E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	2,60E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	8,50E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,40E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,13E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	1,15E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	2,00E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	1,60E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	4,00E-01	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	2,00E-01	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,08E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	1,52E+08	(ug/m3-ar)
Ksw	3,33E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,72E+03	(mg/kg-solo)
Deff,sol	3,42E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	1,44E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	5,15E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,56E-03	(cm2/seg)
Rc	4,20E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	1,94E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	3,26E-04	1,30E-04	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	5,28E-04	2,11E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	9,83E-07	1,08E-06	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	1,40E-01	1,40E-01	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	2,49E-05	2,49E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	5,96E-06	5,96E-06	(cm3-água/cm3-ar)

ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E+03	1,84E+03
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,89E+03	1,84E+03
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,09E+00	1,84E+01
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,71E+05	1,81E+06
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	8,81E+01	1,14E+02
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	5,81E+00	1,41E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,93E+02	3,80E+02
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	4,03E+00	9,79E+00
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,91E+02	4,95E+02

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	9,24E+01	(g/mol)	ASTM (1998)
S	5,15E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	3,00E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	2,60E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	8,50E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,40E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,13E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	1,24E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	2,00E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	1,60E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	4,00E-01	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	2,00E-01	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,08E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	1,52E+08	(ug/m3-ar)
Ksw	3,21E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,65E+03	(mg/kg-solo)
Deff,sol	2,12E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	1,42E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	6,48E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,61E-03	(cm2/seg)
Rc	4,43E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	1,62E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	3,26E-04	1,30E-04	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	4,70E-04	1,88E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	7,84E-07	8,58E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	3,71E-02	3,71E-02	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	1,61E-05	1,61E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	4,83E-06	4,83E-06	(cm3-água/cm3-ar)

TABELA 6.2-8 - Tabela de Referência de NABR para o Etilbenzeno

NOME:	ETILBENZENO
CAS RN:	100-41-4
FORMULA:	C6H10

TABELA DE REFERENCIA
NÍVEIS ACEITAVEIS BASEADOS NO RISCO

SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,01E+03	1,31E+03
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,35E+03	1,31E+03
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,55E+00	9,19E+00
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,15E+05*	*2,23E+05*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,93E+02	5,09E+02
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,91E+00	1,92E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*3,42E+02*	*4,44E+02*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,89E+00	9,44E+00
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,12E+01	5,50E+01

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,06E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,69E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	1,00E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	3,25E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	7,50E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	7,80E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,56E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	2,80E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	1,00E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	9,70E-02	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	2,86E-01	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,35E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	5,81E+07	(ug/m3-ar)
Ksw	4,48E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	7,58E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	3,81E-04	(cm2/seg)
Deff,cap	1,26E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	2,38E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,03E-03	(cm2/seg)
Rc	8,45E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	1,66E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	1,71E-04	6,83E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	3,48E-04	1,39E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	3,09E-07	3,39E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	1,67E-01	1,67E-01	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	2,58E-06	2,58E-06	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	2,99E-06	2,99E-06	(cm3-água/cm3-ar)

FORMAÇÕES TERCIÁRIAS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,01E+03	1,31E+03
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,35E+03	1,31E+03
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,55E+00	9,19E+00
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,15E+05*	*2,23E+05*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	6,39E+01	8,28E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	[illegible]	[illegible]
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,55E+02	*2,01E+02*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,33E+00	5,65E+00
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	4,39E+01	1,14E+02

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,06E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,69E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	1,00E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	3,25E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	7,50E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	7,80E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,56E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	3,09E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	1,00E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	9,70E-02	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	2,86E-01	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,35E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	5,81E+07	(ug/m3-ar)
Ksw	5,78E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	9,76E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	3,02E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	1,26E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	4,53E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,02E-03	(cm2/seg)
Rc	9,62E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	3,36E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	2,07E-04	8,29E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	5,81E-04	2,32E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	7,84E-07	8,59E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	8,07E-02	8,07E-02	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	1,59E-05	1,59E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	6,55E-06	6,55E-06	(cm3-água/cm3-ar)

ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,01E+03	1,31E+03
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,35E+03	1,31E+03
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,55E+00	9,19E+00
INALAÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,15E+05*	*2,23E+05*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,02E+02	1,33E+02
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	6,75E+00	1,64E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,01E+02*	*2,47E+02*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,61E+00	6,36E+00
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,71E+02	4,44E+02

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,06E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,69E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	1,00E+01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	3,25E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	7,50E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	7,80E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,56E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	3,34E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	1,00E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	9,70E-02	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	2,86E-01	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,35E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	5,81E+07	(ug/m3-ar)
Ksw	5,75E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	9,71E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	1,87E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	1,25E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	5,70E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	4,06E-03	(cm2/seg)
Rc	1,02E+01	(cm/s)/(cm/s)
Ri	2,90E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	2,00E-04	8,01E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	5,17E-04	2,07E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	6,15E-07	6,73E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	2,07E-02	2,07E-02	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	9,90E-06	9,90E-06	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	5,32E-06	5,32E-06	(cm3-água/cm3-ar)

TABELA 6.2-9 - Tabela de Referência de NABR para Xilenos

NOME:	XILENOS (TOTAIS)
CAS RN:	1330-20-7
FORMULA:	C8H10

TABELA DE REFERENCIA
NÍVEIS ACEITAVEIS BASEADOS NO RISCO

SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,48E+04	3,22E+04
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,31E+04	3,22E+04
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,09E+01	1,84E+02
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,73E+06*	*2,85E+06*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*6,47E+03*	*1,10E+04*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,71E+02	4,15E+02
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*9,76E+03*	*1,27E+04*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,11E+02	*2,70E+02*
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,20E+02	*8,31E+02*

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,06E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,98E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	7,00E+00	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	2,90E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	7,20E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	8,50E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,38E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	1,85E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	2,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	1,84E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	7,00E+00	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	2,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,21E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	4,07E+07	(ug/m3-ar)
Ksw	3,38E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	6,70E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	3,65E-04	(cm2/seg)
Deff,cap	1,21E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	2,29E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	3,87E-03	(cm2/seg)
Rc	5,92E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	1,25E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	1,94E-04	7,76E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	2,98E-04	1,19E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	3,29E-07	3,60E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	2,21E-01	2,21E-01	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	2,93E-05	2,93E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	2,54E-05	2,54E-05	(cm3-água/cm3-ar)

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

FORMAÇÕES TERCIÁRIAS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,48E+04	3,22E+04
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,31E+04	3,22E+04
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,09E+01	1,84E+02
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,695E+06*	*2,93E+06*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,41E+03*	*1,83E+03*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*4,41E+03*	*5,72E+03*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	6,84E+01	1,61E+02
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*5,79E+02*	*1,75E+03*

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,06E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,98E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	7,00E+00	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	2,90E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	7,20E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	8,50E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,38E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	2,04E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	2,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	1,84E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	7,00E+00	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	2,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,21E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	4,07E+07	(ug/m3-ar)
Ksw	4,46E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	8,83E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	2,90E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	1,22E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	4,36E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	3,86E-03	(cm2/seg)
Rc	6,69E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	2,59E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	2,30E-04	9,21E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	4,99E-04	1,99E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	8,26E-07	9,05E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	1,05E-01	1,05E-01	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	1,76E-05	1,76E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	5,63E-06	5,63E-06	(cm3-água/cm3-ar)

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,48E+04	3,22E+04
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,31E+04	3,22E+04
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,09E+01	1,84E+02
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,76E+06*	*2,85E+06*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*2,22E+03*	*2,89E+03*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,47E+02	3,57E+02
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*5,44E+03*	*7,05E+03*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	7,46E+01	1,81E+02
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*2,61E+02*	*6,76E+03*

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,06E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,98E+02	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	7,00E+00	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	2,90E-01	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	7,20E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	8,50E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	2,38E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	2,21E+00		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	2,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	1,84E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	7,00E+00	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	2,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-01	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	1,21E+01	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	4,07E+07	(ug/m3-ar)
Ksw	4,36E+00	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	8,67E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	1,80E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	1,20E-05	(cm2/seg)
Deff,ws	5,48E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	3,90E-03	(cm2/seg)
Rc	7,10E+00	(cm/s)/(cm/s)
Ri	2,21E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	2,25E-04	9,02E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	4,44E-04	1,77E-04	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	6,52E-07	7,14E-07	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	2,72E-02	2,72E-02	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	1,11E-05	1,11E-05	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	4,57E-06	4,57E-06	(cm3-água/cm3-ar)

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS - USP
- BIBLIOTECA
T3311

TABELA 6.2-10 - Tabela de Referência de NABR para o Benzo(a)Pireno

NOME:	BENZO(a)PIRENO
CAS RN:	50-32-8
FORMULA:	C20H12

TABELA DE REFERENCIA
NÍVEIS ACEITAVEIS BASEADOS NO RISCO

SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	9,44E-04	1,22E-03
		1,00E-04	9,44E-02	1,22E-01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	1,26E-03	1,22E-03
		1,00E-04	1,26E-01	1,22E-01
		1	NA	NA
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	9,44E-06	2,45E-05
		1,00E-04	9,44E-04	*2,45E-03*
		1	NA	NA
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	9,24E+00	1,12E+01
		1,00E-04	*9,05E+02*	*1,07E+03*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	*3,06E+03*	*3,97E+03*
		1,00E-04	*3,06E+05*	*3,97E+05*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	*2,87E+03*	*6,97E+03*
		1,00E-04	*2,87E+05*	*6,97E+05*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	*9,38E-01*	*1,22E+00*
		1,00E-04	*9,38E+01*	*1,22E+02*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	*3,68E-01*	*8,95E-01*
		1,00E-04	*3,68E+01*	*8,95E+01*
		1	NA	NA
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	9,93E-02	2,57E-01
		1,00E-04	9,93E+00	*2,57E+01*
		1	NA	NA

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	2,52E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,62E-03	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	5,68E-04	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	1,13E-06	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	4,30E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,00E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	6,01E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	7,88E+03		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	7,30E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	8,20E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	7,30E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	2,09E-03	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	0,00E+00	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-02	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	4,70E-05	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	7,84E+03	(ug/m3-ar)
Ksw	7,88E+03	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,28E+01	(mg/kg-solo)
Deff,sol	2,30E-02	(cm2/seg)
Deff,cap	4,77E-02	(cm2/seg)
Deff,ws	2,32E-02	(cm2/seg)
Deff,crk	3,09E-03	(cm2/seg)
Rc	2,10E+04	(cm/s)/(cm/s)
Ri	2,91E+04	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	4,39E-13	1,76E-13	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	3,42E-09	1,37E-09	(cm3-agua/cm3-ar)
VFss,amb,1	1,07E-10	1,17E-10	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	1,07E-10	1,17E-10	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	9,50E-05	9,50E-05	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	3,08E-13	3,08E-13	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	1,01E-09	1,01E-09	(cm3-água/cm3-ar)

FORMAÇÕES TERCIÁRIAS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	9,44E-04	1,22E-03
		1,00E-04	9,44E-02	1,22E-01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	1,26E-03	1,22E-03
		1,00E-04	1,26E-01	1,22E-01
		1	NA	NA
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	9,44E-06	2,45E-05
		1,00E-04	9,44E-04	*2,45E-03*
		1	NA	NA
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	*1,62E+01*	*1,94E+01*
		1,00E-04	*1,60E+03*	*1,89E+03*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	*1,02E+04*	*1,32E+04*
		1,00E-04	*3,23E+05*	*7,85E+05*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	*2,41E+00*	*3,13E+00*
		1,00E-04	*2,41E+02*	*3,13E+02*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	*3,82E-01*	*9,27E-01*
		1,00E-04	*3,82E+01*	*9,27E+01*
		1	NA	NA
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	1,76E-01	4,57E-01
		1,00E-04	*1,76E+01*	*4,57E+01*
		1	NA	NA

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	2,52E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,62E-03	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	5,68E-04	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	1,13E-06	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	4,30E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,00E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	6,01E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	8,70E+03		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	7,30E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	8,20E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	7,30E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	2,09E-03	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	4,70E-05	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	7,84E+03	(ug/m3-ar)
Ksw	8,70E+03	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,41E+01	(mg/kg-solo)
Deff,sol	7,61E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	4,78E-02	(cm2/seg)
Deff,ws	7,77E-03	(cm2/seg)
Deff,crk	3,09E-03	(cm2/seg)
Rc	2,43E+04	(cm/s)/(cm/s)
Ri	5,06E+04	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	3,90E-13	1,56E-13	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	3,30E-09	1,32E-09	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	5,99E-11	6,56E-11	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	5,99E-11	6,56E-11	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	5,36E-05	5,36E-05	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	9,26E-14	9,26E-14	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	3,91E-10	3,91E-10	(cm3-água/cm3-ar)

ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	9,44E-04	1,22E-03
		1,00E-04	9,44E-02	1,22E-01
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	1,26E-03	1,22E-03
		1,00E-04	1,26E-01	1,22E-01
		1	NA	NA
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	9,44E-06	2,45E-05
		1,00E-04	9,44E-04	*2,45E-03*
		1	NA	NA
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	*1,47E+01*	*1,77E+01*
		1,00E-04	*1,45E+03*	*1,72E+03*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	*8,25E+03*	*1,07E+04*
		1,00E-04	*8,25E+05*	*1,07E+06*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	*3,43E+03*	*8,35E+03*
		1,00E-04	*3,43E+05*	*8,35E+05*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	*2,82E+00*	*3,66E+00*
		1,00E-04	*2,82E+02*	*3,66E+02*
		1	NA	NA
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	*3,81E-01*	*9,26E-01*
		1,00E-04	*3,81E+01*	*9,26E+01*
		1	NA	NA
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	7,46E-01	1,93E+00
		1,00E-04	*7,46E+01*	*1,93E+02*
		1	NA	NA

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrencia no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{satvap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Mlecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	2,52E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	1,62E-03	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	5,68E-04	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	1,13E-06	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	4,30E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	9,00E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	6,01E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	9,41E+03		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	7,30E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	8,20E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	7,30E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	2,09E-03	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	0,00E+00	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	0,00E+00	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-02	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	4,70E-05	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	7,84E+03	(ug/m3-ar)
Ksw	9,41E+03	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	1,53E+01	(mg/kg-solo)
Deff,sol	1,02E-02	(cm2/seg)
Deff,cap	4,75E-02	(cm2/seg)
Deff,ws	1,03E-02	(cm2/seg)
Deff,crk	3,12E-03	(cm2/seg)
Rc	2,60E+04	(cm/s)/(cm/s)
Ri	4,74E+04	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	3,66E-13	1,47E-13	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	3,30E-09	1,32E-09	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	6,61E-11	7,24E-11	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	6,61E-11	7,24E-11	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	1,26E-05	1,26E-05	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	1,14E-13	1,14E-13	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	3,34E-10	3,34E-10	(cm3-água/cm3-ar)

TABELA 6.2-11 - Tabela de Referência de NABR para o Naftaleno

NOME:	NAFTALENO
CAS RN:	91-20-3
FÓRMULA:	C10H14

TABELA DE REFERENCIA
NÍVEIS ACEITAVEIS BASEADOS NO RISCO

SEDIMENTOS QUATERNÁRIOS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E+01	1,84E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,89E+01	1,84E+01
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E-01	3,68E-01
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*8,35E+03*	*1,42E+05*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,42E+04*	*1,85E+04*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	3,12E+02	*7,58E+02*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*2,33E+03*	*3,03E+03*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*3,18E+01*	*7,74E+01*
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,96E+00	7,68E+00

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrência no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,28E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	3,10E+01	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	2,30E-01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	4,83E-04	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	5,90E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	7,50E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	3,30E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	1,54E+01		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	4,00E-03	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	3,56E-03	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	4,00E-03	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-02	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	2,01E-02	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	1,61E+06	(ug/m3-ar)
Ksw	1,56E+01	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	4,85E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	3,44E-04	(cm2/seg)
Deff,cap	1,03E-04	(cm2/seg)
Deff,ws	3,28E-04	(cm2/seg)
Deff,crk	3,17E-03	(cm2/seg)
Rc	4,19E+01	(cm/s)/(cm/s)
Ri	5,78E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	6,05E-08	2,42E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	5,94E-07	2,38E-07	(cm3-agua/cm3-ar)
VFss,amb,1	6,06E-09	6,64E-09	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	2,90E-08	3,48E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	6,06E-09	6,64E-09	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	4,79E-02	4,79E-02	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	9,93E-10	9,93E-10	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	6,07E-09	6,07E-09	(cm3-agua/cm3-ar)

FORMAÇÕES TERCIÁRIAS

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E+03	1,84E+03
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,89E+03	1,84E+03
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E+01	*3,68E+01*
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*6,62E+05*	*1,23E+06*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*2,33E+04*	*3,52E+04*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*4,22E+04*	*5,47E+04*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*1,59E+03*	*3,87E+03*
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*5,21E+02*	*1,35E+03*

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrência no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,28E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	3,10E+01	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	2,30E-01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	4,83E-04	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	5,90E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	7,50E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	3,30E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	1,70E+01		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	4,00E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	3,56E-01	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	4,00E-01	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	2,01E-02	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	1,61E+06	(ug/m3-ar)
Ksw	1,71E+01	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	5,31E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	2,38E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	1,03E-04	(cm2/seg)
Deff,ws	1,56E-03	(cm2/seg)
Deff,crk	3,16E-03	(cm2/seg)
Rc	4,83E+01	(cm/s)/(cm/s)
Ri	9,97E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	8,18E-08	3,27E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	1,19E-06	4,75E-07	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	1,56E-08	1,71E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,04E-08	3,65E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	1,56E-08	1,71E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	2,72E-02	2,72E-02	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	5,28E-09	5,28E-09	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	3,36E-08	3,36E-08	(cm3-água/cm2-ar)

ALTERAÇÃO DO EMBASAMENTO

CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR RESIDENCIAL	NABR COMERCIAL
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E+01	1,84E+01
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS	(ug/m3)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,89E+01	1,84E+01
INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,42E-01	3,68E-01
INALÇÃO, CONTATO DERMICO E INGESTÃO A PARTIR DO SOLO SUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*7,02E+03*	*1,79E+04*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*3,91E+03*	*5,06E+03*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,50E+02	*6,32E+02*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES ABERTOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	*8,29E+02*	*1,08E+03*
INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/L)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	1,92E+01	*4,68E+01*
INGESTÃO A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL PARA A ÁGUA SUBTERRÂNEA	(mg/Kg)	1,00E-06	NA	NA
		1,00E-04	NA	NA
		1	2,21E+01	5,73E+01

(1) Os valores de NABR calculados são comparados com os limites físicos de Solubilidade em Água (S), Concentração de Saturação de Vapor (Csat,vap) e Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo). Se o valor calculado estiver acima destes limites, este é considerado como fora da realidade de ocorrência no meio físico e está apresentado na tabela em vermelho itálico.
(2) NA - Não Aplicável
(3) Formula para cálculo da Concentração saturada de vapor (Csat,vap):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{\mu g}{m^3-ar}\right]=\frac{Pv}{760mmHg/atm}\times\frac{MW}{R\times T_{amb}}\times 10^6\,\frac{\mu g/m^3}{g/L}$$

(4) Formula para cálculo da Concentração de Saturação no Solo (Csat,solo):

$$C_{sat,solo}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=S\times K_{SW}$$

onde: Pv-Pressão de Vapor (mm Hg)
MW - Peso Molecular (g/mol)
Tamb - Temperatura ambiente (293 K)
R - Cte. Universal dos Gases (8,25E-5 atm.m3/mol.K)
S - Solubilidade do Composto em Água (mg/L)
Ksw - Fator de Partição (mg/L-H2O/mg/kg-solo)

Propriedades Físico-Químicas

PM	1,28E+02	(g/mol)	ASTM (1998)
S	3,10E+01	(mg/L)	ASTM (1998)
Pv	2,30E-01	(mm Hg)	ASTM (1998)
H	4,83E-04	(atm-m3/mol)	ASTM (1998)
Dar	5,90E-02	(cm2/seg)	ASTM (1998)
Dag	7,50E-06	(cm2/seg)	ASTM (1998)
log(Koc)	3,30E+00	log(L-agua/kg-oc)	ASTM (1998)
Kd	1,84E+01		ASTM (1998)
log(Kow)	0,00E+00	(mg/L)	ASTM (1998)

Parâmetros Toxicológicos

SFo	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFd	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
SFi	0,00E+00	(1/(mg/kg-dia))	ASTM (1998)
URFi	0,00E+00	(1/(ug/m3))	ASTM (1998)
RfDo	4,00E-03	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDd	3,56E-03	(mg/kg-dia)	ASTM (1998)
RfDi	4,00E-03	(mg/m3-dia)	ASTM (1998)
RAFo	1,00E+00	-	ASTM (1998)
RAFd	5,00E-02	-	ASTM (1998)

Parâmetros Dependentes dos COC e do solo

UF	1,00E+00	-
Heff	2,01E-02	(L-agua/L-ar)
Csat,vap	1,61E+06	(ug/m3-ar)
Ksw	1,86E+01	(L-agua/kg-solo)
Csat,sol	5,75E+02	(mg/kg-solo)
Deff,sol	1,49E-03	(cm2/seg)
Deff,cap	1,02E-04	(cm2/seg)
Deff,ws	1,23E-03	(cm2/seg)
Deff,crk	3,20E-03	(cm2/seg)
Rc	5,17E+01	(cm/s)/(cm/s)
Ri	9,35E+01	(cm/s)/(cm/s)

Fatores de Volatilização entre Meios

	RESIDENCIAL	COMERCIAL	
VFs,esp	7,27E-08	2,91E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFw,esp	9,86E-07	3,95E-07	(cm3-água/cm3-ar)
VFss,amb,1	1,18E-08	1,29E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb,2	3,00E-08	3,60E-08	(g-solo/cm3-ar)
VFss,amb	1,18E-08	1,29E-08	(g-solo/cm3-ar)
LFsw	6,41E-03	6,41E-03	(g-solo/cm3-água)
VFs,amb	3,63E-09	3,63E-09	(g-solo/cm3-ar)
VFw,amb	1,71E-08	1,71E-08	(cm3-agua/cm3-ar)

6.3 – Comparação com a Tabela de Referência Proposta pela ASTM (1995)

Na Tabela 6.3-1, podem ser encontrados os valores apresentados na Tabela de Referência da norma RBCA (ASTM, 1995) para os mesmo compostos de interesse identificados para o presente estudo. É importante ressaltar que a tabela apresentada pela ASTM foi gerada para parâmetros do meio físico genéricos e não foi considerada uma determinada região dos Estados Unidos como região piloto.

Pode-se observar que os valores de NABR obtidos para contaminações em sedimentos quaternários, formações terciárias e alteração do embasamento, em cenários de exposição direta (ingestão de água subterrânea, inalação de vapores em ambientes abertos e fechados) são mais conservadores que os apresentados pela ASTM no procedimento RBCA (ASTM, 1995), considerando o benzeno, etilbenzeno, naftaleno e benzo(a)pireno e menos conservadores considerando o tolueno e xilenos. Esta variação de grandeza entre os valores de NABR ora calculados e os calculados pela ASTM, são resultado da aplicação de valores específicos (levantados para os cenários de São Paulo) para os fatores de exposição (ver capítulo 6.2.3).

Considerando os valores da Tabela 6.3-1 e os resultados relacionados nas Tabelas 6.2-6 a 6.2-10, pode-se observar que os resultados apresentados pelo presente estudo para benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos e benzo(a)pireno são mais conservadores que os propostos pela ASTM (ASTM, 1995). Este fato está associado com a diferença entre os valores para os parâmetros utilizados no presente e os utilizados pela ASTM. Na tabela desenvolvida pela ASTM, foi considerado uma fração de carbono orgânico (f_{oc}) igual a 0,01, que é maior que a considerada para as Tabelas propostas. Um maior f_{oc} irá determinar uma maior retenção do composto químico pelo solo, logo um valor menos conservador para os NABR. Uma análise comparativa pode ser desenvolvida com relação ao conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada ($\Theta_{as} = \Theta_T - \Theta_{ws}$), que mesmo sendo maior para a Tabela da ASTM, $\Theta_{as} = 0,26$, não determinou valores mais conservadores para os NABR. Este fato indica que quando ocorre uma variação significativa da f_{oc} e do Θ_{as}, o parâmetros mais sensível e mais determinante para o valor final de NABR será a f_{oc}.

Os valores obtidos para ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial se apresentam mais conservadores em uma ordem de grandeza (na maioria dos casos) do que os sugeridos pela ASTM, considerando todos os compostos de interesse. Este fato esta associado principalmente a diferença entre os valores para taxa de infiltração (I) e os valores para velocidade de Darcy (U_{gw}) utilizados no presente e os utilizados pela ASTM. A taxa de infiltração utilizada no presente estudo foi de 66,1 cm/ano em quanto que a utilizada

pela ASTM foi de 30 cm/ano. Uma taxa de infiltração maior irá determinar uma lixiviação maior do solo para água subterrânea, logo um NABR mais conservador. No caso de U_{gw} foram considerados valores entre 100,60 e 2.220,13 cm/ano, enquanto que a ASTM considerou 2.500 cm/ano. Pode-se observar desta forma que U_{gw} menores irão determinar NABR mais conservadores, haja visto que para contaminações em sedimentos quaternários (U_{gw} = 100,60 cm/ano) os NABR para ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial são mais conservadores que para alteração do embasamento (U_{gw} = 2.220,13 cm/ano).

De maneira geral, pode-se observar pela comparação dos valores de NABR obtidos neste estudo com os valores apresentados pela ASTM (ASTM, 1995), que os valores propostos para a cidade de São Paulo, apresentam-se mais conservadores para a maioria dos cenários e compostos de interesse identificados.

TABELA 6.3-1 - Tabela de Referência para RBSL apresentada pela ASTM (modificado de ASTM. 1995)

	CAMINHO DE EXPOSIÇÃO	CENÁRIO DE EXPOSIÇÃO	META DE RISCO	BENZENO	ETILBENZENO	TOLUENO	XILENOS	NAFTALENO	BENZO(a)PIRENO
AR	Inalação de Vapores em Ambientes Fechados (ug/m3)	Residencial	TR = 10-6	3,92E - 01					1,86E - 03
			TR = 10-4	3,92E + 01					1,86E - 01
			THQ = 1		1,39E + 03	5,56E + 02	9,73E - 03	1,95E + 01	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	4,93E + 01					2,35E - 03
			TR = 10-4	4,93E + 01					2,35E - 01
			THQ = 1		1,46E + 03	5,54E + 02	1,02E + 04	2,04E + 01	
	Inalação de Vapores em Ambientes Abertos (ug/m3)	Residencial	TR = 10-6	2,94E - 01					1,40E - 03
			TR = 10-4	2,94E + 01					1,40E - 01
			THQ = 1		1,04E + 03	4,17E + 02	7,30E + 03	1,46e + 01	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	4,93E - 01					2,35E - 03
			TR = 10-4	4,93E + 01					2,35E - 01
			THQ = 1		1,46E + 03	5,54E + 02	1,02E + 04	2,04E + 01	
SOLO	Inalação de Vapores em Ambientes Abertos a partir do Solo Subsuperficial (mg/kg)	Residencial	TR = 10-6	2,72E - 01					> Csat,sol
			TR = 10-4	2,72E + 01					> Csat,sol
			THQ = 1		> Csat,sol	> Csat,sol	> Csat,sol	> Csat,sol	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	4,57E - 01					
			TR = 10-4	4,57E + 01					
			THQ = 1		> Csat,sol	> Csat,sol	> Csat,sol	> Csat,sol	
	Inalação de Vapores em Ambientes Fechados a partir do Solo Subsuperficial (mg/kg)	Residencial	TR = 10-6	5,37E - 03					> Csat,sol
			TR = 10-4	5,37E - 01					> Csat,sol
			THQ = 1		3,46E + 01	2,08E + 01	> Csat,sol	4,07E + 01	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	1,69E - 02					> Csat,sol
			TR = 10-4	1,69E + 00					> Csat,sol
			THQ = 1		9,08E + 01	5,45E + 01	> Csat,sol	1,07E + 02	
	Ingestão, Contato Dermico e Inalação a partir do Solo Superficial (mg/kg)	Residencial	TR = 10-6	5,28E + 00					1,30E - 01
			TR = 10-4	5,28E + 02					1,30E + 01
			THQ = 1		7,83E + 03	1,33E + 04	1,45E - 05	9,77E + 02	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	1,00E + 01					3,04E - 01
			TR = 10-4	1,00E + 03					3,04E + 01
			THQ = 1		1,15E + 04	1,87E + 04	2,08E + 05	1,50 + 03	
	Ingestão a partir da Lixiviação do Solo Subsuperficial para Água Subterrânea (mg/kg)	Residencial	TR = 10-6	1,72E - 02					5,50E - 01
			TR = 10-4	1,72E + 00					> Csat,sol
			THQ = 1		4,75E + 01	1,29E + 02	> Csat,sol	2,29E + 01	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	5,78E - 02					1,85E + 00
			TR = 10-4	5,78E + 00					> Csat,sol
			THQ = 1		1,33E + 02	3,61E + 02	> Csat,sol	6,42E + 01	
ÁGUA SUBTERRÂNEA	Inalação de Vapores em Ambientes Abertos a partir da Água Subterrânea (mg/L)	Residencial	TR = 10-6	1,10E + 01					> Solub.
			TR = 10-4	1,10E + 03					> Solub.
			THQ = 1		> Solub.	> Solub.	> Solub.	> Solub.	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	1,84E + 01					> Solub.
			TR = 10-4	>S					> Solub.
			THQ = 1		> Solub.	> Solub.	> Solub.	> Solub.	
	Ingestão de Água Subterrânea (mg/L)	Residencial	TR = 10-6	2,94E - 03					1,17E - 05
			TR = 10-4	2,94E - 01					1,17E - 03
			THQ = 1		3,65E + 00	7,30E + 00	7,30E - 00	1,46E - 01	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	9,87E - 03					3,92E - 05
			TR = 10-4	9,87E - 01					> Solub.
			THQ = 1		1,02E + 01	2,04E + 01	> Solub.	4,09E - 01	
	Inalação de Vapores em Ambientes Fechados a partir da Água Subterrânea (mg/L)	Residencial	TR = 10-6	8,12E - 02					> Solub.
			TR = 10-4	8,12E + 00					> Solub.
			THQ = 1		> Solub.	1,14E + 02	> Solub.	1,06E + 01	
		Comercial/ Industrial	TR = 10-6	2,56E - 01					> Solub.
			TR = 10-4	2,56E + 01					> Solub.
			THQ = 1		> Solub.	3,00E + 02	> Solub.	2,78E + 01	

> Solub. - Acima da Solubilidade do Composto

> Csat,sol - Acima da Concentração de Saturação no Solo

6.4 – Análise de Sensibilidade

Foi realizada uma análise de sensibilidade, visando verificar a variação dos valores calculados para os NABR de cenários específicos de exposição, em função da variação dos parâmetros do meio físico específico para a cidade de São Paulo. Esta foi desenvolvida tomando como base os valores obtidos para o benzeno, para contaminação em sedimentos quaternários. Os parâmetros e cenários utilizados nesta análise foram:

- U_{gw} – Velocidade de Darcy para ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial;
- L_{gw} – Profundidade do nível d'água para inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea;
- f_{oc} – Fração de carbono orgânico no solo para inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial;
- ρ_S – Densidade do solo para inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial;
- θ_T – Porosidade total para inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial;
- θ_{WS} – Conteúdo volumétrico de água da zona não saturada para inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial.

A escolha dos parâmetros e cenários utilizados foi decorrente do observado nos capítulos 6.2 e 6.3 onde foram analisadas as tabelas de referência propostas e a relação destas com a tabela proposta pela ASTM.

Alguns parâmetros utilizados nas equações do RBCA são dependentes dos parâmetros listados acima, por isso estes também variaram, são eles:

- U_{GW} – Velocidade de Darcy (k x H; onde: k – condutividade hidráulica e H – gradiente hidráulico);
- h_V – Espessura da zona não saturada (L_{GW} - h_{cap}; onde:h_{cap} - espessura franja capilar);
- Θ_{acap} – Conteúdo volumétrico de ar na franja capilar (θ_T x 0,10);
- Θ_{wcap} – Conteúdo volumétrico de água na franja capilar (θ_T x 0,90);
- Θ_{as} – Conteudo volumétrico de ar na zona não saturada (θ_T - θ_{ws}).

As Figuras 6.4-1 a 6.4-6 apresentam os gráficos de variação do NABR para cada cenário específico em função da variação do parâmetro analisado.

A Figura 6.4-1 apresenta a variação do NABR para ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial em função da variação da velocidade de Darcy. Pode-se observar que esta variação obedece a uma função onde para cada valor crescente de velocidade de Darcy são obtidos valores crescentes de NABR. Esta função é expressa pelo fator de diluição pela lixiviação para a água subterrânea (LDF, equação 3.2.21) apresentado no item 3.2.2.2.3 pagina 22.

Pode-se Observar na Figura 6.4-1 que para uma variação de 4 ordens de grandeza para U_{gw} os valores de NABR variaram em 3 ordens, indicando uma grande sensibilidade deste parâmetro nos cálculos. Pode-se observar ainda que o coeficiente angular da reta que representa cenários comerciais é maior que o da reta para cenários residenciais. Este fato indica que a medida que a velocidade de Darcy aumenta, os NABR para cenários comerciais aumentam (similar a tornam-se menos conservadores) em uma proporção maior que para cenários residenciais. Esta tendência pode ser explicada pela diferença entre os valores dos parâmetros de exposição para cenários comerciais e residenciais (Tabela 6.2-5), onde, para cenários residenciais foram utilizados parâmetros de exposição mais conservadores.

A Figura 6.4-2 apresenta a variação do NABR para inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea em função da variação do nível d´água. Uma análise similar à realizada para velocidade de Darcy, onde, para cada valor crescente de nível d´água são obtidos valores crescentes de NABR, obedecendo uma função linear. A relação entre a o nível d´água e a inalação de vapores em ambientes fechados pode ser observada na Figura 3.2-5 do item 3.2.2.2.4, da pagina 23. Esta relação é estabelecida pelo fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados (VF_{wesp}), que é utilizado para quantificação do NABR para este cenário, conforme equações das Tabelas 5.1-1 e 5.1-2.

Pode-se Observar na Figura 6.4-2 que para uma grande variação para L_{gw} (de 12 a 1549 cm) os valores de NABR variaram em menos que 1 ordem de grandeza, indicando uma pequena sensibilidade deste parâmetro nos cálculos. Pode-se observar ainda que o coeficiente angular da reta que representa cenários comerciais é maior que o da reta para cenários residenciais. Este fato indica que a medida que o nível d´água aumenta os NABR para cenários comerciais aumentam (similar a tornam-se menos conservadores) em uma proporção maior que para cenários residenciais. Esta tendência pode ser explicada pela diferença entre os valores dos parâmetros de exposição para cenários comerciais e residenciais (Tabela 6.2-4), onde, para cenários residenciais, foram utilizados parâmetros de exposição mais conservadores.

A Figura 6.4-3 apresenta a variação do NABR para inalação de vapores em ambientes fechados, a partir do solo subsuperficial em função da variação da fração de carbono orgânico. Esta relação é similar às observadas nas figuras anteriores (6.4-1 e 6.4-2). O aumento do NABR em função do aumento da fração de carbono orgânico pode ser explicado pelo coeficiente de partição solo-água (k_d), item 4.2.1.2, que é resultado da multiplicação entre o coeficiente de partição octanol-água e a fração de carbono orgânico. O coeficiente de partição solo-água é utilizado no cálculo do fator de volatilização do solo para ambientes fechados. Pode-se Observar ainda que para uma variação de 3 ordens de grandeza para f_{oc} os valores de NABR variaram em 3 ordens, indicando uma grande sensibilidade deste parâmetro nos cálculos.

A Figura 6.4-4 apresenta a variação do NABR para inalação de vapores em ambientes fechados, a partir do solo subsuperficial em função da variação da densidade do solo. Pode-se observar na Figura 6.4-4, que esta variação obedece a uma função exponencial, onde, para cada valor crescente de densidade são obtidos valores decrescentes de NABR (mais conservadores). Na Figura 6.4-4 para uma variação de densidade entre 0,53 e 1,93, que pode ser considerada grande para este parâmetro, observa-se que os valores de NABR não nenhuma ordem de grandeza. Este fato indica que o parâmetro densidade do solo não é um parâmetro sensível para o cálculo dos NABR. Pode-se observar ainda que a medida que a densidade aumenta, a variação entre os valores calculados de NABR diminuem, ou seja, quanto maior a densidade do solo menor sua importância nos cálculos.

A Figura 6.4-5 apresenta a variação do NABR para inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial, em função da variação da porosidade total (Θ_T) do solo com o conteúdo volumétrico de água na zona não saturada constante (Θ_{ws}) em 0,33. Pode-se observar na Figura 6.4-5, que a medida que a Θ_T aumenta, os valores de NABR diminuem até o valor de 0,5165 para Θ_T, quando ocorre uma inversão de tendência com valores de NABR crescendo. A tendência observada na Figura 6.4-5 indica que tem-se valores de NABR inversamente proporcionais para Θ_T menor que aproximadamente 0,52, e valores diretamente proporcionais quando este parâmetro ultrapassa a 0,52. Esta inversão de tendência não era esperada, haja visto que o fator de volatilização do solo para ambientes fechados (VF_{sesp}, pagina 25), que é utilizado para quantificação do NABR para este cenário, é estabelecido conceitualmente segundo um modelo de caixa onde:

1. O Coeficiente de Difusão Efetiva acima do nível d'água (D_{ws}^{eff}) é função diretamente proporcional a porosidade total, a qual foi variada de forma crescente para análise de sensibilidade;

2. Os demais parâmetros do meio físico foram mantidos constantes para a análise de sensibilidade;
3. Os parâmetros relacionados as propriedades físico-químicas dos compostos de interesse são mantidas constantes,

logo, era esperado que a medida que a Θ_T aumentasse, o $VF_{s,esp}$ também aumentasse, já que iria aumentar os poros disponíveis para volatilização na zona não saturada (Θ_{as}).

Para explicar este fenômeno foram desenvolvidos os gráficos apresentados nas Figura 6.4-7 e 6.4-8, onde pode-se observar a variação de $VF_{s,esp}$, em função da variação da Θ_T com Θ_{ws} constante em 0,33 e variando, respectivamente.

Pode-se observar na Figura 6.4-7 que $VF_{s,esp}$ é diretamente proporcional a Θ_T até Θ_T=0,5165, quando ocorre a inversão de tendência. Se é analisada a equação apresentada na pagina 25, pode-se observar que o D_{ws}^{eff} que determina a relação de $VF_{s,esp}$ com Θ_T, é encontrado no numerador e no denominador da relação. A medida que D_{ws}^{eff} aumenta, o numerador de $VF_{s,esp}$ aumenta em uma proporção menor que o denominador, até que o numerador passa a ser menor que o denominador, então ocorre a inversão.

No gráfico apresentado na Figura 6.4-8, onde foram variadas a Θ_T e Θ_{ws}, pode-se observar que no 6° ponto onde a Θ_T é igual 0,5867 com Θ_{ws} igual a 0,33, deve-se ter $VF_{s,esp}$ maior que no 5° ponto onde a Θ_T é igual 0,5165 com Θ_{ws} igual a 0,33. Ainda no gráfico da Figura 6.4-8 tem-se que os 4 últimos pontos da curva, indicando uma proporção direta conforme os quatro primeiros. Este fator ocorre porque tanto os valores de Θ_T como os Θ_{ws} são maiores que 0,52. Em ultima análise pode-se dizer que a equação do $VF_{s,esp}$ pode ser aplicada satisfatoriamente somente quando os valores de Θ_T e Θ_{ws} forem ambos menores que aproximadamente 0,52, ou quando os valores de Θ_T e Θ_{ws} forem ambos maiores que aproximadamente 0,52.

A Figura 6.4-6 apresenta a variação do NABR para inalação de vapores em ambientes fechados, a partir do solo subsuperficial, em função da variação do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada constante (Θ_{ws}) com da porosidade total (Θ_T) constante (Θ_{ws}) 0,458. Pode-se observar na Figura 6.4-6 para Θ_{ws} a mesma tendência ocorrida na Figura 6.4-5 ocorrida para Θ_T. De maneira análoga, pode-se dizer que a equação do $VF_{s,esp}$ aplica-se satisfatoriamente somente quando os valores de Θ_T e Θ_{ws} forem ambos menores que aproximadamente 0,52, ou quando os valores de Θ_T e Θ_{ws} forem ambos maiores que aproximadamente 0,52.

FIGURA 6.4-1 - Gráfico de Sensibilidade para NABR em Função da Variação da Velocidade de Darcy

	INGESTAO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA A PARTIR DA LIXIVIAÇÃO DO SOLO SUBSUPERFICIAL (mg/kg)	
Ugw	QUATERNÁRIO	
cm/s	RESIDENCIAL	COMERCIAL
1,28E-08	1,78E-03	4,61E-03
6,75E-05	1,44E-02	3,73E-02
1,35E-04	2,70E-02	7,00E-02
2,03E-04	3,97E-02	1,03E-01
2,70E-04	5,22E-02	1,35E-01
4,05E-04	7,74E-02	2,01E-01

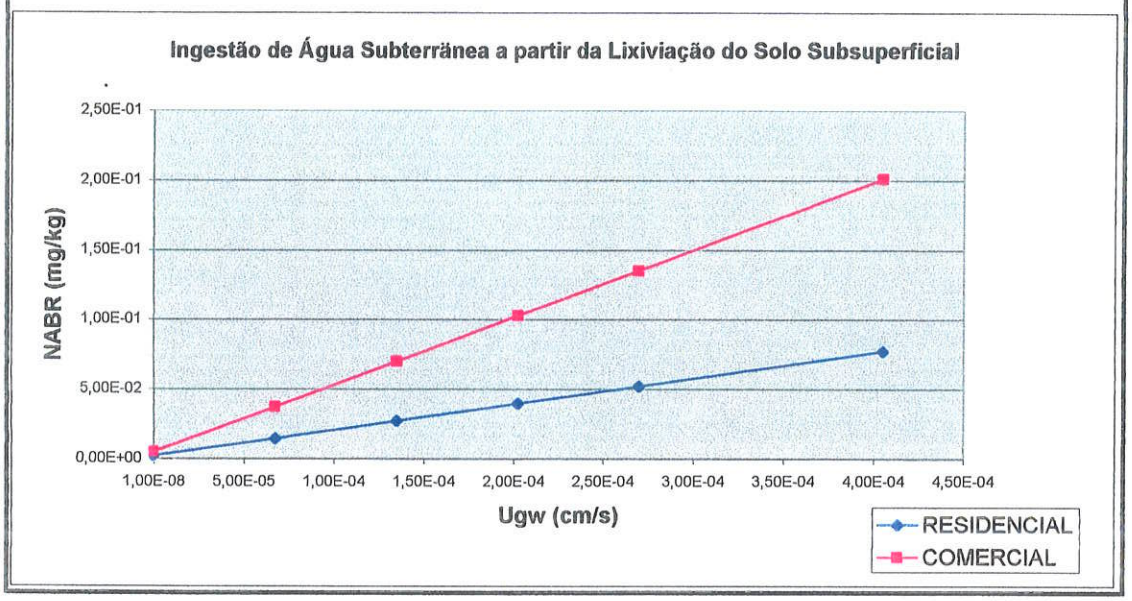


FIGURA 6.4-2 - Gráfico de Sensibilidade para NABR em Função da Variação do Nível D´água

	INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DA ÁGUA SUBTERRÂNEA (mg/L)	
Lgw	QUATERNÁRIO	
cm	RESIDENCIAL	COMERCIAL
12,00	2,03E-02	4,92E-02
268,17	4,19E-02	1,02E-01
524,33	6,35E-02	1,54E-01
780,50	8,51E-02	2,07E-01
1036,67	1,07E-01	2,59E-01
1549,00	1,50E-01	3,65E-01

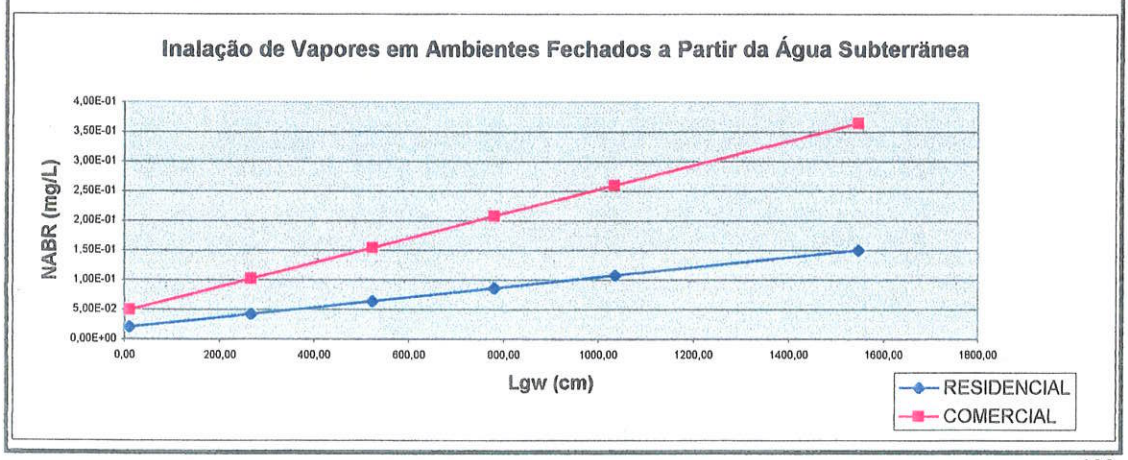


FIGURA 6.4-3 - Gráfico de Sensibilidade para NABR em Função da Variação da Fração de carbono Orgânico

foc	INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL (mg/kg)	
	QUATERNÁRIO	
-	RESIDENCIAL	COMERCIAL
0,0008	7,02E-03	1,71E-02
0,0158	2,52E-02	6,11E-02
0,0309	4,34E-02	1,06E-01
0,0459	6,16E-02	1,50E-01
0,0609	7,97E-02	1,94E-01
0,0910	1,16E-01	2,82E-01

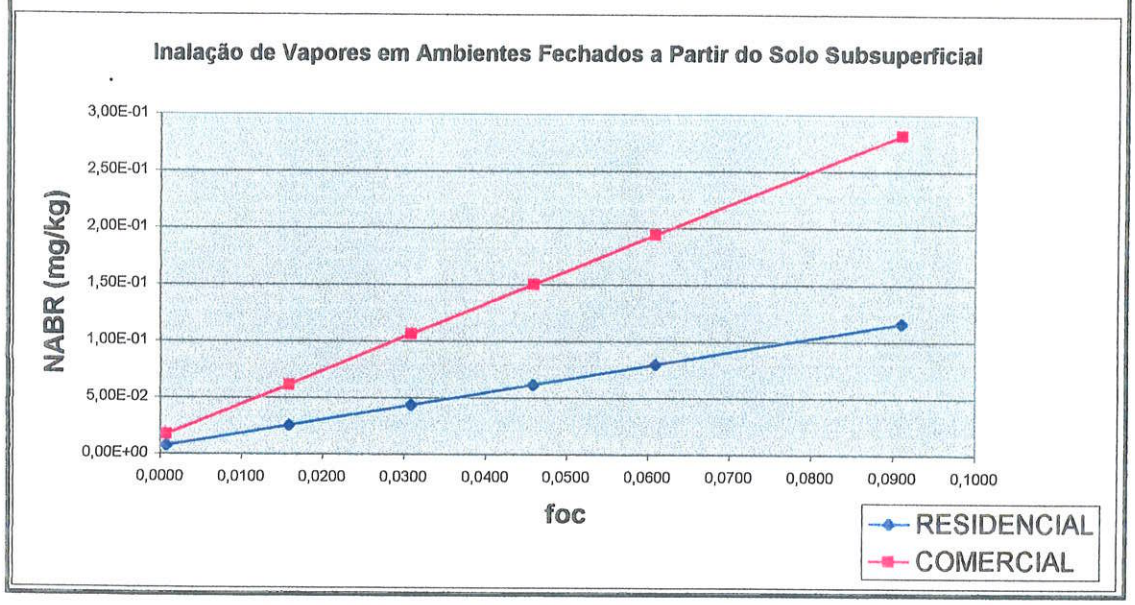


FIGURA 6.4-4 - Gráfico de Sensibilidade para NABR em Função da Variação da Densidade do Solo

ρs	INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL (mg/kg)	
	QUATERNÁRIO	
-	RESIDENCIAL	COMERCIAL
0,5300	2,32E-02	5,65E-02
0,7633	1,90E-02	4,62E-02
0,9967	1,67E-02	4,06E-02
1,2300	1,53E-02	3,72E-02
1,4633	1,44E-02	3,49E-02
1,9300	1,31E-02	3,19E-02

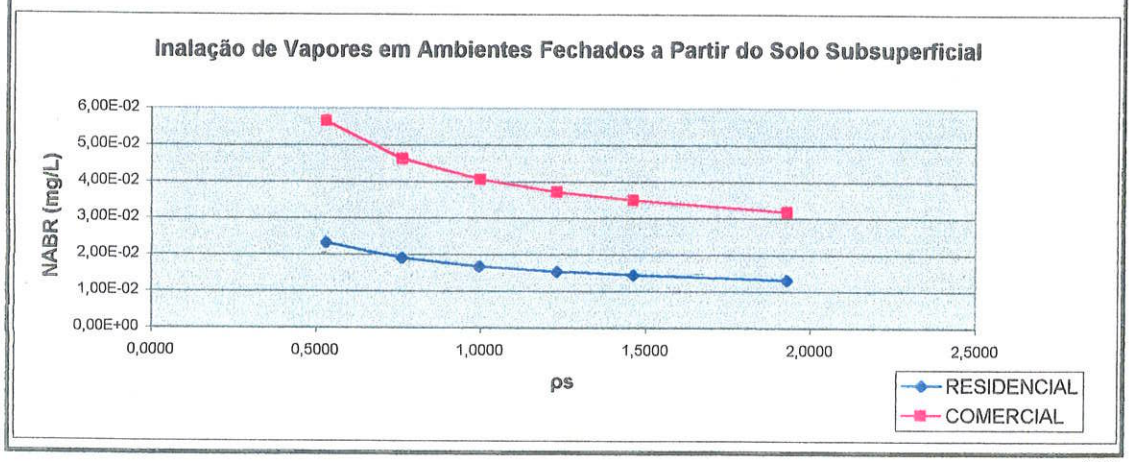


FIGURA 6.4-5 - Gráfico de Sensibilidade para NABR em Função da Variação da Porosidade Total

	INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL (mg/kg)	
ΘT	QUATERNÁRIO	
-	RESIDENCIAL	COMERCIAL
0,3060	3,09E-01	7,52E-01
0,3762	1,00E-01	2,43E-01
0,4463	1,68E-02	4,07E-02
0,5165	1,40E-02	3,41E-02
0,5867	1,64E-02	3,98E-02
0,7270	2,47E-02	6,01E-02

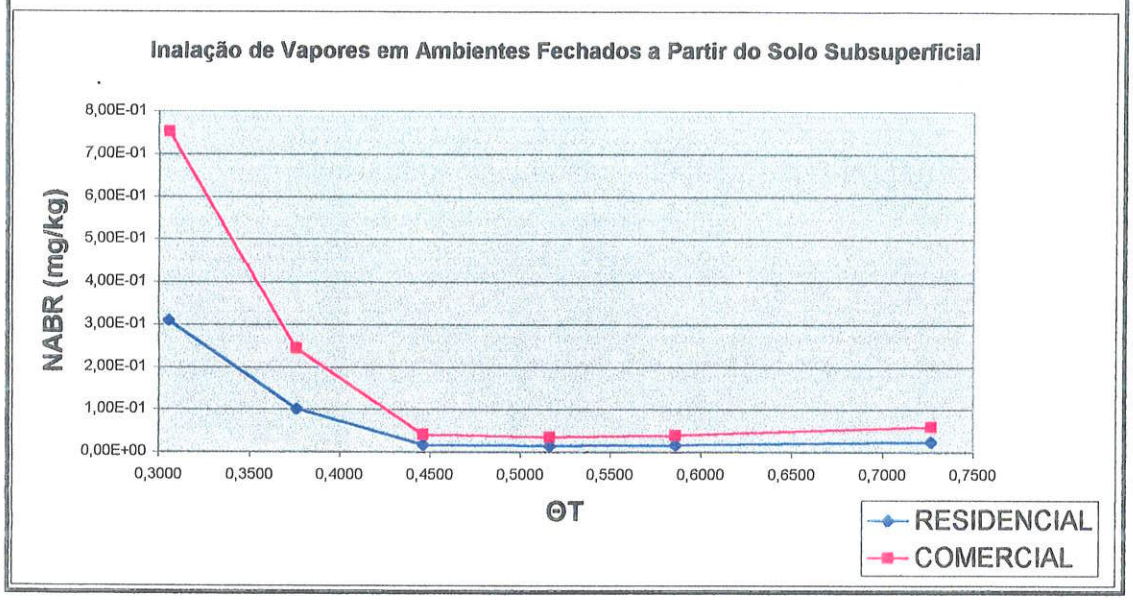


FIGURA 6.4-6 - Gráfico de Sensibilidade para NABR em Função da Variação da Umidade do Solo

	INALAÇÃO DE VAPORES EM AMBIENTES FECHADOS A PARTIR DO SOLO SUBSUPERFICIAL (mg/kg)	
Θws	QUATERNÁRIO	
-	RESIDENCIAL	COMERCIAL
0,0300	6,85E-03	1,66E-02
0,1300	7,75E-03	1,88E-02
0,2300	9,14E-03	2,22E-02
0,3300	1,54E-02	3,73E-02
0,5000	2,16E-01	5,25E-01
0,6300	1,83E-01	4,45E-01

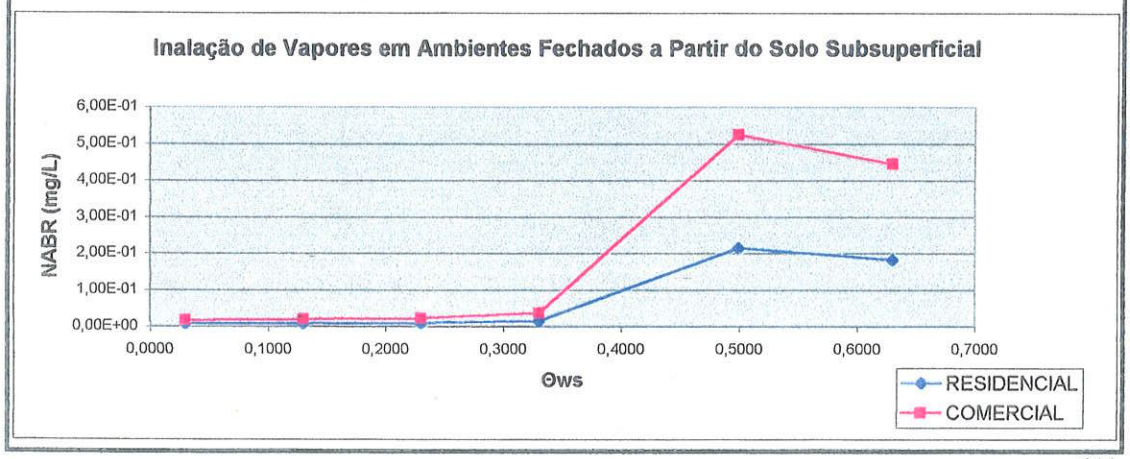


FIGURA 6.4-7 - Gráfico variação de VFs,esp em função de ΘT com Θws constante

ΘT -	Θws -	VFs,esp (g-solo/cm3-ar)
0,3060	0,3300	1,02E-06
0,3762	0,3300	3,17E-06
0,4463	0,3300	1,89E-05
0,5165	0,3300	2,26E-05
0,5867	0,3300	1,93E-05
0,7270	0,3300	1,28E-05

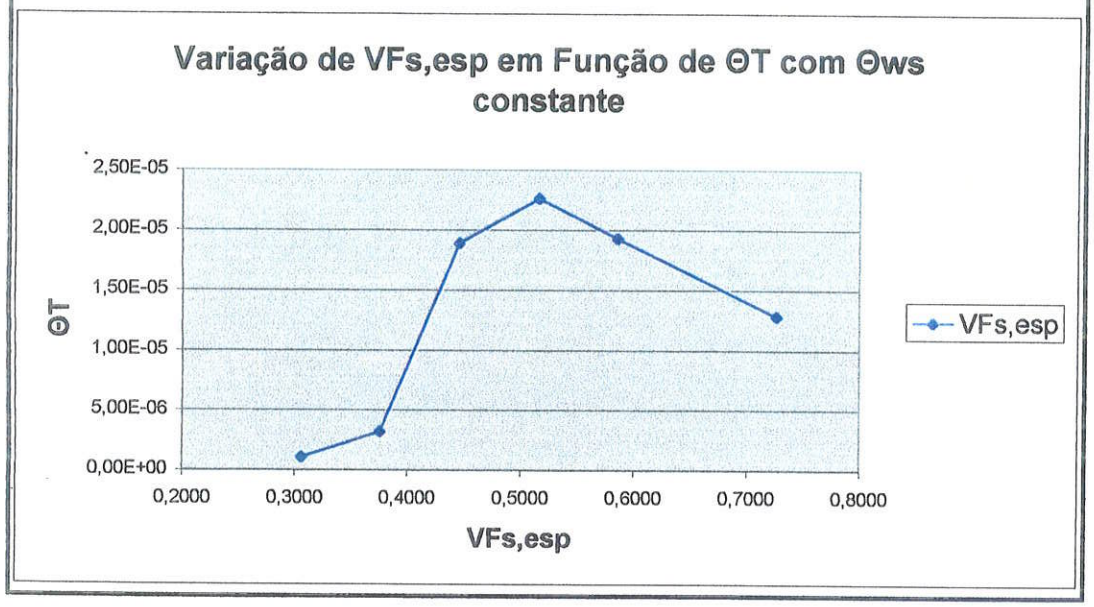
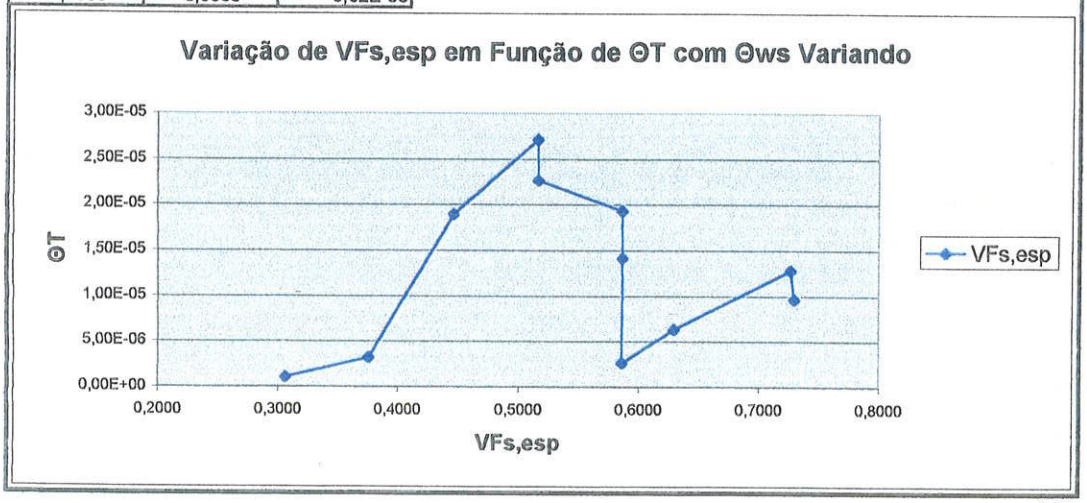


FIGURA 6.4-8 - Gráfico variação de VFs,esp em função de ΘT com Θws Variando

ΘT -	Θws -	VFs,esp (g-solo/cm3-ar)
0,3060	0,3300	1,02E-06
0,3762	0,3300	3,17E-06
0,4463	0,3300	1,89E-05
0,5165	0,2600	2,71E-05
0,5165	0,3300	2,26E-05
0,5867	0,3300	1,93E-05
0,5867	0,4300	1,41E-05
0,5867	0,5300	2,60E-06
0,6300	0,5300	6,29E-06
0,7270	0,3300	1,28E-05
0,7300	0,5300	9,62E-06



8 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A metodologia RBCA (ASTM, 1995) foi satisfatoriamente aplicada para elaboração de níveis aceitáveis baseados no risco (NABR) para a cidade de São Paulo e regiões vizinhas e possibilitou a geração de NABR que poderão ser aplicados como valores padrões para projetos de avaliação de risco desenvolvidos nestas regiões. Esta metodologia poderá ser utilizada para geração de valores de NABR para outras regiões que possuam valores específicos para os parâmetros do meio físico estudados neste trabalho.

Os parâmetros específicos do meio físico obtidos nos processos da CETESB, foram divididos para sedimentos quaternários, formações terciárias e alteração do embasamento, onde foram observadas variações pouco significativas.

Segundo as informações obtidas na CETESB dos 82 postos estudados, 32 postos encontram-se em sedimentos quaternários, 38 em formações terciárias e 12 na alteração do embasamento. Foram observadas valores calculados de NABR que variaram significativamente em função desta divisão, logo pode-se dizer que a geologia é fator determinante para obtenção de NABR significativos para uma determinada região.

Os valores de NABR estão associados a sensibilidade das equações com relação a variação de parâmetros específicos do meio físico. Pode-se observar que a Θ_T, Θ_{ws}, f_{oc} e U_{gw} são parâmetros sensíveis para os cálculos, enquanto que L_{gw} e ρ_s são pouco sensíveis.

Os postos instalados em regiões de ocorrência de solo da alteração do embasamento mostraram valores de nível d´água mais profundo, com média de 3,26 m, enquanto que em formações terciárias o nível d´água médio foi de 2,10 m e sedimentos quaternários 2,44 m.

Os postos instalados em regiões de ocorrência de solo da alteração do embasamento mostraram valores de condutividade hidráulica média, na ordem de 3,19E-4 cm/s, enquanto que em formações terciárias, o valor médio foi 6,05E-5 cm/s e sedimentos quaternários 1,77E-5 cm/s.

Quanto aos dados obtidos na bibliografia disponível, sedimentos quaternários apresentaram valor de media para ρ_s de 1,22, Θ_T de 0,4580, Θ_{ws} de 0,33 e f_{oc} de 0,0077, que formações terciárias apresentaram valor de mediana para ρ_s de 1,28, Θ_T de 0,4585, Θ_{ws} de 0,22 e f_{oc} de 0,0085, e que a alteração do embasamento apresentou valor de mediana para ρ_s de 1,26, Θ_T de 0,4560, Θ_{ws} de 0,255 e f_{oc} de 0,0092.

Os principais cenários de exposição identificados para cidade de São Paulo foram a inalação de vapores em ambientes abertos e fechados a partir do solo e da água subterrânea, ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo e ingestão direta de água subterrânea.

Quanto aos resultados obtidos para os NABR, pode-se observar que de maneira geral a exposição de receptores associados a vazamentos em formações terciárias está relacionada a NABR mais conservadores, e para sedimentos quaternários a NABR menos conservadores, sendo intermediários os valores obtidos para a alteração do embasamento.

De maneira geral, as tabelas de referência desenvolvidas neste estudo apresentaram valores de NABR mais conservadores que da ASTM (ASTM, 1995). Este fato está associado aos parâmetros do meio físico, levantados especificamente para cidade de São Paulo. Esta tendência já era esperada haja visto que a tabela proposta pela ASTM foi desenvolvida com valores genéricos não específicos de uma região, logo esta tabela não configura uma situação específica de um local estudado. A tabela da ASTM foi utilizada como exemplo pelos estados norte-americanos quando estes desenvolveram suas tabelas específicas.

Pode-se verificar que dos parâmetros do meio físico levantados no presente estudo, a fração de carbono orgânico, porosidade total e conteúdo volumétrico da água na zona não saturada, foram os de maior sensibilidade nos cálculos dos NABR. A profundidade do nível d´água e velocidade de Darcy foram menos sensíveis para este cálculo, sendo a densidade do solo um parâmetro sem importância quanto a sua variação.

Quanto a análise de sensibilidade desenvolvida, pode-se observar que os NABR são diretamente proporcionais a velocidade de Darcy, profundidade do nível d´água e fração de carbono orgânico do solo e inversamente proporcional a densidade do solo. Pode-se observar que quando temos valores de porosidade total abaixo de 0,52, os NABR irão variar inversamente proporcionais a este parâmetro, e acima de 0,52 a variação será diretamente proporcional. A mesma análise pode ser feita para o conteúdo volumétrico de água na zona não saturada, onde para valores abaixo de 0,52, os NABR irão variar diretamente proporcionais a este parâmetro, e acima de 0,52 a variação será inversamente proporcional. Esta fato determina uma limitação da metodologia que deve ser considerada por seus usuários na etapa de levantamento de campo.

Deve-se observar no levantamento dos dados específicos do meio físico o grau de dificuldade de obtenção do parâmetro em campo e sua sensibilidade nas equações buscando uma melhor relação custo benefício. Um exemplo a ser citado é a condutividade hidráulica utilizada para obtenção da velocidade de Darcy que pode variar sensivelmente em uma área de estudo determinando uma grande variação de NABR, entretanto é um parâmetro de fácil obtenção no campo. Logo, para parâmetros de fácil obtenção, de grande faixa de variação e de grande sensibilidade para o calculo, devem ser obtidas vários valores. Entretanto para parâmetros que tenham uma grande faixa de variação mas são pouco sensíveis para o calculo, o numero de determinações pode ser menor, visando uma melhor alocação de recursos.

Recomenda-se que sejam realizados levantamentos periódicos na região estudada para os parâmetros do meio físico sensíveis no cálculo dos NABR, visando obter valores estatisticamente mais precisos a medida que o volume de dados for progressivamente mais significativos.

Recomenda-se ainda que sejam desenvolvidos estudos mais profundos sobre a sensibilidade das equações em função da variação de seus parâmetros.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ABDUL, A.S. (1988) Migration of petroleum products through sandy hydrogeologic systems. *Groundwater Monitoring Review*, fall, p. 73-81.

AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO – ANP (1999). http://www.anp.gov.br

ALEN-KING, R.M.; McKAY, L.D.; TRUDELL, M.R. (1997) Organic carbon dominated trichloroethene sorption in a clay-rick glacial deposit. *Ground Water*, v. 35 (1) : 124-130.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL - ASTM (1995) *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied to Petroleum Released. Sites:* ASTM Designation E 1739-95.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL - ASTM (1998) *Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action.* EUA, ASTM Designation *PS 104 – 98.*

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL - ASTM (1999). http://www.astm.org

ANG, C.C. & ABDUL, A.S. (1991) Aqueous sufactant washing of residual oil contamination from sandy soil, *Groundwater Monitoring Review*, spring, p. 121-127.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA - ABGE (1980) Aspectos Geológicos e Geotécnicos da Bacia de São Paulo. *Publicação Especial.* São Paulo, 189 p.

BONAZOUNTAS, M. (1991) – *Fate of hydrocarbons in soils: Review of modeling practices.* Hydrocarbon Contaminated Soil and Groundwater. Lewis Publishers, Inc. volume 1, p.167-186.

CETESB (1999a). Procedimentos a serem Adotados pela CETESB em Episódios Envolvendo Contaminações por Combustíveis decorrentes de Vazamentos em Postos de Serviço e outros Empreendimentos que utilizam Sistema de Armazenamento Subterrâneo de Combustíveis. Procedimento Interno, São Paulo. 32 p.

CETESB (1999b). Instrução Técnica de Autuação em casos de Vazamento de Combustível em Postos de Serviço e outros Empreendimentos que utilizam Sistema de Armazenamento Subterrâneo de Combustíveis (CETESB, 2000b). Procedimento Interno, São Paulo. 17 p.

COIMBRA, A.M.; RICCOMINI, C.; SADOWSKI, G.R.; ROCHA, H.C.; ELLERT,N.; IYOMASA, W. S. (1989) Geologia da Bacia de São Paulo.. IGc-USP. São Paulo70 p.

CONCAWE (1997) *European oil industry guideline for risk-based assessment of contaminated sites*. Belgium. Report nº 2/97. 42 p.

CONCAWE (1999). www.concawe.be/Html/Volume7/Foreword.htm

CUSHMAN, D. J. & BALL, S. D. (1993) Ground water modeling for risk assessment purposes: use of a gaussian-distributed transport model and a batch flush model. *Groundwater Monitoring* Review, fall, p. 162-172.

FARR, A.M.; HOUGHTALEN, R. J.; MCWHORTER, D. B. (1990) Volume estimation of light nonaqueous phase liquids in porous media. *Groundwater*, v.28, n.1, p. 48-67.

FEENSTRA, S.; MAcKAY, D.M.; CHERRY, J.A. (1991) - A Method for Assessing Residual NAPL Based on Organic Chemical Concentrations in Soil Samples. *Groundwater Monitoring Review*. v 11(2) : 128-136.

FETTER, C.W. (1980) - *Applied hydrogeology*. Merrill Publishing Company, Columbus, Ohio. 592 p.

FINOTTI, A. R. (1997) Estudo da aplicabilidade do modelo da ação corretiva baseada no risco (RBCA) em contaminações subterrâneas com gasolina e etanol. Brasil, Santa Catarina, Florianópolis. Dissertação de Mestrado – UFSC. 113 p.

FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. (1979) - *Groundwater*. Prentice Hall, Inc. New Jersey. 604p.

FREEZE, R.A.; McWHORTER, D.B. (1997) A framework for assessing risk reduction due to DNAPL mass removal from low-permeability soils. *Ground Water*, v.35 (1) : 111-123.

GARGANTINI, H.; HUNGRIA, L.S.; LEITE, N.; LOBERTO, L., C. (1973) Levantamento de solos e de fertilidade do Vale do Paraíba – Polder 2 de Lorena. *Boletim Técnico DNPM nº 7, 34p.*

Groundwater Services (1995). *TIER2* – RBCA *Spreadsheet & Modeling Guidelines – Appendix A: Guidance manual for risk-based corrective action*. Version 1.0. Texas. 44 p.

GUIGUER (1996). Poluição das Águas Subterrâneas e do Solo Causada por Vazamentos em Postos de Abastecimento. Waterloo Hydrogeologic, Inc., Waterloo, Canada. 356 p.

HAMED, M. M., BEDIENT, P. B. (1997) On the performance of computational methods for the assessment of risk from ground-water contamination. *Ground Water*, v.35 (4) : 638-646.

HARTE, J.; HOLDREN, C.; SCHNEIDER, R.; SHIRLEY,C. (1991) *Toxics A to Z – A Guide to Everyday Pollution Hazards*. University of California. 479p.

HIRATA, R.C.A; FERREIRA, L.M.R. (2000). Os Aqüíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: Disponibilidade Hídrica e Vulnerabilidade à Poluição. *Revista Brasileira de Geociências*, São Paulo. No prelo.

HULING, S.G. & WEAVER, J.W. (1991) - *Dense Nonaqueous Phase Liquids.* Ground Water Issue Paper. EPA/540/4-91-002. Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory. Ada.

HUNGRIA, L.S.; GARGANTINI, H.; LEITE, N. C. (1973) Levantamento de solos e de fertilidade do Vale do Paraíba – Polder canais e caninhas. *Boletim Técnico DNPM n^0 5*, 45p.

IBGE (1999). http://www.ibge.gov.br.

JOHNSON, P. C.; ETTINGER, R. A. (1991). "Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapors into Buildings," *Environmental Science and Technology,* Vol. 25, Nº 8, pp. 1445-1452.

JOHNSON, P.; HERTZ, M. B.; BYERS, D. I., (1990b). "Estimates for Hydrocarbon Vapor Emissions from Service Stations Remediations and Buried Gasoline-Contaminated Soils," *Petroleum Contaminated Soils,* Vol. III, Kostecki, P. T., e Calabrese, E. J., edts., Lewis Publishers, Chelsa, MI, pp. 295-326.

JOHNSON, P.C.; KEMBLOWSKI, M.W.; COLTHART, (1990a). Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon-contaminated soil by in-situ soil verting. *Growd Water*, v.28 (3) : 413-429.

KREAMER, D.K.; STETZENBACH, K.J. (1990) Development of a standard, pure-compound base gasoline mixture for use as a reference in field and laboratory experiments. *Groundwater Monitoring Review*, spring, p. 135-145.

KÜPPER, A.; VERDADE, F. C. (1960) Levantamento pedológico da estação experimental de produção animal, em Pindamonhangaba. *Boletim Técnico do Instituto Agronômico do Estado de São Paulo*, 53: 851-881.

LAGREGA *ET AL.*, M.D.; BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C. (1994) - *Hazardous waste management.* McGraw-Hill, Inc. USA. 1.146 p.

LEE, M.D.; THOMAR, J.M.; BORDEN, R.C.; BEDIENT, P.B.; WILSON, J.T.; WARD, C.H. (1988) Biorestoration of aquifers contaminated with organic com compounds. Nacional for Ground Water, v.18, n.43, p.58.

LENHARD, R.J. & PARKER, J.C. (1990) – Estimation of free hydrocarbon volume from fluid levels in monitoring wells. *Ground Water*, v.28 (1) : 57-67.

MAcKAY, D. & CHIU, W.Y. (1992) Estimating the multimedia partitioning of hidrocarbons: the effectives solubility approach. In: CALABRESE, E.J. & KOSTECL, P.T. Hydrocarbon contaminated soils and groundwater. EUA, Lewis Publishers, Inc. v.2, cap. 9, p. 137-153.

MARINELLI, F. & DURNFORD, D. S. (1996) LNAPL thickness in monitoring wells considering hysteresis and entrapment. *Ground Water*, v.34 (3) : 405-415.

McCRAY, J.E. & FALTA R.W. (1997) Numerical simulation of air sparging for remediation of NAPL contamination. *Ground Water*, v.35 (1) : 99-110.

MIHELCIC, J. R. (1990) Modeling the potential effect of additives on enhancing the solubility of aromatic solutes contained in gasoline. *Groundwater Monitoring Review*, summer, p.133-137.

MILLS, W.B.; JOHNSON, K.M.; LIU,S.; LOH, J.Y.; LEW, C.S. (1996) Multimedia risk-based soil cleanup at a gasoline-contaminated site using vapor extraction. *Groundwater Monitoring Review*, summer, p.168-178.

OLIVEIRA, E. (1992) - *Contaminação de aquíferos por hidrocarbonetos provenientes de tanques de armazenamento subterrâneos*. Instituto de Geociências, Universidades de São Paulo, São Paulo, Dissertação de Mestrado. 112p.

OLIVEIRA, E. (1997) – *Ethanol flushing of gasoline residuals – microscale and field scale experiments.* Canadá. Tese de Doutorado - Universidade de Waterloo. 291p.

RICCOMINI, C. & COIMBRA, A.M. (1992). Geologia da Bacia de São Paulo. In: Mesa Redonda sobre aspectos geológicos e geotécnicos da Bacia Sedimentar de São Paulo, São Paulo. São Paulo, ABMS, 59 p.

RICCOMINI, C. (1989). O *Rift* Continental do Sudeste do Brasil. Instituto de Geociências, Universidades de São Paulo, São Paulo, Tese de Doutoramento. 256 p.

RICCOMINI, C.; COIMBRA, A.M., TAKIYA, H. (1992). Tectônica e Sedimentação na Bacia de São Paulo. Seminário: Problemas Geológicos e Geotécnicos na Região Metropolitana de São Paulo. RMSP. ABAS, ABGE, SBG/SP. São Paulo. p. 21 - 45.

RUSSO, R.; VERDADE, F.C.; HUNGRIA, L.S. (1961) Solos da Bacia de Taubaté – Vale do Paraíba. *Boletim Técnico do Instituto Agronômico do Estado de São Paulo*, nº 4: 43-322.

SABESP/CEPAS/IG-USP (1994) *Diagnóstico Hidrogeológico da Região Metropolitana de São Paulo*. São Paulo. Relatório Final – IGc-USP. 115p.

SALANITRO, J.P. (1993) The role of bioattenuation in the management of aromatic hydrocarbon plumes in aquifers. *Ground Water Monitoring & Remediation*, v.13 (4) : 150-161.

SCHWARZENBACH, R.P., GSCHWEND, P.M., IMBODEN, D.M. (1993) *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley Inc., U.S.A. 681 p.

SINCOPETRO; FECOMBUSTÍVEIS. (1999a) – Quarta Pesquisa Nacional Posto de Observação para Postos de Serviço, Grandes Mudanças Poucas Surpresas. Revista Posto de Observação, nº218, maio, p.11-32.

SINCOPETRO; FECOMBUSTÍVEIS. (1999b) – Quarta Pesquisa Nacional Posto de Observação para Postos de Serviço, Regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste. Revista Posto de Observação, nº219, Junho, p.17-28.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA). (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A)*, Interim Final. EPA/ 540/1-89/003. Washington, D.C. December.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA). (1996). *Soil screening guidance: Technical background document*. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA/540/R-95/128. Washington, D.C. May.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA). (1988) *Must for USTs – A summary of the new regulations for underground storage tank systems*. Washington. 38 p.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA). (1995) *Conducting risk-base corrective action for federally regulated ust petroleum releases*. Washington. 15 p.

U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA). (1995) *How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites – A guide for corrective actior plan reviewers*. Washington.

U.S.Environmental Protection Agency (U.S.EPA). (1999a). http://www.epa.gov/swerust1/ltffacts.htm

U.S.Environmental Protection Agency (U.S.EPA). (1999b). http://www.epa.gov/swerust1/overview.htm

U.S.Environmental Protection Agency (U.S.EPA). (1999c). http://www.epa.gov/swerust1/brwnfeld.htm

WIEDEMEIER, T.H.; SWANSON, M.A.; WILSON, J.T.; KAMPBELL, D.H.; MILLER, R.N.; HANSEN, J.E. (1996) Approximation of biodegradation rate constants for monoaromatic hydrocarbons (BTEX) in ground water. *Groundwater Monitoring Review,* summer, p. 186-193.

WILSON, J.T.; LEACH, L.E.; HENSON, M. & JONES, J.N. (1986) In situ biorestoration as a ground water remediation technique. Groundwater Monitoring Review, fall, p. 56-63.

WILSON, S.B.; BROWN, R.A. (1989). In situ bioreclamation: a cost-effective technology to remediate subsurface organic contamination. *Groundwater Monitoring Review*, witer, p. 173-179.

WOOD, W.W.; KRAMER, T.P.; HERM, Jr P.P. (1990). *Intergranular diffusion: An important mechanism influencing solute transport in clastic aquifers.* Science, nº 247, march, p.1569-1572.