
**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS E ESCOLA DE ENGENHARIA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

MÁRCIA FAERMANN

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA POR COMPOSTOS
ORGÂNICOS VOLÁTEIS COM BASE NA METODOLOGIA DE CÁLCULO
DAS PLANILHAS DA COMPANHIA DE TECNOLOGIA
DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB)**

Porto Alegre
Junho de 2013

MÁRCIA FAERMANN

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA POR COMPOSTOS
ORGÂNICOS VOLÁTEIS COM BASE NA METODOLOGIA DE CÁLCULO
DAS PLANILHAS DA COMPANHIA DE TECNOLOGIA
DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB)**

Trabalho de Conclusão apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para a obtenção do título de engenheira ambiental.

Orientador: Pedro Antônio Rohe Reginato

Co-Orientador: Fernando Mainardi Fan

Porto Alegre

Junho 2013

MÁRCIA FAERMANN

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA POR COMPOSTOS
ORGÂNICOS VOLÁTEIS COM BASE NA METODOLOGIA DE CÁLCULO
DAS PLANILHAS DA COMPANHIA DE TECNOLOGIA
DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB)**

Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul defendido e aprovado em 04/07/2013 pela Comissão avaliadora constituída pelos professores:

Banca Examinadora:

.....

Pedro Antônio Rohe Reginato

.....

Fernando Mainardi Fan

.....

Marcos Imério Leão

.....

Felipe Deppe Alves

Conceito:.....

“A ciência nunca resolve um problema sem criar pelo menos outros dez”.

George Bernard Shaw

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família, por me proporcionar uma educação de qualidade e pelos princípios que sempre nortearam a minha vida e as minhas decisões.

Ao Artur Ferrari Francisco pelo amor, apoio, auxílio, companheirismo e dedicação ao longo da elaboração deste trabalho.

Agradeço à UFRGS, ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas, à Engenharia de Minas e à Escola de Engenharia, por terem me proporcionado excelentes professores e um grande aprendizado durante minha vida acadêmica.

Ao Geólogo, Doutor, Professor Pedro Rohe Reginato, por aceitar o desafio de orientar este trabalho e se mostrar uma pessoa sempre presente, disposta a ajudar e solícita, contribuindo para o sucesso deste trabalho.

Ao Engenheiro Ambiental, Mestre, Fernando Mainardi Fan, co-orientador deste trabalho, pelas contribuições, auxílio, amizade e dedicação prestadas durante a realização do presente trabalho.

Agradeço à *Environmental Resources Management*, na figura do Geólogo Felipe Deppe, pelo fornecimento de dados e por acreditarem no objeto de estudo.

Agradeço aos meus amigos, por todo o carinho e lealdade em todos os momentos da minha vida.

RESUMO

Este trabalho tem como objetivo verificar existência de risco à saúde humana de trabalhadores de uma indústria, expostos aos gases oriundos de plumas de contaminantes orgânicos voláteis na água subterrânea no seu local de trabalho. Para que o objetivo fosse alcançado, foram utilizadas as planilhas para avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas sob investigação ambiental da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), para um local com dados de investigação detalhada disponíveis. Conclui-se, portanto, que os riscos foram calculados, e os trabalhadores encontram-se expostos aos riscos (carcinogênico e não carcinogênico), provenientes da inalação de vapores orgânicos, oriundos do composto tricloroetileno, presente nas águas subterrâneas do local de estudo.

Palavras-chave: Compostos orgânicos voláteis. Água subterrânea. Avaliação de risco à saúde humana.

ABSTRACT

The main objective of this study is to verify the existence of human health risk of industrial workers exposed to gases by vapor intrusion, derived from plumes of volatile organic contaminants in ground water in your workplace. In order to achieve the objective, the spreadsheets of Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), created to assess the human health risk in contaminated areas under environmental investigation, were used in this work, in a site with detailed investigation data available. It is concluded, therefore, that risks were calculated, and the workers are exposed to risks (carcinogenic and non-carcinogenic) from inhalation of organic vapors (trichloroethylene) present in ground water of this case study.

Key-word: Volatile organic compounds. Ground water. Evaluation of the risk to the human health.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Vias de Exposição	20
Figura 2: Fluxograma de uma rota de exposição completa	21
Figura 3: Principais mecanismos de atenuação e transporte de contaminantes no solo e água subterrânea.....	22
Figura 4: Principais mecanismos de atenuação e transporte de contaminantes no solo e água subterrânea.....	22
Figura 5: Ilustração da via de exposição por intrusão de vapor	32
Figura 6: Processos de transferência e vias de contaminação	32
Figura 7: Desalogenação redutiva de compostos eteno clorados	36
Figura 8: Fontes de informação e modelos utilizados para formulação das planilhas da CETESB	44
Figura 9: Área de Inflamáveis e Área de Estocagem de Tambores.....	52
Figura 10: Poços de Monitoramento Existentes na Área	55
Figura 11: Mapa Potenciométrico Aquífero Raso.....	59
Figura 12: Mapa Potenciométrico Aquífero Intermediário	60
Figura 13: Pluma de PCE no Aquífero Raso	65
Figura 14: Pluma de TCE no Aquífero Raso.....	66
Figura 15: Pluma de DCE no Aquífero Raso	67
Figura 16: Pluma de TCE no Aquífero Intermediário.....	68
Figura 17: Modelo Conceitual de Exposição – Área de Inflamáveis	71
Figura 18: Modelo Conceitual de Exposição – Área de Estocagem de Tambores	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Volatilidade x Constante da Lei de Henry	28
Tabela 2 - Coeficiente de Partição de Carbono Orgânico x Adsorção ao solo	28
Tabela 3 - Metodologias Utilizadas para Coleta de Amostras e Análises Químicas	42
Tabela 4 - Cotas Potenciométricas dos Poços de Monitoramento (Outubro de 2012).....	57
Tabela 5 - Profundidades do Nível d'Água e Cargas Hidráulicas.....	58
Tabela 6 - Amostras de água subterrânea - Parâmetros medidos em campo	61
Tabela 7 - CQIs na água subterrânea.....	69
Tabela 8 - Substâncias Químicas de Interesse – Água Subterrânea, Aquífero Raso.....	73
Tabela 9 - Cenários de exposição	74
Tabela 10 - Substâncias químicas de interesse e Classificação de Câncer	75
Tabela 11 - Resultados do cálculo de riscos carcinogênicos para cenários atuais	76
Tabela 12 - Resultados do cálculo de riscos carcinogênicos para cenários hipotéticos.....	77
Tabela 13 - Resultados do cálculo de riscos carcinogênicos para cenários atuais	78
Tabela 14 - Resultados do cálculo de riscos não carcinogênicos para cenários hipotéticos	79
Tabela 15 - Metas de remediação para riscos carcinogênicos.....	81
Tabela 16 - Metas de remediação para riscos não carcinogênicos	82
Tabela 17 - Metas de remediação para riscos carcinogênicos.....	83
Tabela 18 - Metas de remediação para riscos não carcinogênicos	83

LISTA DE SIGLAS

ACAO: *Environmental Criteria and Assessment Office*

Ad: Adultos

API: *American Petroleum Institute*

ATSDR: *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*

C: *Carcinogenico*

CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CFC: Clorofluorcarbono

CMA: Concentração Máxima Aceitavel

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

CQI: Composto Químico de Interesse

Cr: Crianças

CV: Cloreto de Vinila

DCE: Dicloroeteno

DDT: Dicloro Difenil Tricloroeteno

DNAPL: *Dense Non Aqueous Phase Liquid*

ECSA: *EUROPEAN CHLORINATED SOLVENT ASSOCIATION*

ECSM: *Exposure Conceptual Site Model*

Eh: Potencial de Oxirredução

EPI: Equipamentos de Proteção Individual

ERM: *Environmental Resources Management*

FI: Fator de Ingresso

FT: Fator de Transporte

HCFC: Hidroclorofluorcarbonos

HEAST: *Health Effects Assessment Summary Tables*

HFC: Hidrofluorcarbonetos

HI: *Hazard Index*

HQ: *Hazard Quotient*

HSDB: *Hazardous Substances Data Bank*

ILCR: Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida

IMW: *Intermediary Monitoring Well*

IRIS: *Integrated Risk Information System*

IUR: Risco Unitário por Inalação
LCS: *Laboratory Control Samples*
MCE: Modelo Conceitual de Exposição
MW: *Monitoring Well*
N: Norte
NC: Não Carcinogenico
NE: Nordeste
NIOSH: *National Institute for Occupational Safety and Health*
O.D: Oxigenio Dissolvido
PCB: Bifenilos Policlorados
PCE: Percloroetileno ou Tetracloroetileno
pH: Potencial Hidrogenionico
PRGs: *Preliminary Remediation Goals*
PVC: Polivinila cloreto
RfD: Dose-Referência
RfDd: Dose-Referência Dérmica
RfDi: Dose-Referência para Inalação
RfDo: Dose-Referência para via Oral
S: Sul
SE: Sudeste
SO: Sudoeste
SQI: Substância Química de Interesse
TCE: Tricloroetileno
TRI93: Toxics Release Inventory
TRV: Valores Referência Toxicológica
US EPA: *United States Environmental Protection Agency*
USEPA-NLP: United States Environmental Protection Agency – National List Priority
VOC: Compostos Orgânicos Voláteis

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
1.1 CONTAMINAÇÃO DE MEIOS AMBIENTAIS POR COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS.....	13
1.2 JUSTIFICATIVA DO TRABALHO	14
2 OBJETIVOS DO ESTUDO.....	15
2.1 OBJETIVO GERAL.....	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 AVALIAÇÃO DE RISCO	16
3.1.1 Coleta de Dados e Identificação de Compostos Químicos de Interesse (CQIs).....	17
3.1.2 Receptores	18
3.1.3 Avaliação da Exposição	18
3.1.4 Vias de Exposição	19
3.1.5 Mecanismos de Transporte de Contaminantes	21
3.1.6 Intrusão de Vapores.....	30
3.1.7 Modelo Conceitual de Exposição	33
3.1.8 Compostos Orgânicos Voláteis.....	33
3.1.8.1 Propriedades Físico-Químicas	34
3.1.8.2 Tetracloroetileno.....	34
3.1.8.3 Tricloroetileno	37
3.1.8.4 Dicloroetano	39
3.1.8.5 Cloreto de Vinila	40
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	42
4.1 COLETA DE DADOS E ANÁLISES QUÍMICAS.....	42
4.2 METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DE RISCO	43
4.2.1 Seleção dos Compostos Químicos de Interesse.....	45
4.2.2 Avaliação Quantitativa de Exposição e Estimativa da Dose de Ingresso.....	45
4.2.3 Avaliação da Toxicidade	45
4.2.4 Caracterização dos Riscos.....	48
4.2.5 Cálculo dos Riscos	49

5 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	51
5.1 HISTÓRICO DA ÁREA	51
5.2 CONTEXTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO	56
5.3 SENTIDO PREFERENCIAL DO FLUXO DE ÁGUA SUBTERRÂNEO.....	57
5.4 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	61
5.5 CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA	62
5.6 DELIMITAÇÃO DAS PLUMAS DISSOLVIDAS NA ÁGUA SUBTERRÂNEA	63
6 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	69
6.1 COMPOSTOS QUÍMICOS DE INTERESSE.....	69
6.2 IDENTIFICAÇÃO DOS RECEPTORES	69
6.3 IDENTIFICAÇÃO DAS VIAS DE EXPOSIÇÃO	70
6.4 MODELO CONCEITUAL	70
6.4.1 Concentração dos Compostos Químicos de Interesse (CQIs).....	73
6.5 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE.....	75
6.6 CÁLCULOS DE RISCOS.....	75
6.6.1 Riscos Carcinogênicos.....	75
6.6.2 Riscos Não Carcinogênicos	77
6.7 ANÁLISE DE INCERTEZAS	79
6.8 METAS DE REMEDIAÇÃO.....	81
7 DISCUSSÕES E CONCLUSÕES.....	85
7.1 RESULTADOS OBTIDOS NA AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA.....	85
7.2 UTILIZAÇÃO DAS PLANILHAS DA CETESB PARA CÁLCULO DO RISCO.....	86
REFERÊNCIAS.....	88
ANEXO A.....	91
ANEXO B	92

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTAMINAÇÃO DE MEIOS AMBIENTAIS POR COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS

Com a evolução dos processos industriais e o conseqüente surgimento de inúmeros produtos que rapidamente tornaram-se de primeira necessidade, a atividade industrial adquiriu um caráter essencial na sociedade contemporânea (FREIRE, 2000). Embora a sua importância seja indiscutível, a atividade industrial costuma ser responsabilizada, e muitas vezes com justa razão, pelo fenômeno de contaminação ambiental, principalmente graças a dois fatores de extrema importância: a) o acúmulo de matérias primas e insumos, que envolve sérios riscos de contaminação por transporte e disposição inadequada; e b) ineficiência dos processos de conversão, o que necessariamente implica a geração de resíduos.

Segundo a CETESB (2001), uma área contaminada pode ser definida como uma área, local ou terreno onde há comprovadamente poluição ou contaminação causada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural. Nessa área, os poluentes ou contaminantes podem concentrar-se em subsuperfície nos diferentes compartimentos do ambiente, como por exemplo, no solo, nos sedimentos, nas rochas, nos materiais utilizados para aterrar os terrenos, nas águas subterrâneas ou, de uma forma geral, nas zonas não saturada e saturada, além de poderem concentrar-se nas paredes, nos pisos e nas estruturas de construções.

Neste sentido, os compostos orgânicos voláteis têm sido extensivamente usados para uma variedade de processos industriais, incluindo o desengraxe de superfícies metálicas, limpeza têxtil, entre outros. No entanto, o armazenamento inadequado, os vazamentos e a aplicação em processos industriais podem causar problemas ambientais graves (LIANG; LIAO, 2007). Por muito tempo os compostos organoclorados têm sido considerados como grandes responsáveis pelos problemas de contaminação ambiental e prejudiciais à saúde humana, principalmente porque estes compostos são, em geral, altamente tóxicos, de difícil degradação natural e tendem a se bioacumular no meio ambiente (FAN et al., 2008).

A contaminação de meios ambientais pode vir a causar riscos. Risco pode ser definido como a probabilidade da ocorrência de lesões ou danos devido à exposição a um perigo. A

avaliação de riscos é o processo de determinar a natureza e a magnitude de efeitos adversos apresentados por um determinado perigo. Alguns cenários em que o processo de avaliação de risco pode ser vantajosamente aplicado incluem: lançamentos de contaminantes no meio ambiente, a geração de resíduos perigosos e sua eliminação de maneira inadequada, a emissão de poluentes atmosféricos e áreas contaminadas sob investigação.

Estes cenários podem apresentar riscos significativos para a saúde humana bem como para o ambiente. O objetivo da avaliação de risco é essencialmente gerar as informações necessárias para tomar a melhor decisão possível sobre uma situação potencialmente perigosa.

1.2 JUSTIFICATIVA DO TRABALHO

Frente ao exposto acima e diante dos riscos à saúde humana, muitas autoridades de países industrializados criaram procedimentos de avaliação que, além de dimensionar o risco, determinam recomendações para eliminação da exposição humana, ações de saúde direcionadas às populações expostas, bem como ações de remediação das fontes de emissão.

Em cumprimento às diretrizes e procedimentos estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes, este trabalho apresenta a aplicação de uma técnica de avaliação dos riscos à saúde humana através da exposição à inalação de vapores de compostos orgânicos voláteis oriundos de águas subterrâneas contaminadas presentes em uma área sob investigação ambiental onde se tem dados de contaminação disponíveis.

2 OBJETIVOS DO ESTUDO

2.1 OBJETIVO GERAL

Através da aplicação das planilhas para avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas sob investigação ambiental (CETESB) para um local com dados de investigação detalhada disponíveis, este trabalho tem como objetivo responder à seguinte pergunta: Qual o risco à saúde humana de trabalhadores de uma indústria expostos aos gases oriundos de plumas de contaminantes orgânicos voláteis na água subterrânea no seu local de trabalho?

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Este trabalho possui como objetivos específicos:

- Promover a caracterização das fontes de contaminação em uma área que apresenta contaminação por compostos orgânicos voláteis;
- Identificar os principais cenários e vias de exposição, para posterior cálculo dos riscos carcinogênicos e não carcinogênicos;
- Entender, de maneira mais clara, a via de exposição de inalação de contaminantes em ambientes internos e externos por intrusão de vapores presentes na água subterrânea e,
- Avaliar a aplicação do uso das planilhas da CETESB nos estudos de avaliação de risco.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 AVALIAÇÃO DE RISCO

A avaliação de risco à saúde humana é o processo de avaliação da probabilidade de efeitos nocivos à saúde humana, causados pela exposição a uma determinada substância ou grupo de substâncias presentes no meio físico (solo, sedimento, água subterrânea, água superficial e ar).

No entanto, o risco só existirá se as concentrações das substâncias químicas excederem determinados limites considerados aceitáveis, se os receptores fizerem parte do cenário, e se as rotas de exposição forem completas (CETESB, 2001).

A avaliação de risco é o processo utilizado para determinar a ocorrência de um potencial risco de efeito adverso à saúde humana, devido à exposição de algum agente. Trata-se da identificação dos perigos, avaliação da dose-resposta, avaliação da exposição e caracterização do risco (ABERNATHY, 1994).

A identificação e quantificação dos riscos, em uma determinada área contaminada, subsidiará a definição dos objetivos a serem atingidos na remediação e das medidas corretivas a serem adotadas (CETESB, 2005).

Para realizar uma avaliação de risco é necessário possuir uma definição para o risco. O risco é considerado como a possibilidade de uma lesão, doença ou óbito resultante da exposição a um determinado agente (ABERNATHY, 1994).

A maioria das metodologias existentes de avaliação de risco a saúde humana em áreas contaminadas, seguem, em geral, a desenvolvida pela Agência de Proteção Ambiental Americana, a “United States Environmental Protection Agency” – USEPA, em 1989 (CETESB, 2005).

De uma forma sumarizada, é fundamental o conhecimento dos seguintes conceitos para o entendimento de um trabalho de avaliação de risco: (i) Coleta de dados; (ii) Identificação dos receptores; (iii) Avaliação da exposição; (iv) Vias de Exposição; (v) Mecanismos de transporte; (vi) Intrusão de vapores; (vii) Modelo conceitual e (viii) Compostos orgânicos voláteis. Estes conceitos são explorados de forma mais detalhada a seguir.

3.1.1 Coleta de Dados e Identificação de Compostos Químicos de Interesse (CQIs)

A coleta e avaliação de dados se iniciam na avaliação preliminar e se estendem na investigação ambiental confirmatória e na investigação ambiental detalhada, devendo propiciar a aquisição das informações relevantes sobre a área, para a execução da etapa de avaliação risco. A identificação dos contaminantes presentes, sua distribuição espacial, concentrações e dinâmica no meio físico serão indicadores no processo de avaliação de risco (CESTEB, 2005).

A coleta de amostras para quantificação das concentrações dos contaminantes deve ser conduzida de forma a mapear todos os meios de interesse. Logo, se amostras de solo superficial não forem coletadas, a quantificação da exposição associada a esse meio não poderá ser realizada. (CETESB, 2005).

Para a identificação dos Compostos Químicos de Interesse (CQIs) presentes nos meios investigados (por exemplo, solo e água subterrânea) são utilizados os dados analíticos obtidos durante prévios estudos ambientais realizados na área investigada.

De acordo com a *United States Environmental Protection Agency* (US. EPA, 1989) um Composto Químico de Interesse (CQI) é um composto ou substância química detectada no meio físico, que está relacionada à fonte primária ou secundária de contaminação, por exemplo, a matéria-prima ou produto final do processo produtivo ou de suporte operacional na área de estudo. Deve possuir perfil toxicológico e físico-químico suficientes para ser utilizado na quantificação do risco toxicológico e no estabelecimento de metas de remediação. Também devem ser considerados os compostos resultantes da decomposição ou degradação biológica dos contaminantes originais (CESTEB, 2005).

Para identificar uma substância química perigosa, devem ser pesquisados os dados de toxicidade do composto químico em questão sendo que esse produto deve produzir algum efeito adverso em seres humanos ou em animais experimentais (ABERNATHY, 1994).

Segundo a Agência de Substâncias Tóxicas e de Doenças *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* – (ATSDR) dos Estados Unidos, a seleção dos compostos de interesse inclui a determinação dos poluentes no local e fora deste, a concentração dos poluentes nos meios ambientais, os níveis de concentração basais, a qualidade dos dados tanto do processo de amostragem quanto das técnicas de análise, o cálculo de valores de comparação, o

inventário das emissões dos compostos tóxicos, a busca de informação toxicológica sobre os poluentes e a determinação dos poluentes de interesse.

3.1.2 Receptores

Segundo a US. EPA (1989), o receptor é definido como o organismo, comunidade, habitat sensível ou ecossistema que esteja exposto direta ou indiretamente a um ou mais compostos químicos associados a um evento de contaminação ambiental. No caso do risco toxicológico, o receptor será o indivíduo humano ou comunidade/grupo de indivíduos.

3.1.3 Avaliação da Exposição

Substâncias tóxicas, quando lançadas na biosfera, são distribuídas no meio ambiente (ar, água e solo) e, posteriormente, podem entrar no corpo humano através de inúmeras vias de exposição (YEH, 1990).

O principal objetivo da Avaliação da Exposição é estimar o tipo e a magnitude da exposição humana à compostos químicos de interesse presentes no meio físico (US. EPA, 1989). Os resultados quantitativos da Avaliação de Exposição são as doses de ingresso de um composto químico de interesse, calculadas para um determinado evento de exposição de um receptor.

Assim, uma das etapas da avaliação de risco a saúde humana é a quantificação de todas as vias de exposição (YEH, 1990).

Segundo a US. EPA (1989) a exposição é definida pelo contato de um organismo receptor com um agente físico ou químico (contaminante). A exposição é quantificada como o montante do contaminante na interface de contato com o organismo (pele, pulmões, intestino) e disponível para absorção.

A seguir estão apresentados alguns conceitos importantes para a avaliação da exposição:

- Evento de Exposição;
- Evento Direto de Exposição;
- Caminho de Exposição;
- Ponto de Exposição;

- Via de Exposição e;
- Ingresso.

Um Evento de Exposição (US. EPA, 1989) é caracterizado por um incidente ou ocorrência de exposição de um receptor a um agente físico ou químico. Um evento de exposição pode ser definido por tempo (horas, dias, anos) ou como um evento isolado (comer peixe contaminado por metal pesado).

Um Evento Direto de Exposição (US. EPA, 1991) é caracterizado pelo contato direto do receptor com o meio contaminado ou fonte de contaminação, a exemplo da ingestão de água contaminada. Já um Evento Indireto de Exposição (US. EPA, 1991) é quando o receptor não está diretamente em contato com o meio contaminado ou fonte de contaminação, a exemplo da inalação de vapores provenientes da água subterrânea contaminada.

O Caminho de Exposição (US. EPA, 1989) é o percurso realizado pelo composto químico, da fonte ao receptor. Uma via de exposição descreve um único mecanismo pelo qual um indivíduo ou população está exposto a um agente químico. Cada caminho inclui uma fonte de contaminação, uma rota de exposição e um ponto de exposição. Se o ponto de exposição difere do ponto de localização da fonte, o meio físico de transporte do contaminante deve ser considerado para a realização da avaliação de risco.

O Ponto de Exposição (EPA, 1989) é a localização do ponto de contato entre o receptor (organismo ou população exposta) e o composto químico; a Via de Exposição (EPA, 1989), o modo como um composto químico entra em contato com o organismo exposto (ingestão, contato dérmico, inalação); e o Ingresso (EPA, 1991), a medida da exposição expressa como a massa de uma substância em contato com a interface do organismo exposto, definida em unidade pelo peso corporal por unidade de tempo. Exemplo: mg.kg-1.dia-1 de Naftaleno.

3.1.4 Vias de Exposição

Segundo o Manual de Orientação da Avaliação da Saúde Pública, elaborado pela *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)*, o objetivo da avaliação das vias de exposição é identificar situações de exposição específicas prováveis da área contaminada e responder as seguintes perguntas: Existe algum potencial receptor exposto à contaminação ambiental? Em que condições ocorrem esta exposição?

A Figura 1, abaixo, ilustra algumas vias de exposição: ingestão de alimentos contaminados, contato direto com a fonte de contaminação e inalação de gases.

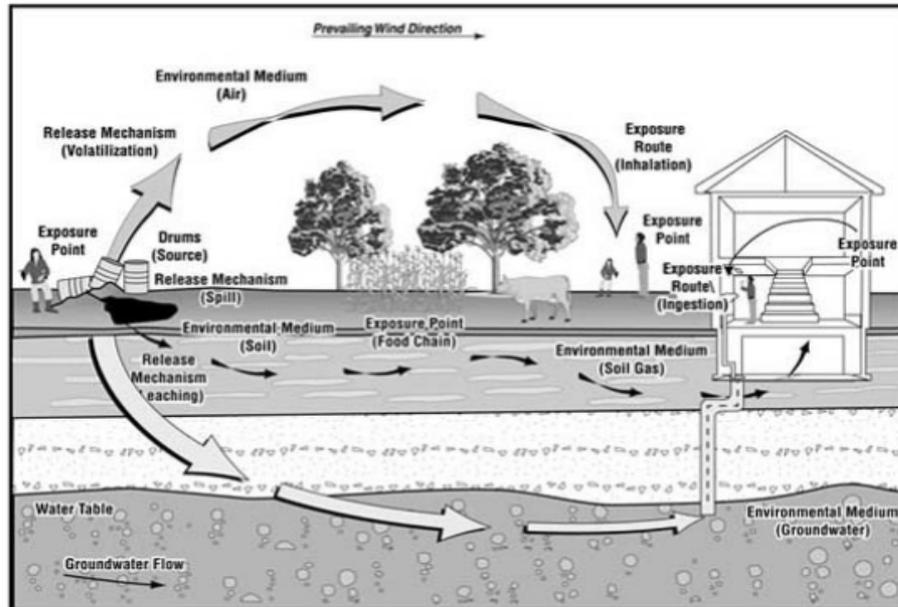


Figura 1: Vias de Exposição

Fonte: *Public Health Assessment Guidance Manual* (ATSDR), (2005).

Segundo a CETESB (2005), nesta etapa são definidas todas as vias pelas quais cada população identificada pode ser exposta. Uma via de exposição deve descrever o curso de um composto químico de interesse partindo da fonte até chegar ao ponto de exposição para uma determinada via de ingresso.

Dessa forma, a rota de exposição é composta pelos seguintes elementos: fonte ou meio de contaminação e mecanismos de transporte, ponto de exposição, via de ingresso e população receptora. O fluxograma genérico abaixo, ilustrado pela Figura 2 exemplifica uma rota de exposição completa:

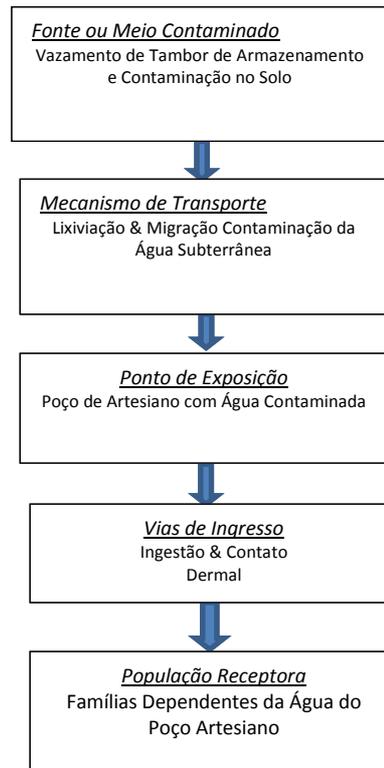


Figura 2: Fluxograma de uma rota de exposição completa
Fonte: Autor, (2013).

As rotas de exposição podem ser categorizadas como reais ou hipotéticas. Cada rota real ou hipotética representa uma condição de exposição presente e/ou futura e qualquer CQI associado com as rotas, sejam reais ou hipotéticas, requererá uma avaliação posterior (CETESB, 2001).

Uma rota de exposição real é aquela em que todos os elementos acima citados estão presentes e, portanto, ligam o contaminante com a população receptora. Em todos os casos em que a rota seja completa, a população será considerada exposta. Existe uma rota de exposição hipotética quando não é possível se caracterizar um ou mais componentes de uma rota de exposição.

3.1.5 Mecanismos de Transporte de Contaminantes

Os mecanismos de transporte indicam como cada contaminante considerado de interesse, devido às suas características físicas e químicas, e às condições ambientais existentes no local de risco, podem migrar desde as fontes de emissão e poluir os compartimentos ambientais e, por último, atingir o homem (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004).

Segundo a CETESB (2005), em projetos de avaliação de risco deve-se considerar todo meio contaminado, pelo qual um contaminante pode ser transportado até um ponto de exposição e um indivíduo ou população poderá ser exposto (solo, água subterrânea, água superficial e ar) e todo meio não contaminado que pode vir a ser contaminado e servir como meio de transporte de contaminantes.

O caminho de transporte dos contaminantes entre a fonte de contaminação e o ponto de exposição pode ocorrer de duas formas distintas: intra meios (quando o transporte ocorre em um único meio) e entre meios (quando o transporte ocorre em meios distintos, por exemplo, solo e água subterrânea ou solo e ar).

As Figuras 3 e 4, a seguir, apresentam alguns mecanismos de transporte intra e entre meios.

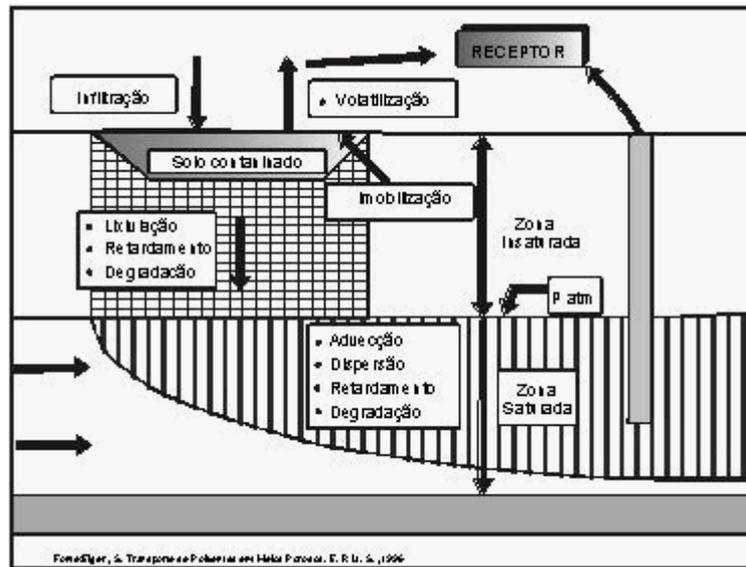


Figura 3: Principais mecanismos de atenuação e transporte de contaminantes no solo e água subterrânea
 Fonte: CETESB, 2013.

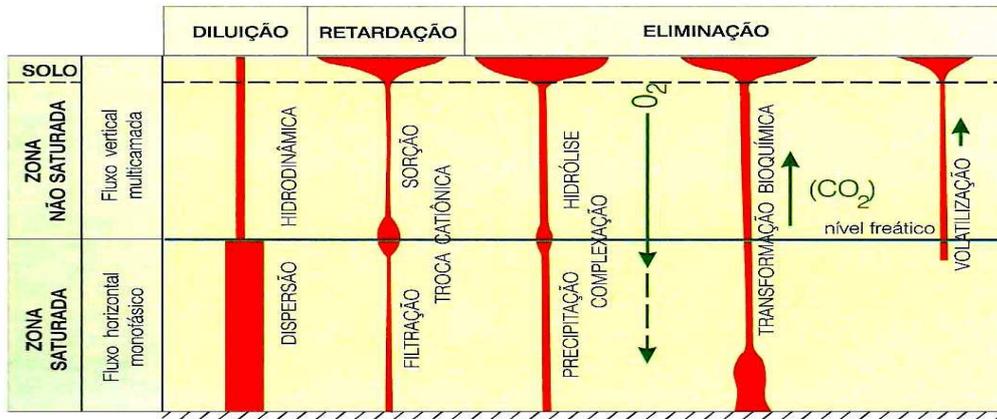


Figura 4: Principais mecanismos de atenuação e transporte de contaminantes no solo e água subterrânea
 Fonte: Feitosa et al., (2008).

Nesta seção estão apresentados os principais mecanismos físicos de transporte intra e entre meios:

- Advecção;
- Transporte por Gradiente de Concentração ou Difusão Molecular;
- Transporte por Mistura Mecânica ou Dispersão e,
- Dispersão Hidrodinâmica.

Adveccão:

A adveccão é o mecanismo de transporte ocasionado pelo fluxo de água, uma vez que com o deslocamento da água, os contaminantes (solutos) presentes na mesma se movem na direção das linhas de fluxo com uma velocidade que, em princípio, é igual à velocidade média linear da água e sem alterar sua concentração na solução. A Eq. 1 é a equação diferencial do transporte por adveccão:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - V_X \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{Eq. 1})$$

Em que: C = concentração de soluto [M/L^3]; V_X = velocidade linear média ou velocidade de percolação intersticial [L/T]. A velocidade média do fluxo encontra-se na Eq. 2:

$$V_X = \frac{k}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad (\text{Eq. 2})$$

Em que: k = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica do solo [L/T]; n_e = porosidade efetiva do solo (adimensional); dh/dl = gradiente hidráulico (adimensional). O coeficiente de permeabilidade do solo pode ser obtido experimentalmente por meio de ensaios em permeômetros de carga constante (solos granulares) e permeômetros de carga variável (solos finos), sendo calculado a partir da lei de Darcy, Eq. 3:

$$v = k \frac{dh}{dl} \quad (\text{Eq. 3})$$

Em que: v = velocidade superficial de percolação [L/T].

Transporte por Gradiente de Concentração ou Difusão Molecular:

Devido ao gradiente de concentração existente em um fluido, ocorre o transporte de contaminantes por difusão molecular ou simplesmente difusão, ou seja, o soluto dissolvido em água desloca-se de uma área de maior concentração para uma área de menor concentração, visando equalizar a concentração em toda a massa de fluido. Este fenômeno ocorre independente da velocidade do fluido, mas é acentuado pela turbulência resultante dos mecanismos de mistura mecânica (ELBACHÁ, 1989). A difusão do soluto é proporcional ao gradiente de concentração, a qual pode ser expressa pela primeira Lei de Fick, Eq. 4:

$$F = - D_d \frac{dC}{dx} \quad (\text{Eq. 4})$$

Em que: F = fluxo de massa de soluto por unidade de área por unidade de tempo; D_d = coeficiente de difusão [L^2/T]; dC/dx = gradiente de concentração [$M/L^3/L$]. O sinal negativo indica que o movimento ocorre das áreas de grande concentração para aquelas de menor concentração. Os valores de D_d podem variar de 1×10^{-9} a 2×10^{-9} m^2/s a $25^\circ C$. Esses valores não variam muito com a concentração, mas dependem da temperatura, podendo reduzir-se em 50 % para uma variação de $5^\circ C$ (ROBINSON; STOKES, 1965). Para sistemas onde a concentração varia com o tempo, aplica-se a segunda Lei de Fick, que é descrita pela Eq. 5 (FREEZE; CHERRY, 1979; FETTER, 1993).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (\text{Eq. 5})$$

Em um solo, especialmente de granulometria fina, a difusão é consideravelmente menor do que em uma solução livre. Isso se deve a tortuosidade das trajetórias de fluxo, pequeno volume de fluido para o fluxo e retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas (MITCHELL, 1991). Sendo assim, deve-se usar um coeficiente de difusão efetiva, D^* , dado pela Eq. 6:

$$D^* = \omega D_d \quad (\text{Eq.6})$$

Em que: ω = coeficiente de tortuosidade (BEAR, 1972) (adimensional). Os valores de ω são sempre menores que 1 e podem ser determinados por meio de ensaios de laboratório.

Transporte por Mistura Mecânica ou Dispersão:

A mistura mecânica é decorrente da dispersão em canais individuais, do desenvolvimento de velocidades médias diferentes em canais diferentes, que ocorrem em função da variação das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo e do desvio da trajetória das partículas, em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais (BEAR, 1972). A dispersão que ocorre na direção do fluxo é chamada dispersão longitudinal e a que ocorre na direção perpendicular ao fluxo é chamada dispersão transversal. Assumindo que a dispersão pode ser descrita pela Lei de Fick para difusão (Equações 4 e 5) e que a quantidade de mistura mecânica é função da velocidade linear média, pode-se introduzir um coeficiente de dispersão mecânica (αV), conforme apresentado nas Eq. 7.1 e 7.2:

$$\text{Coeficiente de dispersão mecânica longitudinal} = \alpha_L V_X \quad (\text{Eq.7.1})$$

$$\text{Coeficiente de dispersão mecânica transversal} = \alpha_T V_X \quad (\text{Eq.7.2})$$

Em que: α_L = coeficiente de dispersividade longitudinal [L]; α_T = coeficiente de dispersividade transversal [L].

Dispersão Hidrodinâmica:

O processo de difusão molecular não pode ser separado da dispersão mecânica no fluxo de água pelo solo. Esses dois processos são combinados para definir um parâmetro chamado coeficiente de dispersão hidrodinâmica, D , o qual é representado pelas Eq. 8.1 e 8.2:

$$D_L = \alpha_L V_X + D^* \quad (\text{Eq. 8.1})$$

$$D_T = \alpha_T V_X + D^* \quad (\text{Eq. 8.2})$$

Em que: D_L = coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal [L^2/T]; D_T = coeficiente de dispersão hidrodinâmica transversal [L^2/T]. Algumas experiências foram realizadas por Perkins e Johnston (1963) com o intuito de se conhecer melhor a influência relativa de cada uma das parcelas na dispersão hidrodinâmica, apresentando-a pelo número de Peclet, Pe , definido pela Eq. 9:

$$Pe = \frac{dV_X}{D^*} \quad (\text{Eq. 9})$$

Em que: d = dimensão característica do grão, que depende da distribuição granulométrica [L].

Cabe ressaltar que existem também diversos processos químicos que podem ocorrer dependendo do tipo de solo e da solução contaminada. Geralmente essas reações causam um retardamento do fenômeno de transporte de poluentes em solos. As reações de adsorção-dessorção e precipitação-dissolução podem causar uma transferência real de poluente da fase líquida para a fase sólida. Os outros processos, tais como óxido-redução, complexação e quelação, podem atuar de duas formas: seja afetando a disponibilidade dos poluentes para os processos de transferência ou alterando a forma do poluente, aumentando ou diminuindo seus efeitos de contaminação. As atividades biológicas também podem atuar tanto nos processos de transferência quanto nos processo de óxido-redução. Em geral, transferências para a fase sólida não são permanentes e alterações do ambiente químico do solo podem resultar num aumento da mobilidade de poluentes transferidos para a fase sólida (NOBRE, 1987).

Também são descritas algumas propriedades físico-químicas que influem no destino e transporte dos compostos através das interfaces e dos meios ambientais:

- Solubilidade em água;
- Pressão de vapor;
- Constante da Lei de Henry;
- Coeficiente de partição de carbono orgânico (K_{oc});
- Coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}) e
- Velocidade de transformação e degradação.

Solubilidade em Água:

Refere-se à máxima concentração de um composto químico que se dissolve numa quantidade definida de água pura e em geral situam-se numa faixa de 1 a 100.000 mg/L. A solubilidade é muito importante quando se chega ao momento de entender a possibilidade do contaminante migrar em um meio ambiental. Condições ambientais como a temperatura e o pH, podem influir na solubilidade química. Os agentes químicos muito solúveis em água se adsorvem com baixa afinidade aos solos e, por isso, são rapidamente transportados desde o solo contaminado até os corpos de água superficial e subterrânea. A solubilidade também

afeta a volatilidade desde a água. Por exemplo, os compostos químicos muito solúveis em água tendem a ser menos voláteis e também facilmente biodegradáveis (ATSDR, 1992).

Pressão de Vapor:

É uma medida da volatilidade de um agente químico em estado puro e é um determinante importante da velocidade de volatilização ao ar desde solos ou corpos de água superficiais contaminados. Em geral, os agentes químicos com pressões de vapor relativamente baixa e uma alta afinidade por solos ou água têm menores probabilidades de evaporar-se e chegar ao ar, que os compostos químicos com uma pressão de vapor alta e com menor afinidade por solo ou água. Compostos com pressão de vapor $<10^{-8}$ mmHg estarão primariamente associados ao material particulado, enquanto que aqueles com pressão de vapor $>10^{-4}$ mmHg se encontrarão na fase vapor. Compostos com pressão de vapor entre estes dois valores poderão se apresentar nas duas fases (EISENREICH et al., 1981).

Constante da Lei de Henry (H):

Segundo a US. EPA (1996) o fluxo de gases em meio líquido é dado por uma reação de primeira ordem, denominada de Lei de Henry, dada pela Eq. 10.

$$CLH = \frac{P_v M}{S} \quad (\text{Eq. 10})$$

Em que CLH é a constante da Lei de Henry (atm-m³/mol); P_v é a pressão de vapor (atm); M é o peso molecular (g/mol) e S é a solubilidade (mg/L ou g/m³).

Esta constante leva em conta o peso molecular, a solubilidade a pressão de vapor, e indica o grau de volatilidade de um composto químico em uma solução. Quando o contaminante químico tem uma alta solubilidade na água com relação a sua pressão de vapor, o composto se dissolverá principalmente em água. Quando a pressão de vapor é relativamente alta com relação a sua solubilidade em água, a constante da Lei de Henry também é alta e o químico se evaporará preferencialmente ao ar (ATSDR, 1992).

A Tabela 1 apresenta as faixas de volatilidade em função do valor da Constante da Lei de Henry encontrada para cada composto.

Tabela 1 - Volatilidade X Constante da Lei de Henry

Volatilidade	Faixa de valor (atm m³/mol)
Não volátil	Menor que 3×10^{-7}
Baixa volatilidade	3×10^{-7} a 1×10^{-5}
Volatilidade moderada	1×10^{-5} a 1×10^{-3}
Alta volatilidade	Maior que 1×10^{-3}

Fonte: ATSDR, (1992).

Coefficiente de Partição de Carbono Orgânico (Koc):

Também conhecido como coeficiente de partição solo/água ou coeficiente de adsorção, é uma medida da tendência de um composto orgânico para ser adsorvido por solos ou sedimentos. O Koc é específico para cada composto químico e é sumamente independente das propriedades do solo. Os valores de Koc vão de 1 a 10.000.000. Um Koc alto indica que o químico orgânico se fixa com firmeza à matéria orgânica do solo resultando em que pouca quantidade de compostos se move às águas superficiais ou aos aquíferos. Um valor baixo de Koc sugere a possibilidade de que o composto químico se mova aos corpos hídricos (ATSDR, 1992). A Tabela 2 apresenta os intervalos de valores do Coeficiente de Partição de Carbono Orgânico (Koc) e as respectivas características de adsorção do composto aos solos.

Tabela 2 - Coeficiente de Partição de Carbono Orgânico X Adsorção ao solo

Valores do coeficiente K_{oc}	Adsorção ao solo
Menor que 10	Muito fraca
10 a 100	Débil
100 a 1000	Moderada
1000 a 10.000	De moderada a forte
10.000 a 100.000	Forte
Maior que 100.000	Muito forte

Fonte: ATSDR (1992)

Através da multiplicação do K_{oc} pelo foc (fração orgânica de carbono do solo), podemos obter o valor K_d (fator de retardo) que é um indicador de adsorção, utilizado no cálculo de retardo e velocidade de propagação de contaminantes no solo.

Coefficiente de Partição Octanol/Água (K_{ow}):

Este coeficiente prediz o potencial do agente químico para acumular-se na gordura animal, medindo sua distribuição ao equilíbrio, entre octanol e água. Os organismos tendem a acumular compostos com valores altos de K_{ow} nas porções lipídicas de seus tecidos. Por isso, uma forma de estimar o potencial de bioconcentração de uma substância é medir o quanto lipofílica ela é. Por ser difícil medir diretamente a lipofilicidade, o coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}) é regulamente usado para prever a tendência de uma substância para distribuir-se entre o octanol (um representante das gorduras) e a água. O valor de K_{ow} está relacionado de maneira direta com a tendência a bioconcentrar-se na biota e está inversamente relacionado com a solubilidade em água.

Os agentes químicos com valores altos de K_{ow} tendem a acumular-se em solos, sedimentos e biota. Por exemplo, compostos lipofílicos como a dioxina, DDT e bifenilos policlorados (PCBs), são substâncias químicas solúveis em matéria lipofílica. Esta classe de compostos tende a acumular-se na biota, se adsorvem fortemente ao solo, ao sedimento e à matéria orgânica; e se transferem aos humanos através da cadeia alimentícia. Por outro lado, compostos químicos com baixos K_{ow} tendem a distribuir-se na água e no ar. Exemplo deles são os compostos orgânicos voláteis, tais como o tricloroetileno e o tetracloroetileno. Estes compostos se distribuem com amplitude no ar e a via de exposição através da cadeia alimentar é de menor importância que outras vias, tais como a inalação (ATSDR, 1992).

Valores de K_{ow} , indicando o comportamento dos contaminantes é apresentado a seguir, conforme Oliveira (1992):

- $K_{ow} > 10^4$ ou $\log K_{ow} > 4$ indicando que o composto é denominado hidrofóbico e,
- $K_{ow} < 10$ ou $\log K_{ow} < 1$ indicando que o composto é denominado hidrofílico.

Compostos hidrofóbicos se adsorvem ao carbono orgânico do solo, portanto quanto maior a fração de carbono orgânico do solo, maior a quantidade de massa do contaminante que se transfere para a fase sólida (OLIVEIRA, 1992).

Velocidade de Transformação e de Degradação:

Este fator leva em consideração as mudanças físicas, químicas e biológicas de um contaminante através do tempo. A transformação química é influenciada pela hidrólise,

oxidação, fotólise e degradação microbiana. Uma transformação chave para contaminantes orgânicos é a fotólise aquosa, isto é, a alteração de uma espécie química pela absorção da luz. A biodegradação, isto é, a ruptura de compostos orgânicos, é um processo muito importante nos solos. A velocidade de biodegradação está relacionada ao conteúdo de matéria orgânica do solo. É difícil calcular com precisão as velocidades de transformação química e degradação. Sua aplicação também é difícil, já que tudo isto depende de variáveis físicas e biológicas específicas do local de estudo (ATSDR, 1992).

3.1.6 Intrusão de Vapores

Intrusão de vapores é a migração de substâncias químicas (presentes no subsolo ou água subterrânea) para estruturas sobrejacentes. Como explicado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US. EPA), os produtos químicos voláteis (isto é, aqueles que possuem tendência em se dispersar na forma de vapor ou fumaça) presentes em solos ou águas subterrâneas contaminadas podem emitir vapores que migram através do solo para o ar de ambientes internos (ROLPH et al., 2012). Os vapores químicos, por exemplo, migram através dos compartimentos ambientais podendo ficar aprisionados abaixo dos pisos de concreto ou encontrar caminhos através de fissuras na construção de fundações atingindo edificações sobrejacentes, os produtos químicos volatilizados podem ser inalados pelos seres humanos. Assim, a intrusão de vapor, descreve um dos vários caminhos através dos quais os seres humanos podem ser expostos às substâncias presentes nos solos e/ou águas subterrâneas (US. EPA, 2002).

Em casos extremos, os vapores poderão se acumular em níveis, os quais podem representar riscos para a segurança em curto prazo (por exemplo, explosão), efeitos agudos, ou problemas estéticos (por exemplo, odores). Entretanto, normalmente, os níveis de concentração de químicos voláteis são baixos ou, dependendo das condições específicas do local, os vapores podem não estar presentes em concentrações detectáveis. Em residências com baixas concentrações, a principal preocupação é se os produtos químicos podem representar um risco inaceitável de efeitos crônicos de saúde devido à exposição prolongada a estes níveis baixos (US. EPA, 2002).

A via de exposição por inalação de intrusão de vapor difere de outras vias em diversos aspectos. Em primeiro lugar, existe pouca experiência em casos de avaliação risco de intrusão de vapor se comparada com avaliação de risco para outras vias de exposição (por exemplo, a

ingestão de água subterrânea e exposição direta em solos contaminados). Consequentemente, as principais questões e desafios técnicos não são totalmente compreendidos. Em segundo lugar, as opções de mitigação são tipicamente diferentes. Por exemplo, onde existe contaminação de água subterrânea utilizada para consumo humano, a pluma de contaminação pode vir a ser remediada (reduzindo as concentrações de contaminantes), a população afetada poderá beber água mineral ou podem ser utilizadas outras formas de abastecimento, ligados a outras fontes de água potável. No caso de intrusão significativa de vapor, a ventilação é provavelmente a abordagem mais adequada. Em terceiro lugar, avaliar a via de intrusão de vapor pode ser mais complexo do que avaliar outros caminhos de exposição, pois geralmente envolve o uso de medidas indiretas e modelagem (por exemplo, usando dados das águas subterrâneas ou solo) para avaliar o potencial risco de inalação em ambientes internos. Em quarto lugar, é que os resultados de amostragem do ar interior podem ser enganosos, devido à dificuldade ou impossibilidade de eliminar devidamente as contribuições das fontes de “fundo”. Fontes de “fundo” são aquelas relacionadas ao manuseio de produtos que podem liberar compostos orgânicos voláteis (solventes, combustíveis, etc.) (US. EPA, 2002).

Se vapores contaminantes não atingirem as edificações, a via de exposição a partir da fonte de contaminação até o receptor não é considerada completa e, nessas circunstâncias, a pessoa não pode ser considerada em risco por exposição ao ar interior, devido à intrusão de vapor. Em outras situações, os vapores podem entrar nas edificações, mas estarem presentes em níveis tão baixos que o risco é considerado insignificante. No entanto, em alguns casos, os vapores podem infiltrar-se em um edifício e se acumular em níveis que podem representar um risco inaceitável para a saúde humana (US. EPA, 2002).

Um alto valor para a constante da Lei de Henry de um contaminante poderia sugerir que a inalação seria a via de exposição a ser considerada em uma avaliação de risco à saúde humana (ATSDR, 1992).

É recomendado considerar a possibilidade de exposição por esta via, se existir ou suspeitar da presença em solo e/ou água subterrânea de químicos voláteis (Constante da Lei de Henry $> 10^{-5}$ atm m³/mol) na área sob investigação, como segue:

- Localizados a aproximadamente 33 metros ou menos de profundidade ou,
- Localizados próximos a prédios existentes ou futuras construções.

A Figura 5, a seguir, apresenta uma ilustração da via de exposição associada a intrusão de vapores de vapores.

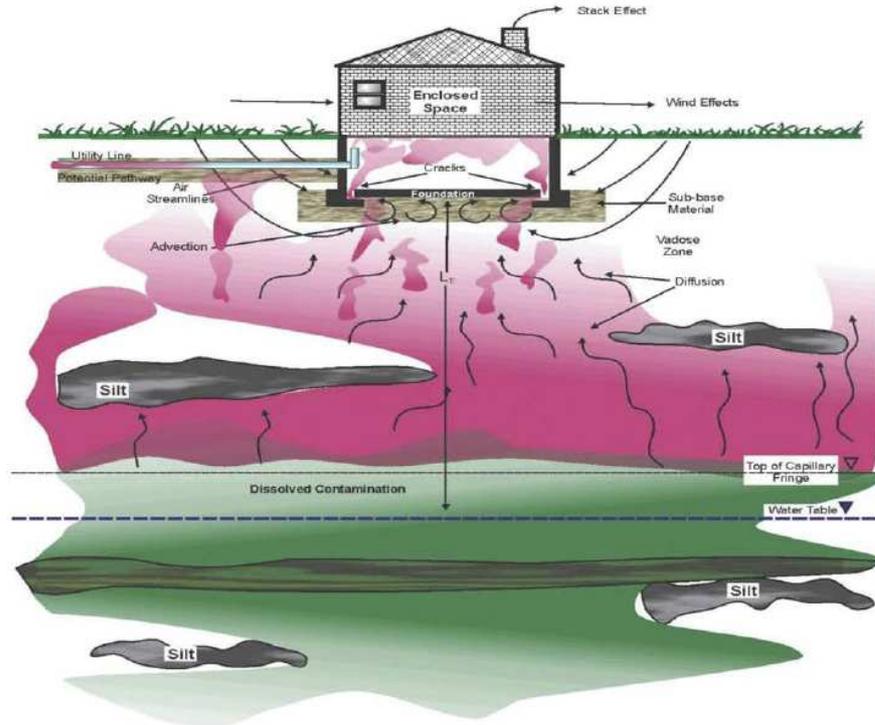


Figura 5: Ilustração da via de exposição por intrusão de vapor
 Fonte: US. EPA, (2002). *Subsurface Vapor Intrusion Guidance*.

A Figura 6 apresenta o principal mecanismos de transporte relacionado a volatilização de produtos químicos, a difusão. A difusão já foi tratada anteriormente neste estudo, na seção 3.1.5.

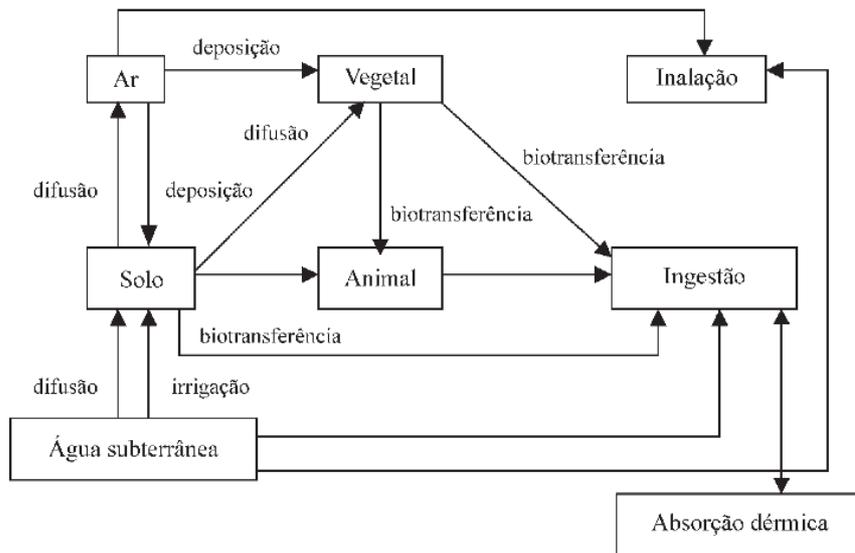


Figura 6: Processos de transferência e vias de contaminação
 Fonte: Salgado et al., (2004).

3.1.7 Modelo Conceitual de Exposição

Um Modelo Conceitual de Exposição (MCE) é uma versão simplificada (imagem/descrição) de um sistema complexo real. O MCE não é um modelo computacional ou matemático, mas pode servir como base para tais modelos, se bem detalhado. O objetivo para o desenvolvimento de um MCE é gerar uma imagem com base em dados confiáveis disponíveis descrevendo as fontes de contaminação, os mecanismos de liberação e transporte, os possíveis caminhos no subsolo, os compartimentos contaminados, os potenciais receptores e as características hidrogeológicas locais (US. EPA, 2002).

3.1.8 Compostos Orgânicos Voláteis

Dentre uma gama de compostos químicos que podem contaminar os meios ambientais, nesta seção serão apresentadas as informações relevantes à execução de uma avaliação de risco à saúde humana para compostos orgânicos voláteis, que são os compostos compreendidos pelo objetivo deste trabalho.

Os compostos orgânicos voláteis (VOCs) constituem um grupo de compostos químicos que vaporizam facilmente ao entrar em contato com a atmosfera, em condições normais de temperatura e pressão. Devido sua volatilidade a baixas temperaturas e à sua capacidade de rápida dissolução em solventes não polares, estes compostos têm sido extensivamente utilizados para uma variedade de processos industriais, incluindo desengraxe de superfícies metálicas, limpeza têxtil, etc. (FAN et al., 2008). Aplicações importantes para solventes clorados são em instalações de tratamento de superfície (limpeza de metal, como desengraxante, limpeza de películas), instalações de limpeza a seco e impermeabilização de tecidos, assim como instalações de extração, na indústria farmacêutica e em refinarias (por exemplo, a desparafinização). Outras aplicações são o uso em decapantes, em colas e no processamento de plásticos, e, em escala menor, em aerossóis ou sistemas de esmaltação industriais (JAFFÉ, 2008).

No entanto, o armazenamento inadequado, a decantação e a aplicação durante processos produtivos podem causar sérios problemas ambientais (LIANG; LIÃO, 2007). Compostos orgânicos voláteis têm sido frequentemente encontrados em resíduos industriais e urbanos (EDIL, 2003). Assim, tratamentos e descartes inadequados destes resíduos industriais têm sido associados a vazamentos e emissões destes compostos que são potencialmente

prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente (MALHERBE; MANDIN, 2007; GUO et al., 2004, apud FAN et al., 2008).

No passado, ocorriam fortes contaminações do solo e de águas subterrâneas devido à falta de conhecimentos sobre possíveis efeitos de um manuseio incorreto. Nos anos 70 acreditava-se que, no caso de vazamentos de recipientes e tubulações, os solventes clorados evaporariam e não entrariam no solo. Os possíveis efeitos dos solventes clorados para a água subterrânea só foram reconhecidos cinco décadas após o início de sua produção (JAFFÉ, 2008).

3.1.8.1 Propriedades Físico-Químicas

Os solventes clorados, em seu estado puro, são líquidos incolores como a água. São mais pesados pouco miscíveis com esta, formando misturas azeotrópicas com um ponto de ebulição mais baixo. Os solventes clorados apresentam, às vezes, um odor característico, levemente adocicado.

Solventes clorados podem dissolver muitas substâncias orgânicas, entre outros: óleos, graxas, resinas, esmaltes, betume, alcatrão, borracha e diversos materiais sintéticos.

A maioria dos solventes clorados é quimicamente instável. Assim, eles já começam a se decompor a temperatura ambiente, liberando principalmente cloreto de hidrogênio. A decomposição muitas vezes é acelerada sob a influência de metais e sais metálicos.

A seguir serão apresentadas as características dos compostos orgânicos voláteis relevantes para o presente estudo:

- Percloroetileno ou Tetracloroetileno (PCE);
- Tricloroetileno (TCE);
- Dicloroeteno (DCE); e
- Cloreto de Vinila (CV).

3.1.8.2 Tetracloroetileno

As utilizações mais amplas de percloroetileno dão-se nos processos de lavagem a seco, desengraxamento de metais e como intermediário químico (ACGIH, 1996; ECSA, 2001).

Na limpeza a seco, o percloroetileno é o principal substituto para os solventes 1,1,1-tricloroetano e R113, que são controlados pelo Protocolo de Montreal. A utilização de equipamentos mais eficientes de limpeza a seco e a crescente reciclagem têm reduzido o consumo de tetracloroetileno. Estima-se que, em 1994, cerca de 60 mil toneladas de percloroetileno tenham sido utilizadas em cerca de 60 mil lojas/serviços de limpeza a seco (ECSA 2003).

Na síntese química, o seu uso tem continuamente declinado. Antes do Protocolo de Montreal era empregado na produção de solventes e refrigerantes como o R113, R114 e o R115. Atualmente, é usado como material puro na produção de substitutos do CFC (clorofluorcarbono), dos HFCs e dos HCFCs.

Em pequenas quantidades, o percloroetileno é usado na produção de removedores de tintas, tintas de impressão, fluidos especiais de limpeza, carregadores e lubrificantes de silicone (ECSA, 2003).

O tetracloroetileno é amplamente distribuído no ambiente, liberado via emissões industriais, nos edifícios e em produtos consumidos.

Devido à elevada volatilidade, libera-se, principalmente, na atmosfera, após estar presente em resíduos líquidos e sólidos. O tempo de residência na superfície do ambiente não é maior que poucos dias. A permanência por muitos meses pode ser detectada em águas subterrâneas e na atmosfera (ATSDR, 1997). A ATSDR (1996) documentou ter o tetracloroetileno sido encontrados em, pelo menos, 771 dos 1430 sítios perigosos da USEPA-NLP (*United States Environmental Protection Agency – National List Priority*).

Foi estimado que a liberação de tetracloroetileno na atmosfera, através da manufatura e indústrias processadoras, alcançou cerca de cinco mil toneladas nos Estados Unidos, em 1993 (TRI93, 1995).

Em águas naturais, a biodegradação pode ser o processo mais importante de transformação do tetracloroetileno. Utilizando microorganismos adaptados ao tetracloroetileno, estudos evidenciaram rápida biodegradação (PARSONS et al., 1984; 1985; TABAK et al., 1981). Os produtos de degradação incluem o tricloroetileno e pequenas quantidades de *cis* e *trans*-1,2-dicloroeteno (PARSONS et al., 1984; 1985). Segundo Freedman e Gossett (1989), o tetracloroetileno pode ser completamente degradado a etileno por microorganismos, tendo os experimentos indicado que a transformação pode ocorrer sob condições metanogênicas. A Figura 7, a seguir, indica a cadeia de degradação do tetracloroetileno.

Há evidências de que uma lenta biodegradação do tetracloroetileno ocorre sob condições anaeróbicas com microorganismos aclimatados (BOUWER; McCARTY, 1984), sugerindo uma lenta biodegradação em águas subterrâneas.

No solo, a biodegradação parece ocorrer em condições específicas, e somente em grau limitado (ATSDR, 1997c).

O tetracloroetileno, conforme evidenciado por Schwarzenbach et al. (1983), rapidamente foi lixiviado às águas subterrâneas, nas proximidades de uma planta de tratamento de resíduos na Suíça.

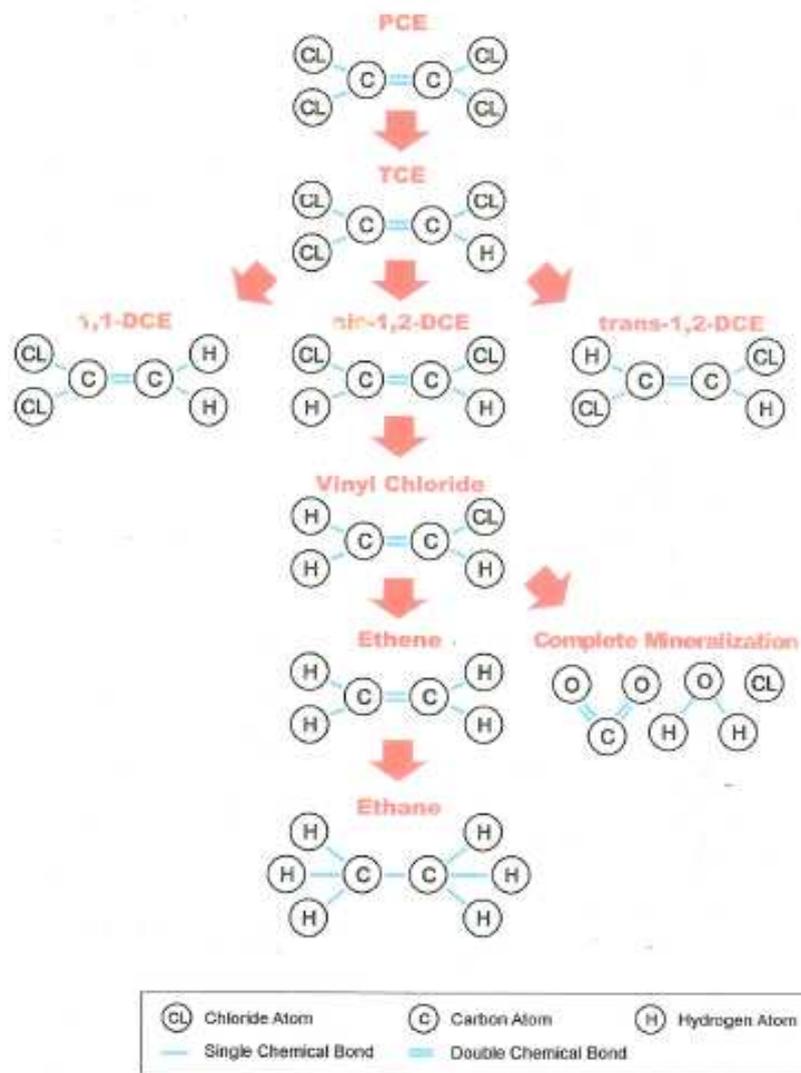


Figura 7: Desalogenação reductiva de compostos eteno clorados

Fonte: *Environmental Resources Management*, (2007).

A ingestão de água e a inalação de ar contaminados são as mais importantes vias de exposição ao tetracloroetileno pela população em geral (ATSDR, 1997).

Observações de Wallace et al. (1986) sugeriram que o ar de ambientes fechados era a fonte mais significativa de exposição ao tetracloroetileno que o ar exterior, mesmo nas proximidades de locais onde existiam fontes fixas de poluição química (SALGADO, 2004).

A absorção pulmonar do tetracloroetileno é dependente da taxa de ventilação, da duração da exposição e, nas baixas concentrações, da proporção do tetracloroetileno no ar inspirado (ATSDR, 1997).

Resultados de pesquisas confirmaram que as concentrações de tetracloroetileno, no ar exalado de indivíduos, correlacionavam-se com as concentrações do solvente no ar (WALLACE et al., 1986; HARTWELL et al., 1997). Ou seja, indivíduos expostos à inalação de tetracloroetileno serviam como fonte de exposição aos seus familiares.

As crianças podem, além de serem expostas ao tetracloroetileno pelo ar contaminado, sê-lo também, pela ingestão de leite materno (BAGNELL; ELLENBERGER, 1997 apud SALGADO, 2004).

3.1.8.3 Tricloroetileno

Os principais usos de tricloroetileno são: desengraxante de metais; intermediário químico (cloreto de polivinila, produtos farmacêuticos, substâncias alifáticas policloradas); retardante químico de chama e inseticidas; utilizações menores, como, por exemplo, solvente de extração (graxas, óleos, gorduras, ceras e alcatrão); na indústria têxtil (lavagem de algodão, lã e outros tecidos); como solvente ou em misturas (adesivos, lubrificantes, tintas, vernizes, pesticidas e limpeza de metais frios) (ATSDR, 1997; ECSA, 2001).

As operações de desengraxamento representam as principais fontes de exposição de tricloroetileno, liberando solvente na atmosfera, onde a sua meia vida é estimada em aproximadamente sete dias.

As deposições deste composto em águas superficiais e solos permitem a volatilização parcial do composto e a significativa percolação às regiões do subsolo. No subsolo é lentamente degradado e pode ser relativamente persistente (ATSDR, 1997).

Nas áreas industrializadas, os níveis atmosféricos podem ser mais elevados que nas áreas rurais e remotas. Os trabalhadores de indústrias que realizam operações de desengraxamento são expostos aos níveis mais elevados, podendo variar de 1 a 100 ppm (ATSDR, 1997).

O valor da constante da Lei de Henry de $2,0 \times 10^{-2} \text{ atm.m}^3.\text{mol}^{-1}$ a 20°C sugere que a partição do tricloroetileno à atmosfera, a partir da água, é rápida (CHODOLA et al., 1989 apud SALGADO, 2004). Apesar de a volatilização ser rápida, as taxas desta dependem da temperatura, do movimento e da profundidade da água, associados ao movimento do ar e a outros fatores. A volatilização deste composto no solo é mais lenta ao se comparar com a água, sendo, porém mais rápida que para outros compostos orgânicos voláteis (PARK et al., 1988, apud SALGADO, 2004).

A mobilidade do tricloroetileno no solo foi demonstrada ao se estudar a infiltração das águas de rio para águas subterrâneas, verificando-se que o tricloroetileno é rapidamente lixiviado em águas subterrâneas, na proximidade de estações de tratamento de esgoto, na Suíça (SCHWARZEMBACH et al., 1983, apud SALGADO, 2004). A previsão exata do transporte de tricloroetileno às águas subterrâneas é complicada pelo efeito da sorção de sólidos orgânicos e inorgânicos (DOUST; HUANG, 1992, apud SALGADO, 2004).

Segundo a ATSDR (1997), a maior parte do tricloroetileno presente na superfície do solo volatiliza-se na atmosfera ou é lixiviada nas águas subterrâneas. Em razão do tricloroetileno ser uma fase líquida densa não aquosa, ele pode mover-se através da zona não saturada à saturada, onde poderá substituir os poros de água do solo (WERSHAW et al., 1994, apud SALGADO, 2004).

No caso de solo e águas subterrâneas poluídas, a biotransformação é o principal processo de degradação do tricloroetileno. Tanto no solo como na água, os estudos indicaram que a desalogenação redutora por microorganismos foi o processo que se destacou (MIDDLE et al., 1988; WILSON et al., 1986; FERGUSON; PIETARI, 2000, apud SALGADO, 2004). A degradação por processo anaeróbico, via desalogenação redutora, pode ser problemática, pois o produto de degradação, cloreto de vinila, é um conhecido carcinógeno (ENSLEY, 1991).

3.1.8.4 Dicloroetano

As preparações comerciais são misturas de *cis* e *trans*-1,2-dicloroetano. O 1,2-dicloroetano é altamente inflamável e extremamente corrosivo, levando à formação de compostos explosivos de cloroetileno, na presença de cobre ou soluções alcalinas quentes (HSDB, 1995).

Utilizado primeiramente como intermediário químico na síntese de solventes clorados e outros compostos, e, também, como solvente de ceras, resinas, acetilcelulose, perfumes, corantes, lacas, termoplásticos, gorduras e fenóis. É igualmente empregado na extração de borracha, como refrigerante, na manufatura de produtos farmacêuticos, extração de óleos e gorduras de peixes e carnes (HSDB, 1995). O isômero *trans* é mais amplamente utilizado na indústria que o isômero *cis*.

A maior parte do 1,2-dicloroetano liberado no ambiente poderá, eventualmente, entrar na atmosfera ou em águas subterrâneas, onde estará sujeito a processos de degradação bióticos e abióticos (ATSDR, 1996).

A meia vida para os isômeros *cis* e *trans*-1,2-dicloroetano, devido ao processo de remoção da atmosfera por radicais hidroxilas, é de 12 e 15 dias, respectivamente (GOODMAN et al., 1986). Quando liberado em águas superficiais, a volatilização é o principal processo, com uma meia vida estimada em cerca de três e seis horas (THOMAS, 1982). O 1,2-dicloroetano liberado no solo volatiliza-se rapidamente das superfícies dos solos húmidos e é lixiviado através do subsolo, onde poderá contaminar as águas subterrâneas, nas quais é suscetível à biodegradação anaeróbica, com meia vida de biodegradação estimada em cerca de 13 a 48 semanas (BARRIO-LAGE et al., 1986).

De acordo com a inspeção realizada pelo National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) de 1981 a 1983, foi estimado que 215 trabalhadores dos Estados Unidos estavam potencialmente expostos ao 1,2-dicloroetano no ambiente de trabalho (NIOSH, 1988). As informações do HSDB (1995) enfatizaram que as exposições ocupacionais ao 1,2-dicloroetano ocorriam através do contato dérmico com o vapor ou líquido, e pela via inalatória.

3.1.8.5 Cloreto de Vinila

Cloreto de vinila também é conhecido como cloroeteno, cloroetileno, etileno monocloreto ou monocloreto de etileno. Cloreto de vinila é usado quase exclusivamente na produção do plástico polivinila cloreto (PVC) e copolímeros.

À temperatura ambiente o cloreto de vinila é um gás incolor, facilmente combustível e instável a altas temperaturas. O cloreto de vinila sob pressão e baixa temperatura pode se apresentar na forma líquida. Cloreto de vinila tem odor levemente adocicado e seu odor é sentido a partir de uma concentração de 3.000 ppm no ar. Em água, a maioria das pessoas sentem sua presença a partir de 3,4 ppm.

Na forma líquida, o cloreto de vinila evapora rapidamente. No ar o cloreto de vinila se decompõe em poucos dias, resultando na formação de outros compostos, tais como ácido clorídrico, formaldeído e dióxido de carbono.

A maior parte do cloreto de vinila emitido escapa para a atmosfera. No solo, o cloreto de vinila evapora ou migra para as águas subterrâneas. No entanto, o mesmo pode ser formado no meio ambiente pela degradação microbiana de outras substâncias produzidas pelo homem, tais como tricloroetileno, tricloroetano e tetracloroetileno (SMITH; DRAGUM, 1984).

O processo primário de transporte do cloreto de vinila em águas naturais é a volatilização para a atmosfera. A constante da Lei de Henry é de $0,0278 \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ à $24,8^\circ\text{C}$, indicando sua rápida partição para a atmosfera. Muitos sais possuem a habilidade de formar complexos com o cloreto de vinila aumentando sua solubilidade em águas (US. EPA, 1979). Seu baixo coeficiente de partição octanol/água ($\log K_{OW} = 1,23$) indica um baixo potencial de bioconcentração em organismos aquáticos.

Com base em equações de regressão, Sabljic (1984) estimou o coeficiente de adsorção do carbono orgânico do solo para cloreto de vinila na faixa entre 14 e 131. Estes valores de K_{oc} sugerem uma baixa tendência de adsorção, indicando que este composto pode ser bastante móvel em solo.

Cloreto de vinila é solúvel na maioria dos solventes orgânicos. Na presença de outros solventes orgânicos, processos de co-solvatação podem reduzir a volatilidade do cloreto de vinila, aumentando sua mobilidade além das estimativas baseadas nos valores de K_{oc} (US. EPA, 1982).

Processos de degradação do cloreto de vinila geralmente ocorrem lentamente sob condições anaeróbicas em sedimentos e águas subterrâneas. Entretanto, sob condições metanogênicas ou condições redutoras por Fé (III), a degradação anaeróbica ocorre mais rapidamente (BRADLEY; CHAPELLE, 1996).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 COLETA DE DADOS E ANÁLISES QUÍMICAS

Para a realização de uma análise de risco, são necessários dados (concentrações de contaminantes, propriedades físico-químicas do local, dados geológicos e hidrogeológicos). As informações necessárias, referentes à coleta de dados e análises químicas, foram retiradas dos trabalhos de investigação (preliminar, confirmatória e detalhada) realizados pela *Environmental Resources Management* (ERM Brasil Ltda.) em uma empresa do ramo metal mecânico, localizada no estado de Santa Catarina.

A Tabela 3, a seguir, apresenta a metodologia utilizada para realização da coleta de amostras e análises químicas.

Tabela 3 - Metodologias utilizadas para Coleta de Amostras e Análises Químicas

Tipo	Metodologia
Sondagem do Solo para posterior Instalação dos Poços de Monitoramento	As perfurações iniciaram através de trado manual até a profundidade de 1.5 metros (para constatação da inexistência de interferências subsuperficiais) e após com equipamento hidráulico mecanizado, com 4” de diâmetro externo, para perfuração e instalação dos poços.
Instalação e Desenvolvimento de Poços de Monitoramento	Norma Brasileira ABNT nº 15.495 (Partes 1 e 2)
Amostragem de Água Subterrânea	Amostragem LowFlow, através da utilização de bomba peristáltica. Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo, 2001) e a NBR-15847/2010 - Amostragem de Água Subterrânea em Poços de Monitoramento – Métodos de Purga, publicada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).
Análises Químicas de Compostos Orgânicos Voláteis	Realizadas no Laboratório Bioagri Ambiental Ltda. através do Método descrito pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) <i>Method USEPA – 8240C</i> .
Validação das Análises Químicas de Compostos Orgânicos Voláteis	QA/QC (Duplicata e Branco de Equipamento). Realizadas no Laboratório Bioagri Ambiental Ltda. através do Método descrito pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) <i>Method USEPA – 8260C</i> .
Ensaio de Condutividade Hidráulica	O ensaio de recuperação envolveu a remoção de um volume de água subterrânea do poço, previamente calculado, através de bombeamento, causando rebaixamento do nível d’água, seguida da realização de medições consecutivas do nível d’água até sua estabilização. Os dados obtidos durante os ensaios foram utilizados para o cálculo da condutividade hidráulica, utilizando-se o programa Aquifer Test Pro© por meio do método de cálculo de Bouwer & Rice (1976).
Medição dos Parâmetros Físico-Químicos da Água Subterrânea	Medidor de Multiparâmetros YSI para pH, oxigênio dissolvido, potencial de oxirredução, condutividade elétrica e temperatura.

Fonte: Autor, (2013).

4.2 METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DE RISCO

A metodologia da CETESB aplicada para a elaboração desta avaliação de risco à saúde humana foi desenvolvida inicialmente em 1989 pela agência ambiental norte-americana (US. EPA), prevendo seis etapas principais:

1. Formulação do Problema:
 - Identificação e seleção dos Compostos Químicos de Interesse (CQIs);
 - Identificação das Vias de Exposição;
 - Identificação dos Receptores Potenciais; e
 - Desenvolvimento de um Modelo Conceitual do Site.
2. Avaliação de Exposição: quantificação das doses de exposição associadas a cada receptor e cenário de exposição;
3. Avaliação de Toxicidade: avaliação dos efeitos sobre a saúde causados pela exposição às substâncias químicas de interesse e identificação dos fatores-referência de toxicidade a serem utilizados durante o cálculo dos riscos;
4. Caracterização e quantificação dos riscos: quantificação dos riscos potenciais, considerando tanto os efeitos carcinogênicos quanto os não carcinogênicos;
5. Análise de Incertezas: identificação das fontes de incertezas associadas aos cálculos de risco, e
6. Desenvolvimento de Metas de Gerenciamento ou Remediação para a área avaliada (se necessário).

Para a presente avaliação, os elementos de frequência de exposição, duração da exposição e características dos receptores estão descritos no relatório da CETESB denominado “Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo” (CETESB, 2001).

Após esta publicação, em 2009, a CETESB desenvolveu e publicou as planilhas de Avaliação de Risco em formato Microsoft Excel®, para serem utilizadas na avaliação de riscos em áreas contaminadas. Os cálculos têm como base o procedimento descrito no *RAGS - Risk Assessment Guidance for Superfund - Volume I - Human Health Evaluation Manual - Part A* (US. EPA, 1989) para quantificação da exposição e do risco, bem como as equações de

Domênico (1987) para transporte de contaminantes em meio saturado, o modelo de Jury e Johnson (1991) para transporte de contaminantes em meio não saturado e Johnson e Etinger (1992) para intrusão de vapores. As planilhas da CETESB, originalmente desenvolvidas para o Estado de São Paulo, são atualmente utilizadas em todo o território brasileiro e são aceitas pelas agências de todos os estados. Sendo assim, todos os cálculos de exposição e risco efetuados no âmbito desta avaliação utilizaram as planilhas da CETESB, atualizadas em maio deste ano (2013). Cabe salientar que as planilhas não permitem alterações em diversos aspectos dos cálculos de risco, entre eles a frequência de exposição, dados de toxicidade e diversos fatores de transporte entre meios.

Além disso, o modelo fornecido nas planilhas inclui equações-padrão para o cálculo de transporte de contaminantes intra e entre meios.

A Figura 8, a seguir, apresenta um esquema das fontes de informação e modelos utilizados pela CETESB para formulação das planilhas de cálculo de risco.

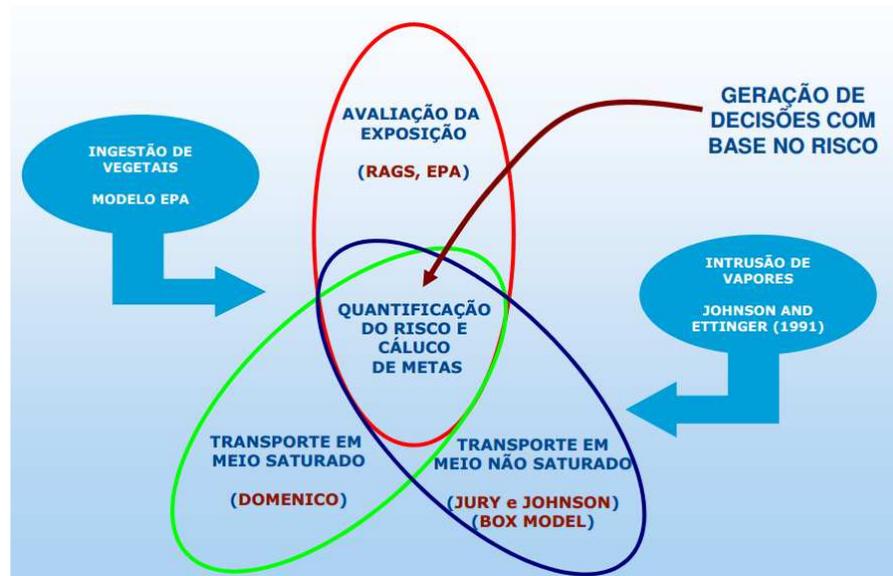


Figura 8: Fontes de informação e modelos utilizados para formulação das planilhas da CETESB
Fonte: CETESB, 2009.

Para a via de intrusão de vapores, as planilhas da CETESB não permitem a inserção direta de dados de concentração detectadas no ar em ambientes internos e/ou externos; sendo assim, são utilizados como dados de entrada da planilha da CETESB as concentrações provenientes do solo e da água subterrânea, para cálculo do risco pela via de exposição de intrusão de vapores.

4.2.1 Seleção dos Compostos Químicos de Interesse

A primeira etapa da seleção de CQIs é a avaliação dos dados referentes aos compartimentos ambientais (solo, água subterrânea, sedimento, etc.). Os contaminantes que não forem detectados nos compartimentos ambientais analisados são excluídos da análise.

A segunda etapa é excluir todos os CQIs cujas concentrações máximas detectadas são mais baixas do que o valor limite adotado. Os valores limite adotados para o presente estudo foram obtidos das seguintes fontes, em ordem decrescente de prioridade:

- Valores de Intervenção do CONAMA 420/2009 (CONAMA, 2009);
- Valores da Lista Holandesa (DRF, 2000); e
- “*Preliminary Remediation Goals – PRGs – Region IX*” (metas de remediação preliminares para Região IX), desenvolvidas pela US. EPA (2012).

Sendo assim, todos os contaminantes contemplados na presente avaliação devem apresentar concentrações máximas detectadas acima dos valores de referência adotados, para os compartimentos ambientais avaliados.

4.2.2 Avaliação Quantitativa de Exposição e Estimativa da Dose de Ingresso

A avaliação quantitativa da exposição é a estimativa da dose de exposição e representa a taxa à qual uma substância química entra em contato com os receptores (em relação ao peso corporal). As unidades tipicamente usadas são mg/kg-dia ou µg/kg-dia.

Sendo assim, uma dose de exposição de 1 mg/kg-dia de cloreto de vinila indica que a dose de ingresso do receptor é de 1 mg de cloreto de vinila para cada quilograma de peso corporal.

As equações de exposição geralmente incluem a concentração de CQI no meio e a taxa de contato com este meio, dividida pelo peso corporal e ajustadas para a frequência/duração da exposição.

4.2.3 Avaliação da Toxicidade

A avaliação de toxicidade inclui duas etapas:

1. Identificação do Efeito Toxicológico, e
2. Avaliação de Dose-Resposta.

Identificação do Efeito Toxicológico:

A identificação do efeito toxicológico envolve a caracterização da natureza e intensidade do efeito, com base em evidências científicas sobre o potencial de uma substância química causar efeitos adversos à saúde (carcinogênicos e não carcinogênicos) em humanos.

Avaliação de Dose-Resposta:

A avaliação de dose-resposta levanta informações sobre a relação dose-resposta de cada CQI (geralmente a partir de estudos realizados em animais de laboratório e estudos de exposição humana no local de trabalho), para determinar a dose (ou concentração) de uma substância química à qual os seres humanos podem ser expostos sem sofrer efeito adverso. Com isto, são selecionados Valores Referência Toxicológica (TRVs) associados a cada combinação de CQI e via de exposição, de forma a estimar e caracterizar os riscos potenciais aos receptores humanos identificados.

Os tipos de TRVs utilizados pela CETESB em avaliações de risco estão apresentados abaixo:

Análise Toxicológica para Efeitos Não Carcinogênicos:

Dose-Referência (RfD): Representa a dose máxima de uma substância não carcinogênica à qual um indivíduo pode se expor ao longo da vida sem que seja esperado qualquer efeito deletério. As RfDs para cada via de exposição são descritas abaixo:

- Dose-Referência para via Oral (RfDo): Representa a dose máxima de uma substância a qual um indivíduo pode estar diariamente exposto através da ingestão ao longo da vida sem que seja esperado qualquer efeito deletério. A exposição por ingestão pode ocorrer via ingestão acidental do solo contaminado, alimentos ou água, e é expressa como a quantidade da substância por unidade de peso corporal por unidade de tempo (p.ex., mg/kg-dia);
- Dose-Referência para Inalação (RfDi): Representa a concentração máxima (geralmente no ar) de uma substância não carcinogênica a qual uma pessoa pode

estar exposto por inalação continuamente ao longo da vida sem que seja esperado qualquer efeito deletério. É expressa como (mg/m^3);

- Dose-Referência Dérmica (RfDd): Os TRVs específicos para a via de exposição dérmica são poucos ou inexistentes. Nestes casos, os riscos associados às exposições dérmicas são estimados por meio da dose-referência oral, com ajustes referentes à biodisponibilidade relativa ou absorção.

Valores Toxicológicos de Referência para Substâncias Carcinogênicas:

Fator de Carcinogenicidade Oral: O fator de carcinogenicidade oral demonstra a relação entre a dose de exposição de uma substância carcinogênica e a probabilidade esperada de desenvolvimento de câncer. Ele é expresso na unidade inversa da dose (i.e., mg/kg peso corporal-dia⁻¹), quantificando o número previsto de casos de câncer por unidade de dose via exposição oral. O risco esperado de câncer é a dose de exposição oral multiplicada pelo fator de carcinogenicidade.

Risco Unitário por Inalação (IUR): O risco unitário representa a quantidade de risco por unidade de concentração de uma substância carcinogênica à qual um indivíduo se expõe de forma contínua. Ele é expresso na unidade inversa da concentração (i.e., $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) e é utilizado para concentrações presentes no ar. O risco esperado de câncer é a concentração da substância multiplicada pelo risco unitário.

Todos os TRVs usados nesta avaliação de risco estão disponibilizados nas planilhas de avaliação de risco da CETESB e estão apresentados no Anexo A. A CETESB obteve estes valores das seguintes fontes, que conforme atualização, as planilhas também são atualizadas:

- *Integrated Risk Information System (IRIS)*;
- *Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST)*;
- *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)*, e
- *Environmental Criteria and Assessment Office (ACAO)* da USEPA.

4.2.4 Caracterização dos Riscos

Riscos Carcinogênicos:

Para substâncias carcinogênicas, a exposição é multiplicada pelo fator de carcinogenicidade ou pelo risco unitário para gerar uma estimativa conservadora do potencial de risco incremental de câncer ao longo da vida de um indivíduo (US. EPA, 1989):

Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida (ILCR) = Exposição (mg/kg-d) x Fator de Carcinogenicidade (mg/kg-d)⁻¹;

ou, para contaminantes presentes no ar com risco unitário em unidades de (µg/m³)⁻¹:

Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida (ILCR) = Concentração no Ar (µg/m³) x Tempo de Exposição x Risco Unitário (µg/m³)⁻¹.

O ILCR representa a probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer no decorrer de sua vida como resultado da exposição aos CQIs presentes no local. O ILCR é expresso em notação científica. Por exemplo, um ILCR = 1 x 10⁻⁶ indica que a probabilidade de uma pessoa desenvolver câncer é de uma em um milhão.

Os riscos carcinogênicos calculados foram comparados com os níveis normalmente aceitáveis recomendados pela CETESB, ou seja, 1x 10⁻⁵, representando 1 caso adicional de câncer para cada 100.000 pessoas expostas (ILCR = 1x10⁻⁵). Sendo assim, o valor 1 x 10⁻⁵ foi adotado nesta avaliação de riscos.

Quando o risco calculado de câncer é maior que 1 x 10⁻⁵, o órgão ambiental recomenda a implantação de medidas de remediação ou gerenciamento para reduzir os níveis de risco na área contaminada.

Riscos Não-Carcinogênicos:

A avaliação dos riscos não carcinogênicos foi feita pelo método do Quociente de Periculosidade (*Hazard Quotient* - HQ). O cálculo de HQ é a razão entre a exposição estimada e o VTR (i.e., a RfD) cabível, conforme a equação abaixo:

$$\text{Quociente de Periculosidade (HQ)} = \frac{\text{Dose ou Exposição Estimada}}{\text{Valor Toxicológico de Referência}}$$

Sendo:

Dose = dose de ingresso (mg/kg-dia); e

Valor Toxicológico de Referência ou RfD = dose-referência (mg/kg-dia).

Um Quociente de Periculosidade maior do que um (1) indica um aumento na probabilidade de efeito adverso (i.e., tóxico) à saúde, mas não necessariamente a ocorrência real deste efeito.

Foram calculados os HQs associados a todos os CQIs que possuem doses-referência publicadas nas planilhas da CETESB. A planilha fornece um Índice de Periculosidade total (*Hazard Index* - HI), que é a somatória de todos os HQs associados a uma determinada via de exposição.

Os riscos de toxicidade calculados para cada cenário de exposição foram comparados com o HI unitário ($HI \leq 1$).

4.2.5 Cálculo dos Riscos

Os riscos associados a cada cenário de exposição e receptor foram estimados utilizando os dados apropriados e as planilhas da CETESB pertinentes, especificadas abaixo (apresentadas no Anexo A):

- 1) “CENÁRIOS:” Modelo Conceitual de Exposição incluindo os meios impactados, vias de exposição, receptores e cenários de ocupação da área;
- 2) “SQI:” Parâmetros físicos, químicos e toxicológicos específicos para cada composto avaliado;
- 3) “MEIO FÍSICO:” Planilha de entrada de dados descritivos do local;
- 4) “PDE:” Concentrações das SQIs na fonte e em cada ponto de exposição aplicável;
- 5) “Risco Solo Cr” e “Risco Solo Ad”: Resumo dos riscos carcinogênicos e não carcinogênicos associados ao solo para crianças (Cr) e adultos (Ad);
- 6) “Risco AS Cr” e “Risco AS Ad”: Resumo dos riscos carcinogênicos e não carcinogênicos associados à água subterrânea para crianças (Cr) e adultos (Ad);
- 7) “CMA AS Cr” e “CMA AS Ad:” Concentrações Máximas Aceitáveis de cada composto na água subterrânea, para cada via de exposição e receptor, para riscos carcinogênicos e não carcinogênicos;

- 8) “FT” e “FI:” Fatores de transporte e ingresso (respectivamente); e
- 9) “MF” e “EXP:” Valores-padrão da CETESB para parâmetros do meio físico e de exposição.

5 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

As informações necessárias à realização deste trabalho foram retiradas dos trabalhos de investigação (preliminar, confirmatória e detalhada) realizados pela *Environmental Resources Management* (ERM Brasil Ltda.) em uma empresa do ramo metal mecânico, localizada no estado de Santa Catarina.

5.1 HISTÓRICO DA ÁREA

Na área em estudo, atualmente são desenvolvidas atividades de recebimento, armazenamento e distribuição de produtos químicos e utilidades para suprimento das operações em toda a fábrica, além de atividades de manutenção e reparos em equipamentos.

A Figura 9 mostra a indicação das duas áreas da empresa envolvidas nesse estudo: Área de Inflamáveis e Área de Estocagem de Tambores.

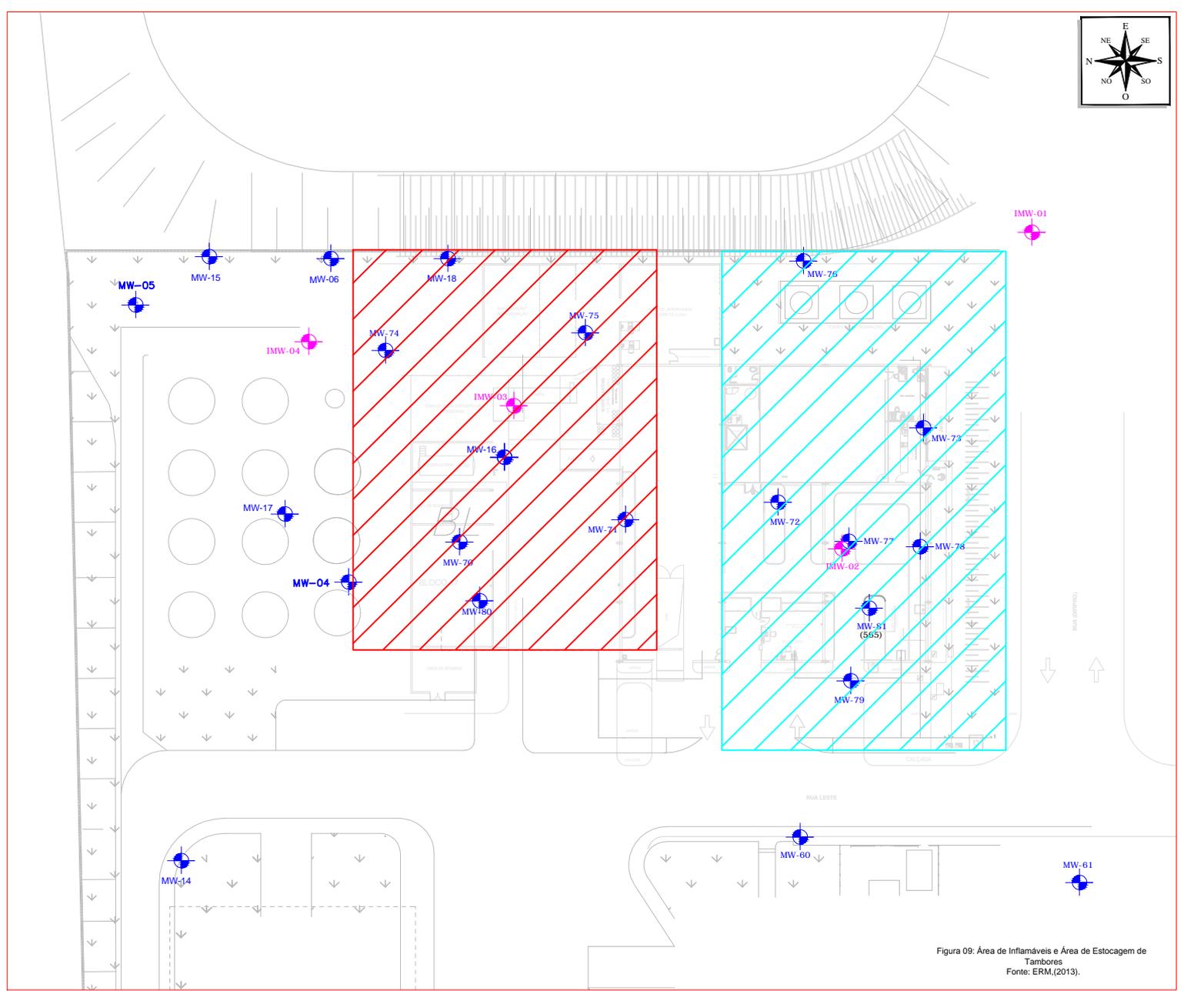
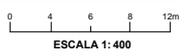


Figura 09: Área de Inflamáveis e Área de Estocagem de Tambores
Fonte: ERM,(2013).

LEGENDA

	Edifício		Área de Inflamáveis
	Poços de Monitoramento - Aquífero Raso		Área de Estocagem de Tambores
	Poços de Monitoramento - Aquífero Intermediário		



A área vem sendo investigada e monitorada periodicamente desde 2005 para avaliação da qualidade da água subterrânea do aquífero raso através de amostragens em poços de monitoramento.

Foi constatado em 2010 que na área atual de estocagem de produtos químicos e inflamáveis, eram empregados, no passado, solventes clorados para o desengraxe de peças, com o uso de tetracloroetano (PCE) e tricloroetano (TCE). Ainda, verificou-se que a área de estocagem de tambores constituía uma potencial fonte de contaminação em virtude da natureza dos produtos armazenados, das estruturas existentes na época e, de informações acerca de práticas operacionais.

Com base nestas informações, foi conduzida uma investigação de vapores através da instalação de módulos absorventes (Gore® Sorbers) para avaliar a potencial ocorrência de áreas fontes de contaminação por solventes orgânicos, na atual área de estocagem de produtos químicos e inflamáveis (ALVES et al., 2010).

Os resultados deste levantamento confirmaram a presença no subsolo de concentrações de PCE e seus subprodutos de degradação. As detecções indicaram a existência de duas potenciais fontes: a primeira com centro de massa junto à área de estocagem de inflamáveis; e a segunda, próximo à área de estocagem de tambores e produtos químicos.

Em prosseguimento aos trabalhos, a ERM realizou uma “Investigação Preliminar de Solo e Água Subterrânea”, em junho de 2011, a fim de confirmar a presença de compostos orgânicos voláteis no solo e no aquífero freático local.

Como resultado, foram observados impactos por PCE e seus produtos de degradação dissolvidos na água subterrânea, possivelmente migrando para maiores profundidades devido à natureza do contaminante (DNAPL – *Dense Non Aqueous Phase Liquid*). Foram detectadas concentrações de TCE e DCE na água subterrânea da área de estocagem de inflamáveis acima dos padrões de referência de qualidade (CONAMA nº 420/09) em alguns dos poços analisados.

A etapa posterior de investigação consistiu no delineamento de plumas de VOC na água subterrânea, elaborado pela ERM em junho de 2012, compreendendo a instalação de poços adicionais no aquífero raso e instalação de poços em níveis mais profundos (aquífero intermediário), a fim de confirmar a suspeita de migração vertical.

Os resultados indicaram a presença de VOC no aquífero intermediário, porém com suas plumas até então não delimitadas. Ainda, foi obtida a delimitação das plumas de fase dissolvida de compostos organoclorados no aquífero raso.

Um estudo realizado em novembro em 2012, compreendendo a instalação de poços adicionais no aquífero intermediário, permitiu a delimitação das plumas de fase dissolvida de compostos organoclorados também no aquífero intermediário.

A Figura 10 mostra os poços de monitoramento instalados para delimitação das plumas.

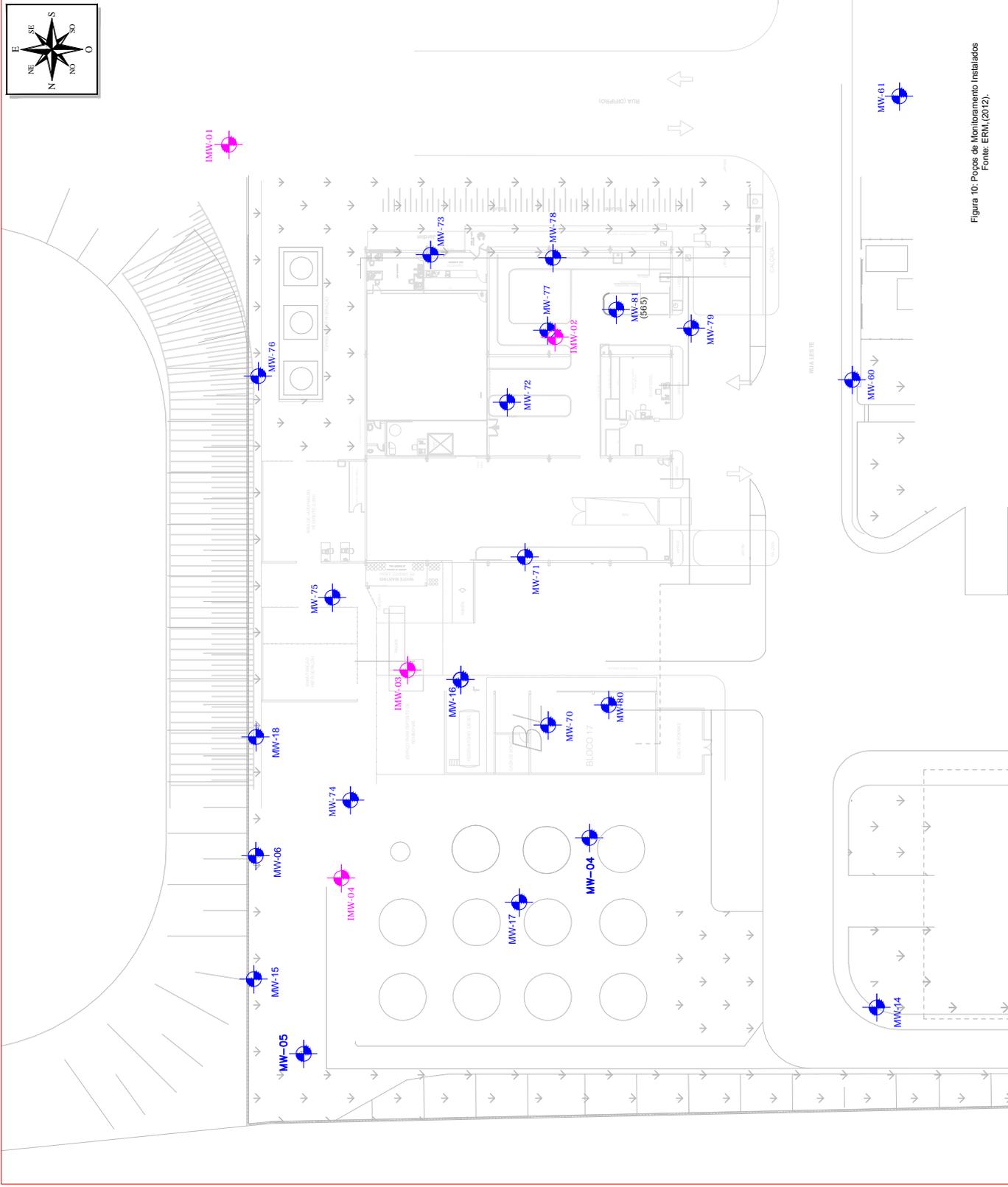
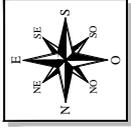


Figura 10: Poços de Monitoramento Instalados
Fonte: ERM, (2012).

- LEGENDA**
- Edifício
 - MW-01
 - Poço de Monitoramento - Aquífero Raso
 - IMW-01
 - Poço de Monitoramento - Aquífero Intermediário

0 4 8 12m
ESCALA 1:400

5.2 CONTEXTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

A revisão das características geológicas e hidrogeológicas demonstram que a área está situada sobre o domínio do Complexo Granulítico de Santa Catarina, representado, predominantemente, por gnaisses de idades arqueanas com injeções localizadas de rochas graníticas.

As principais características das unidades litológicas identificadas na área são descritas a seguir, de acordo com a unidade hidrogeológica correspondente.

Unidade Aquífero Raso:

- Solo argilo siltoso com pouca areia (cerca de 5%), coloração variando entre vermelho amarelado (5YR 5/6), marrom claro a escuro (7.5YR 6/3 a 3/3) e cinza esverdeado (GLEY1 5/1), da superfície do terreno até profundidade variável entre 0,80 a 3,50 metros; e
- A partir de 3,50 metros de profundidade tem início a zona de alteração de rocha, se estendendo até aproximadamente 9,0 metros. O material é constituído por argila siltosa com quantidade variável de areia (10 a 15%), cor vermelho amarelada (5YR 5/6), marrom claro (7.5YR 6/3) e cinza claro a escuro (GLEY1 7/N a 4/N), com diversas porções esbranquiçadas a amareladas.

Unidade Aquífero Intermediário:

- Entre 9,0 e 15,0 metros, observa-se um material silto arenoso, com variações para silto argiloso, e presença de grânulos provenientes da rocha sã. A coloração predominante deste horizonte é marrom claro (7.5YR 6/3) com porções esbranquiçadas a avermelhadas, plasticidade média e umidade alta, por vezes saturada.

A natureza e a gênese do material identificado caracterizam as litologias como aquíferos formados predominantemente pelo solo residual, proveniente da alteração intempérica dos gnaisses.

A principal característica geológica do subsolo da área é a gradação, conforme o aumento da profundidade, de uma textura fina, predominantemente argilo siltosa, para uma

textura mais grossa, representada por silte arenoso a argiloso, com surgimento de grânulos associados à zona de alteração dos granitoides (bedrock).

As cores citadas anteriormente e seus respectivos códigos de referência estão descritos no guia de cores do solo “Munsell Soil Color Chart”, edição do ano 2000.

5.3 SENTIDO PREFERENCIAL DO FLUXO DE ÁGUA SUBTERRÂNEO

A Tabela 4 apresenta o sumário das cotas potenciométricas, calculadas com base nos dados topográficos e na medição dos níveis d’água dos poços de monitoramento.

Tabela 4 - Cotas Potenciométricas dos Poços de Monitoramento (Outubro de 2012)

Poço	Cota do Topo do Poço (m)	Nível de Água (m) Out/2012	Carga Hidráulica (m) Out/2012
MW-04	20,065	2,07	17,995
MW-05	20,107	3,59	16,517
MW-06	20,137	3,98	16,157
MW-14	19,994	2,09	17,904
MW-15	20,126	3,85	16,276
MW-16	19,460	2,34	17,120
MW-17	19,934	2,75	17,184
MW-18	20,171	4,03	16,141
MW-60	19,512	2,12	17,392
MW-61	19,824	3,23	16,594
MW-70	19,533	2,34	17,193
MW-71	19,954	2,98	16,974
MW-72	20,100	3,39	16,710
MW-73	20,004	3,10	16,904
MW-74	20,097	3,51	16,587
MW-75	19,862	3,23	16,632
MW-76	19,948	3,46	16,488
MW-77	20,079	3,35	16,729
MW-78	19,983	3,00	16,983
MW-79	19,968	2,94	17,028
MW-80	19,443	2,01	17,433
MW-81	20,059	3,23	16,829
IMW-01	17,431	1,76	15,971
IMW-02	20,093	3,48	16,613
IMW-03	19,360	2,66	16,700
IMW-04	20,108	3,74	16,368

Fonte: *Environmental Resources Management*, (2012).

A direção do fluxo dos aquíferos foi definida por meio da observação da topografia da área e do posicionamento do nível d'água dos poços instalados.

Desta forma, nota-se que o fluxo subterrâneo do aquífero raso tem sentido variável entre sudoeste-nordeste (SO-NE) e noroeste-sudeste (NO-SE). Já no aquífero intermediário, o sentido de fluxo varia entre noroeste-sudeste (NO-SE) e norte-sul (N-S).

Os mapas potenciométricos do aquífero raso e intermediário são apresentados nas Figuras 11 e 12, respectivamente.

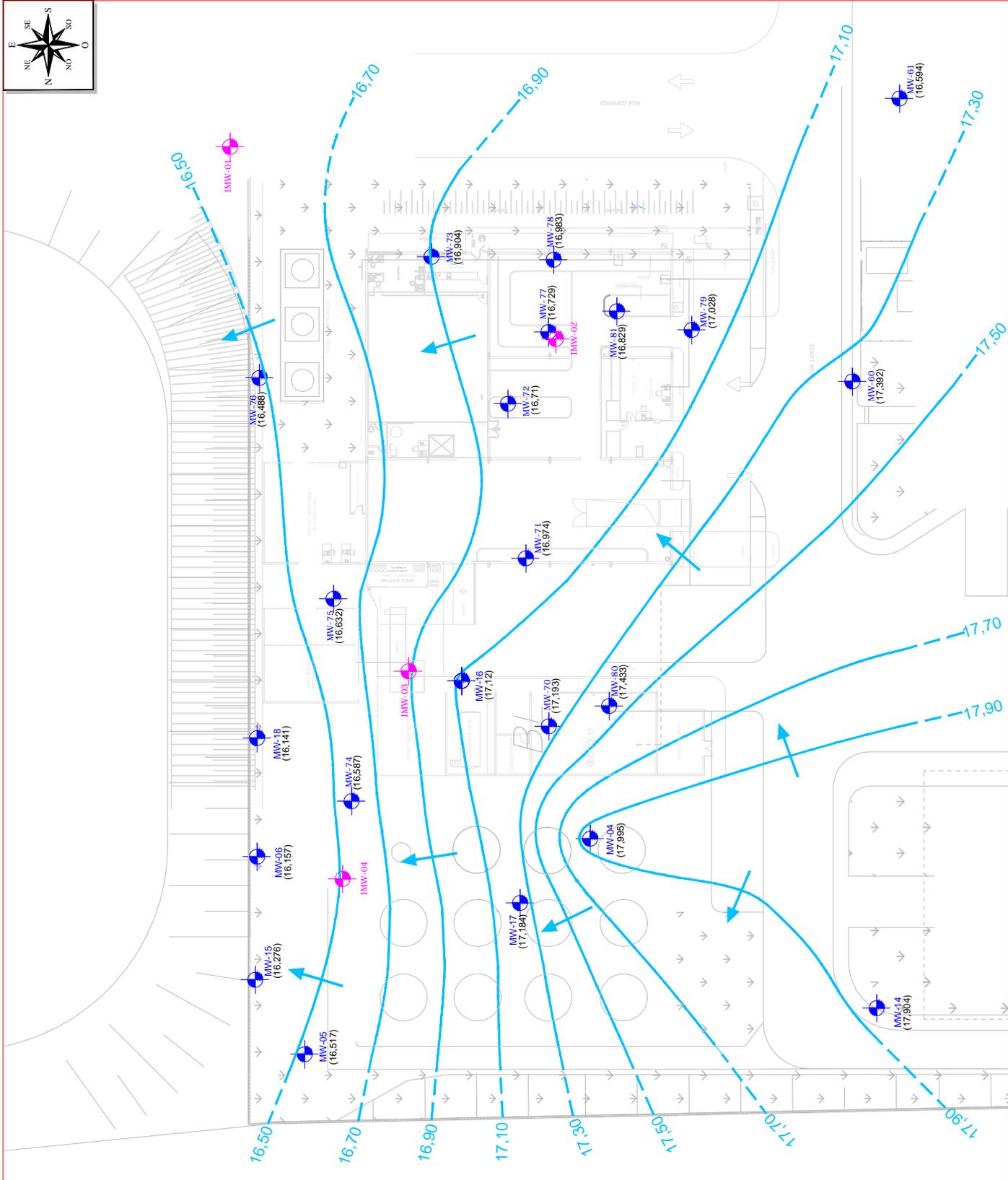
A Tabela 5 demonstra a comparação das cotas hidráulicas dos poços instalados em unidades distintas (rasa e intermediária), como pares multi-nível.

Tabela 5 - Profundidades do Nível d'Água e Cargas Hidráulicas

Amostra	Unidade	Carga Hidráulica (m)	Fluxo Vertical
MW-77	Rasa	16,729	Descendente
IMW-02	Intermediária	16,613	
MW-16	Rasa	17,120	Descendente
IMW-03	Intermediária	16,700	
MW-74	Rasa	16,587	Descendente
IMW-04	Intermediária	16,368	

Fonte: *Environmental Resources Management*, (2013).

Conforme pode ser verificado nas informações apresentadas, o sentido de fluxo da água subterrânea entre as unidades rasa e intermediária é descendente, ou seja, da unidade rasa para a intermediária, caracterizando a área como uma zona de recarga da água subterrânea.

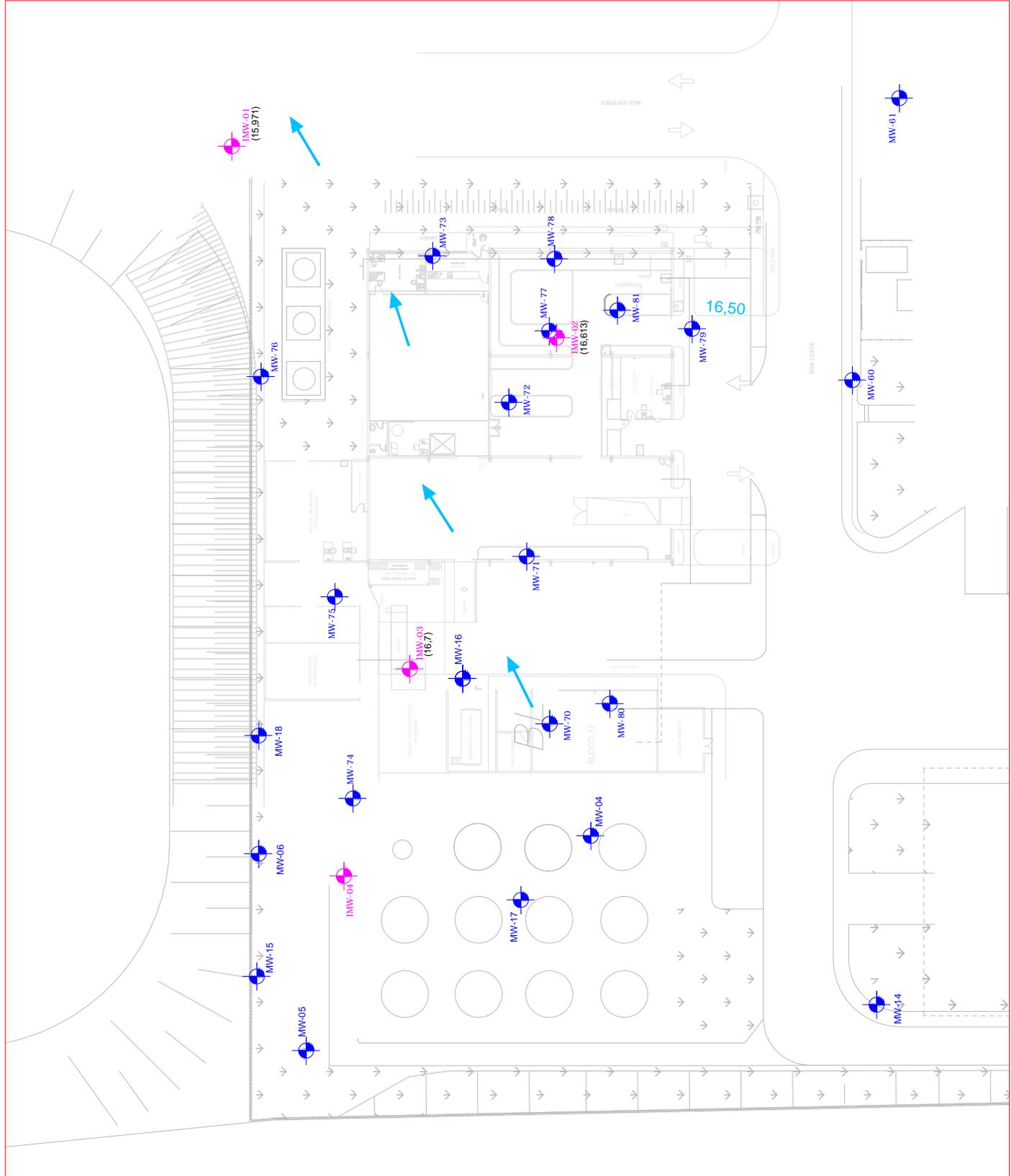
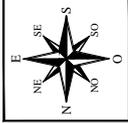


LEGENDA

- Edifício
- MW-01
- MW-02
- IMW-01
- 20%
- Dirigido Preferencial do Fluxo Subterrâneo
- (17,989)
- Carga Hidráulica (m)

0 4 6 8 12m
ESCALA 1:400

Figura 11: Mapa Potenciométrico - Aquifero Raso
Fonte: ERM (2012).



LEGENDA

- Edifício
- MW-61
- Popos de Monitoramento Amostrados - Aquifero Raso
- IMW-01
- Popos de Monitoramento Amostrados - Aquifero Intermediário
- T70
- Curva Potenciométrica
- Direção Preferencial do Fluxo Subterrâneo
- (16.613)
- Carga Hidráulica (m)



Figura 12: Fluxo Subterrâneo - Aquifero Intermediário
Fonte: ERM(2012).

5.4 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

Os resultados das medições dos parâmetros in situ nas amostras de água subterrânea são apresentados na Tabela 06. Os parâmetros analisados foram: pH, temperatura, potencial de oxirredução (Eh), condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (O.D).

Tabela 6 - Amostras de água subterrânea - Parâmetros medidos em campo

Amostra	pH	Temperatura (°C)	Eh (mV)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	O.D (mg/L)
MW-04	4,63	23,6	282,7	63,5	0,55
MW-05	5,26	21,7	-15,5	96,7	1,24
MW-06	4,91	21,5	285,3	276,2	0,84
MW-14	5,43	22,3	235,6	163,4	2,14
MW-15	5,78	21,4	-49,2	316,6	1,51
MW-16	5,66	22,6	-70,5	153,7	0,90
MW-17	4,51	23,2	222,8	56,0	0,84
MW-18	5,80	22,3	-19,3	262,5	1,05
MW-60	4,86	23,4	273,8	56,7	4,04
MW-61	5,04	22,8	269,3	75,6	5,20
MW-70	4,18	22,5	520,3	104,0	1,19
MW-71	4,37	21,8	279,6	79,9	2,06
MW-72	4,50	21,8	311,0	30,1	3,10
MW-73	4,51	22,6	211,4	64,0	4,23
MW-74	5,50	24,0	122,7	310,3	1,13
MW-75	4,34	23,2	200,8	69,8	3,79
MW-76	4,86	23,8	184,2	424,8	5,0
MW-77	4,40	21,1	296,0	37,4	2,30
MW-78	4,41	22,5	208,5	44,5	4,31
MW-79	4,29	23,8	304,0	71,3	1,64
MW-80	4,93	22,7	223,7	112,4	2,11
MW-81	4,59	22,4	291,0	95,4	0,67
IMW-01	5,74	24,0	260,5	138,2	2,51
IMW-02	4,63	22,6	279,3	36,5	5,68
IMW-03	5,11	23,6	237,1	95,4	2,15
IMW-04	6,28	23,4	-152,1	271,0	0,72

Fonte: *Environmental Resources Management*, (2012).

As leituras de pH nas amostras coletadas demonstraram uma variação entre 4,18 e 6,28, indicando que as águas subterrâneas são levemente ácidas (pH menor que 7), mas com valores dentro de uma faixa de variação de pH esperada em aquíferos e na média das leituras obtidas em campanhas anteriores. Os valores mais baixos (maior acidez) podem estar relacionados a trocas gasosas entre o aquífero e a atmosfera, cujo ingresso de CO₂ na água

subterrânea promove a quebra das moléculas de H₂O (hidrólise) e a dissolução de ácidos, como, por exemplo, o ácido carbônico, diminuindo o pH da água.

As medidas de temperatura nas amostras variaram entre 21,1°C e 24,0°C. Os dados obtidos são característicos para aquíferos situados em zonas cujo clima predominante seja o subtropical, com temperaturas moderadas (entre 20 e 30°C), típicas desta época do ano.

As medições de condutividade elétrica apresentaram valores entre 30,1 e 424,8µS/cm. Estes dados indicam que, em alguns pontos (nas leituras mais elevadas), há disponibilidade de íons livres na solução. Estes íons podem ser provenientes tanto de contaminantes quanto de sais dissolvidos na água subterrânea através de interações (trocas iônicas) entre a água e os minerais que compõem o solo, principalmente os argilo-minerais. No entanto, não foi observada nenhuma correlação entre os valores de condutividade elétrica e as concentrações dos compostos de interesse dissolvidos na água subterrânea.

Os dados de oxigênio dissolvido (OD) variaram entre 0,55 e 5,68 mg/L. Valores entre 0,1 e 1,5 são considerados naturais em águas subterrâneas, aonde a quantidade de OD é baixa, pelo fato de que todo o oxigênio no aquífero provém de trocas lentas com a atmosfera. Os valores mais elevados de oxigênio dissolvido (acima de 1,5 mg/L) podem decorrer de eventuais falhas nas medições, ocasionadas por bolhas na sonda e/ou devido a baixa vazão utilizada durante a amostragem.

Os valores do potencial de oxirredução (Eh) medidos situaram-se na faixa de 151,1 a 520,3 mV, indicando que, tanto no aquífero raso quanto no intermediário, o ambiente não é homogêneo, ocorrendo zonas aeróbicas e anaeróbicas de forma aleatória e sem correlação direta com eventuais concentrações dos compostos de interesse dissolvidos na água subterrânea ou com os outros parâmetros físico-químicos avaliados.

5.5 CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Para execução do ensaio no aquífero raso foi selecionado o poço MW-72, cujo resultado revelou a condutividade hidráulica de $7,55 \times 10^{-6}$ cm/s.

A condutividade hidráulica, calculada para o aquífero raso, apresentou valores baixos. Segundo Fetter (apud FEITOSA, 1997), este valor de condutividade hidráulica é característico de sedimentos não consolidados do tipo argilo-siltosos. Esta condutividade hidráulica coincide com a descrição hidrogeológica da Unidade Aquífera Rasa, no local de estudo.

5.6 DELIMITAÇÃO DAS PLUMAS DISSOLVIDAS NA ÁGUA SUBTERRÂNEA

A partir da análise espacial e histórica de detecções de solventes clorados nos aquíferos raso e intermediário da área, é possível inferir que existem duas regiões impactadas por estes compostos: a primeira mais a norte, nas proximidades da área de estocagem de tambores e da área de tancagem; e a segunda mais a sul, na área de estocagem de produtos químicos e inflamáveis.

A seguir será descrito o cenário atual das plumas identificadas na área de interesse.

Área de Inflamáveis:

No aquífero raso foram detectadas concentrações de PCE, TCE e DCE acima dos limites de referência adotados (CONAMA nº 420/09).

Já no aquífero intermediário, apenas o TCE apresentou concentração excedente ao padrão legal de qualidade, no poço IMW-02.

A Figura 13 demonstra que a pluma de PCE no aquífero raso tem como provável centro de massa (hot spot) a área de armazenamento de produtos químicos e inflamáveis, onde no passado eram estocados e manipulados solventes contendo este composto. A pluma movimenta-se para sudeste e para leste.

As plumas de TCE e DCE (Figuras 14 e 15) no aquífero raso também indicam provável centro de massa na área do almoxarifado de produtos químicos e inflamáveis, porém com fluxo para nordeste.

No aquífero intermediário da área de inflamáveis, os resultados indicam que a pluma de TCE está restrita ao poço IMW-02 e ao seu entorno imediato, como pode ser observado na Figura 16.

A provável movimentação da pluma acompanha a direção de fluxo d'água subterrânea, para sudeste.

Área de Estocagem de Tambores:

No aquífero raso foram detectadas concentrações de TCE, DCE e CV acima dos limites de referência adotados (CONAMA nº 420/09).

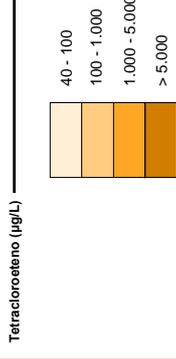
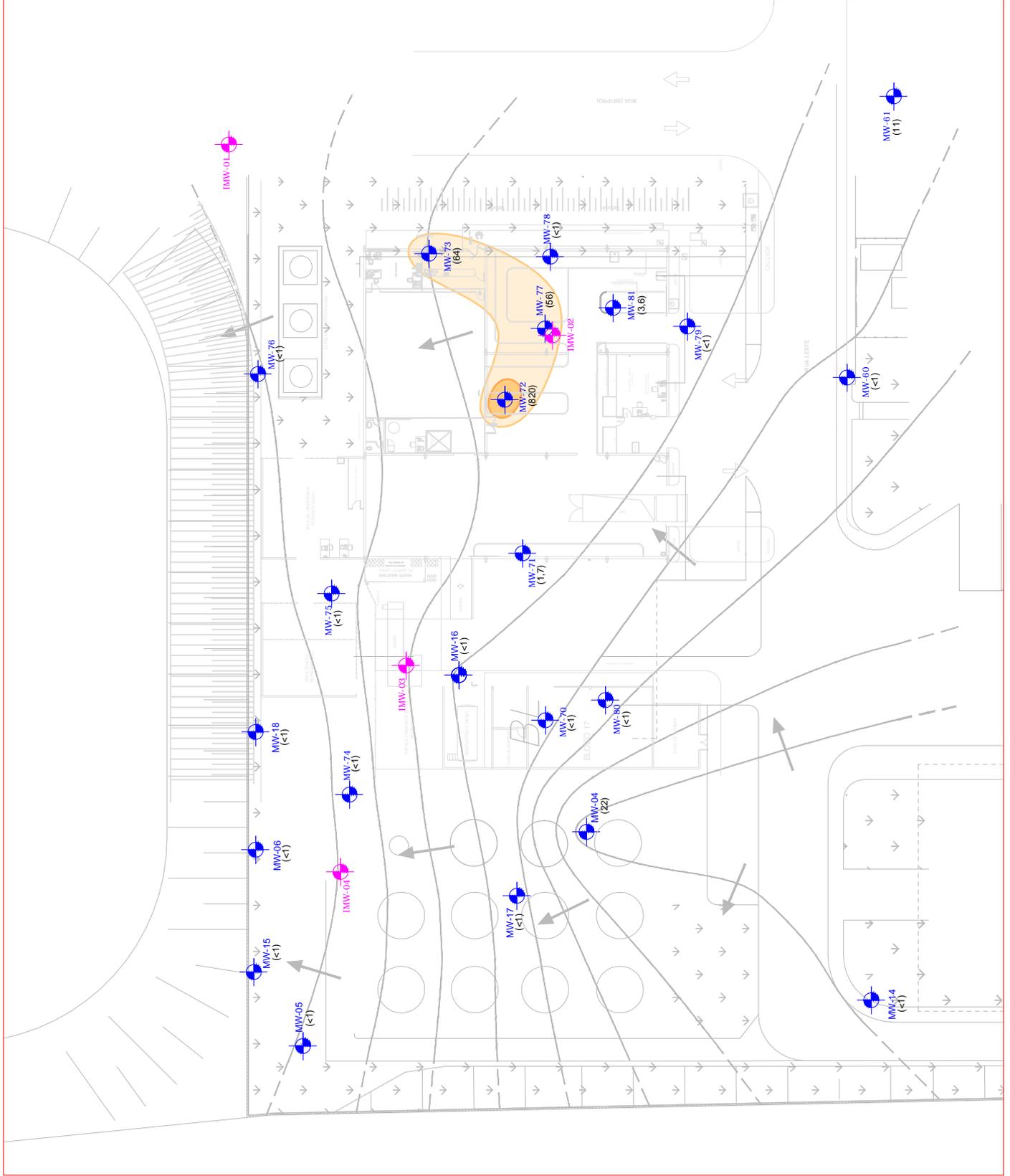
Já no aquífero intermediário, apenas o TCE apresentou concentração excedente ao padrão legal de qualidade, no poço IMW-03.

A Figura 14 que representa a pluma de TCE no aquífero raso está restrita ao poço MW-70 e ao seu entorno. A provável movimentação da pluma ocorre de acordo com o fluxo d'água subterrânea, com direção variando entre leste e sudeste.

Por sua vez, a Figura 15 demonstra que a pluma de DCE no aquífero raso tem forma alongada, distribuída entre os poços MW-04, MW-70 e MW-16, com movimentação preferencial para leste-sudeste.

De acordo com a forma e o posicionamento das plumas delineadas, observa-se que não há uma área-fonte específica de aporte de contaminantes para o subsolo desta área, o que é evidenciado pela abrangência restrita das plumas.

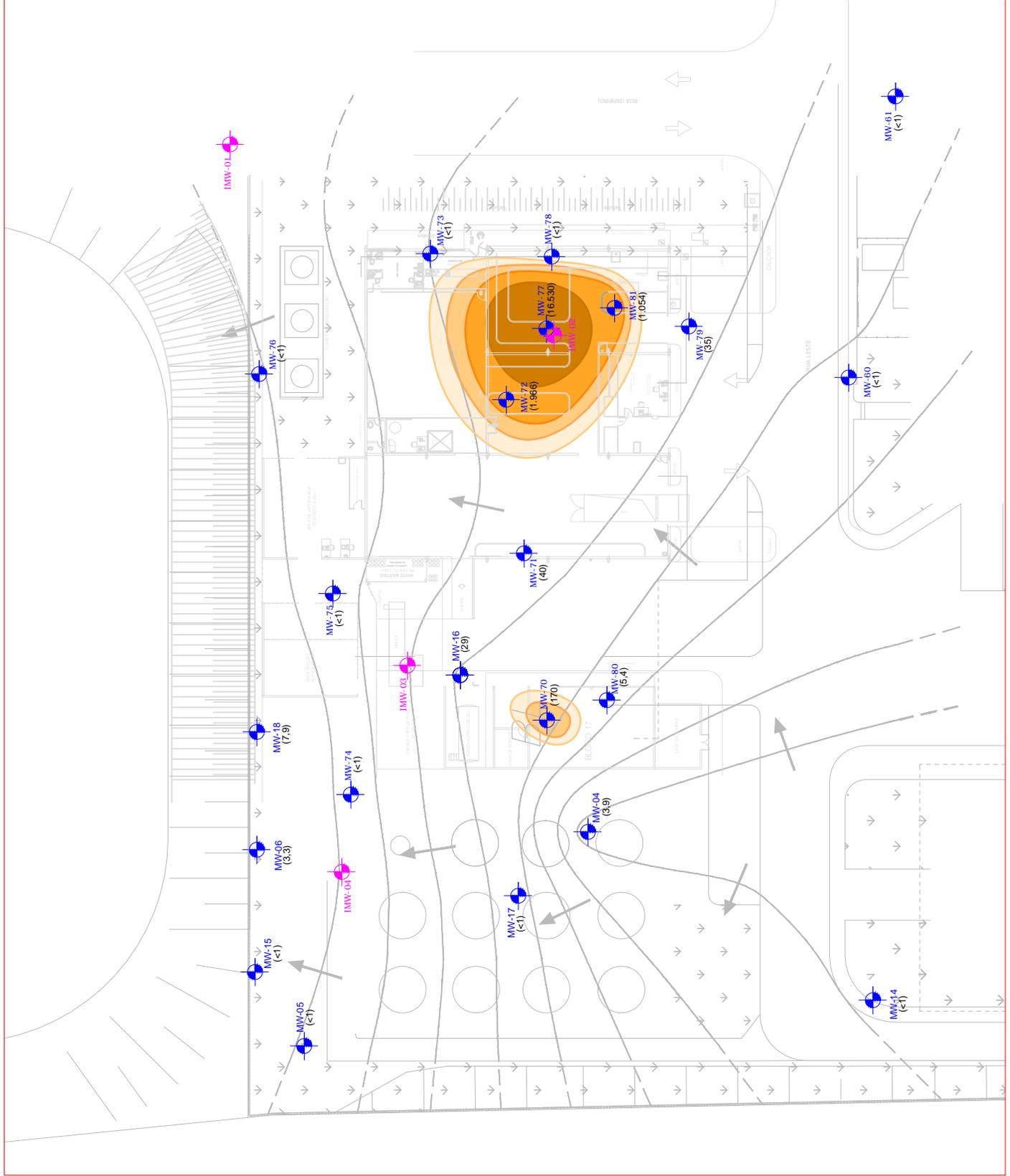
A única concentração de cloreto de vinila (CV) excedente ao limite de referência ocorreu poço MW-18. Nota-se que, ao longo da série histórica, este composto é detectado de forma pontual e com concentrações estáveis, sendo que nenhum dos demais parâmetros foi observado com valores acima dos padrões de qualidade neste ponto.



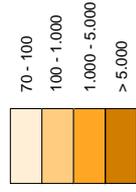
- LEGENDA**
- Edifício
 - MW-61
 - Poços de Monitoramento Anisotrópicos - Aquífero Raso
 - IMW-01
 - Poços de Monitoramento Anisotrópicos - Aquífero Intermediário
 - Curva Potencialométrica
 - Direção Preferencial do Fluxo Subterrâneo

0 4 6 8 12m
ESCALA 1:400

Figura 13: Pluma de PCE - Aquífero Raso
 Fonte: ERM(2012).



Tricloroeteno (ug/L)

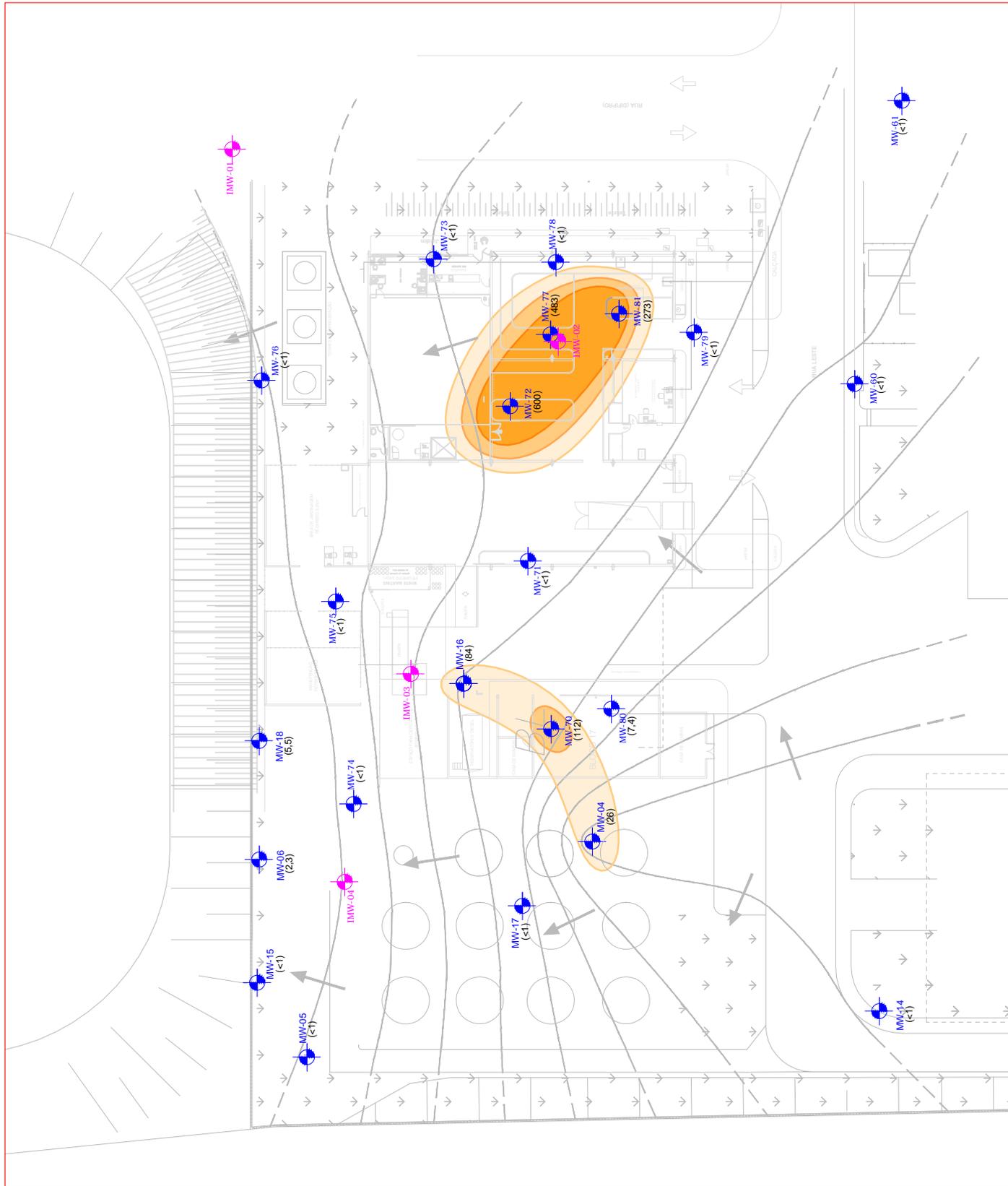


LEGENDA

- Edifício
- MW-61
- IMW-01
- Poços de Monitoramento Amostrados - Aquifero Raso
- Poços de Monitoramento Amostrados - Aquifero Intermediario
- Curva Potenciométrica
- Direção Preferencial do Fluxo Subterrâneo

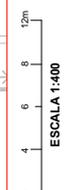
Figura 14 - Pluma de TCE - Aquifero Raso
Fonte: ERM(2012).

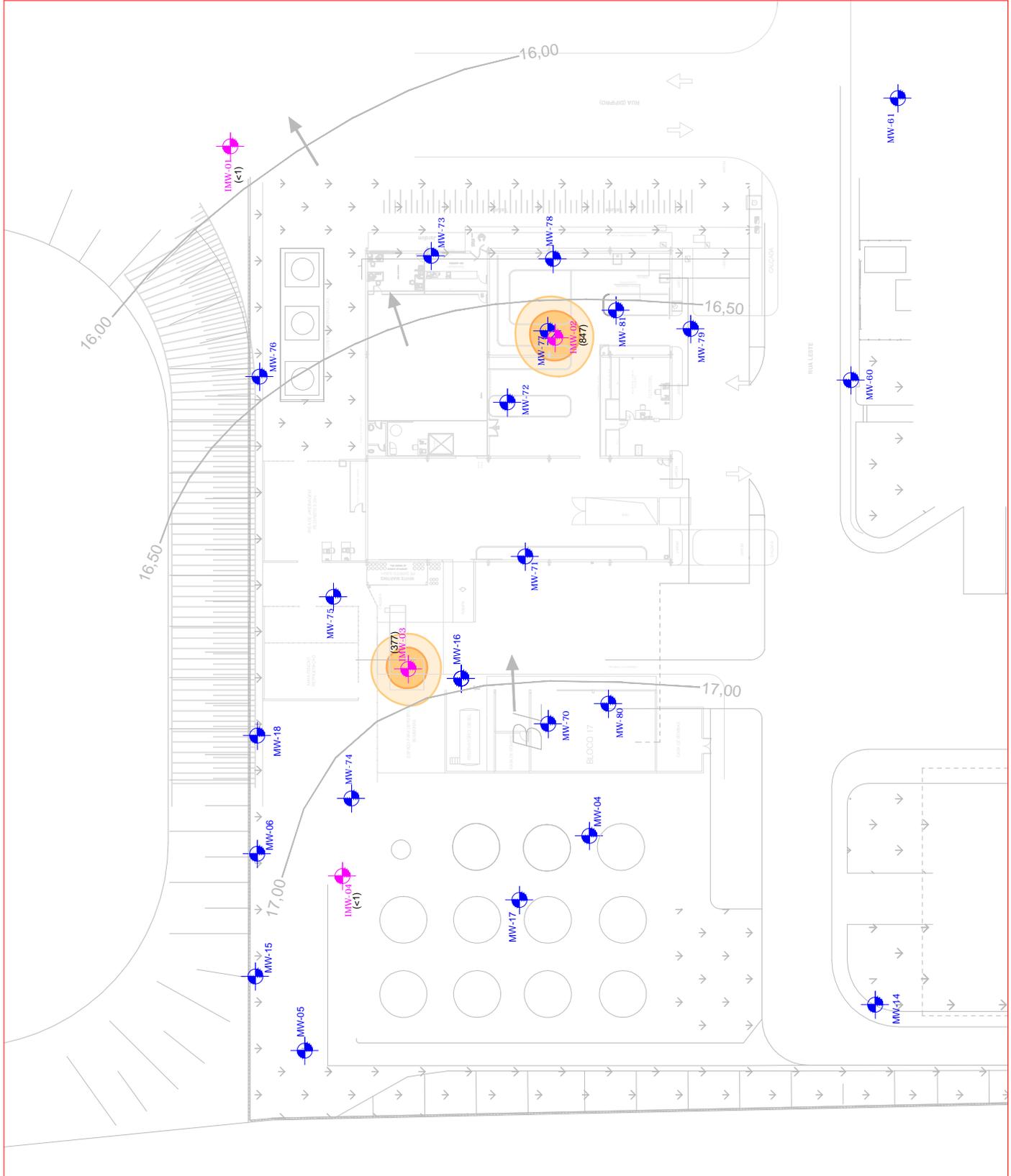
0 4 6 8 12m
ESCALA 1:400



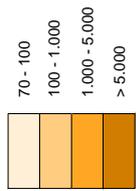
- LEGENDA**
- Edifício
 - MW-61
 - Pontos de Monitoramento Amostrados - Aquífero Raso
 - IMW-01
 - Pontos de Monitoramento Amostrados - Aquífero Intermediário
 - Curva Potenciométrica
 - Direção Preferencial do Fluxo Subterrâneo

Figura 15: Pluma de DCE - Aquífero Raso
Fonte: ERM, (2012).





Tricloroeteno (ug/L)



LEGENDA

- Edifício
- MW-61
- Postos de Monitoramento - Aquífero Raso
- IMW-01
- Postos de Monitoramento - Aquífero Intermediário
- Curva Potenciométrica
- Dição Preferencial do Fluxo Subterrâneo

Figura 16 - Pluma de TCE - Aquífero Intermediário
Fonte: ERM(2012).

0 4 6 8 12m
ESCALA 1:400

6 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

6.1 COMPOSTOS QUÍMICOS DE INTERESSE

No presente estudo não foram detectados impactos no solo.

Os dados mais representativos da qualidade da água no nível da superfície do aquífero (definida como "água subterrânea do aquífero raso" no âmbito desta avaliação de risco) foram utilizados como dados de entrada na planilha da CETESB para a via de intrusão de vapores. Os valores referentes à água subterrânea rasa no *Site* consistiram dos dados provindos dos poços de monitoramento instalados nas respectivas áreas (i.e. área de inflamáveis e estocagem de tambores).

Os CQIs identificados na água subterrânea são apresentados na Tabela 7, abaixo.

Tabela 7 - CQIs na água subterrânea

Área de Inflamáveis	Aquífero Raso	Cis-1,2-Dicloroeteno, Tricloroeteno, Tetracloroeteno
Área de Estocagem de Tambores	Aquífero Raso	cis-1,2-Dicloroeteno e Cloreto de Vinila

Fonte: Autor, (2013).

6.2 IDENTIFICAÇÃO DOS RECEPTORES

Receptores Atuais:

Os receptores atuais no *Site* são os trabalhadores comerciais/industriais que trabalham diariamente no local (i.e., operários, almoxarifes e equipe manutenção). Assumiu-se que estes receptores são todos adultos.

Receptores Hipotéticos:

Os receptores hipotéticos são aqueles que poderão ocupar o *Site* no futuro. O receptor hipotético mais provável é o mesmo receptor atual (trabalhador comercial/industrial). Os trabalhadores da construção civil também foram avaliados como receptores hipotéticos e considerados sob a premissa de serem todos adultos.

6.3 IDENTIFICAÇÃO DAS VIAS DE EXPOSIÇÃO

Nesta avaliação de riscos, foram consideradas as seguintes vias atuais e hipotéticas:

Cenários de Exposição Atuais:

- a. Vias de Exposição Associadas à Água Subterrânea (aquífero raso):

Considerando a presença de VOCs na água subterrânea, a inalação de vapores em ambientes internos (i.e., ambientes fechados) e externos (i.e., espaços abertos) foram considerados como vias de exposição atuais para os trabalhadores comerciais/industriais presentes atualmente no *Site*. Para estimar os valores de risco associados à inalação de vapores, foram utilizadas as concentrações obtidas da água subterrânea rasa.

Vias de Exposição Hipotéticas:

- a. Água Subterrânea:

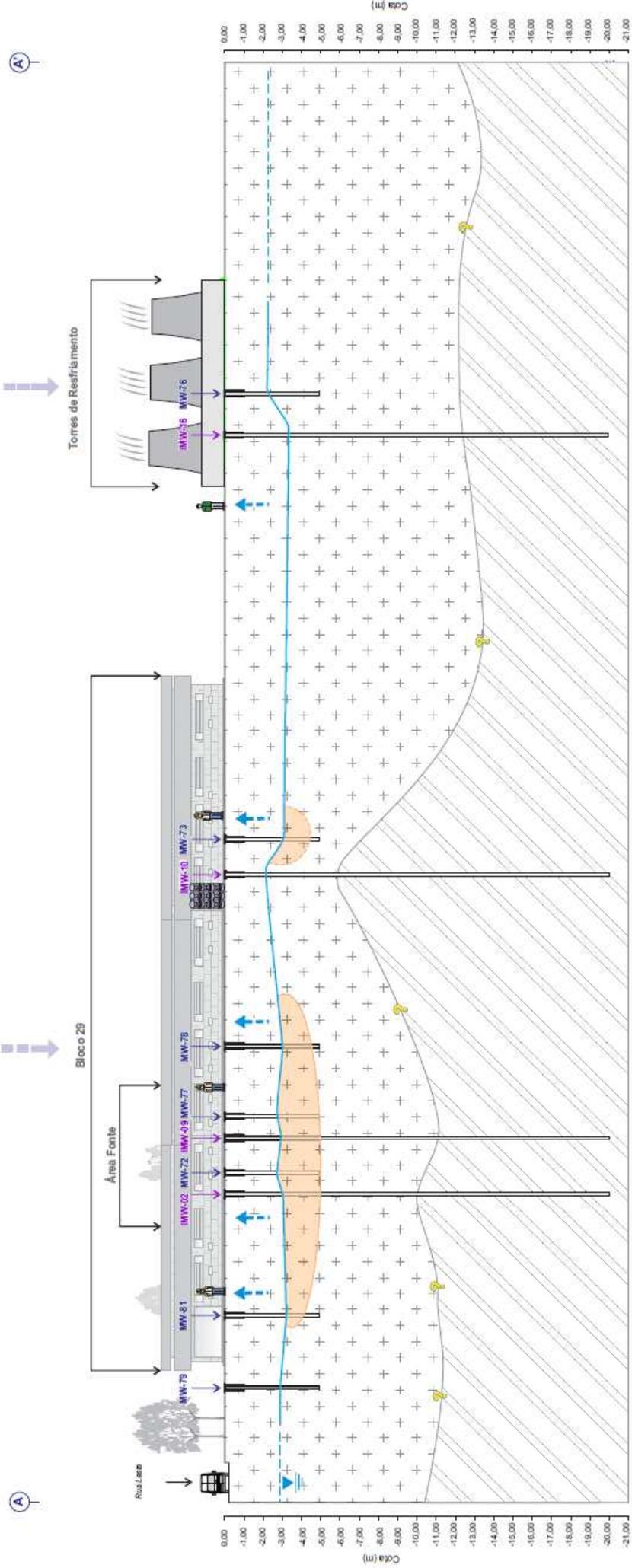
Inalação de vapores de compostos orgânicos voláteis (VOCs) provenientes da água subterrânea rasa em ambientes internos e externos foram os cenários avaliados para trabalhadores comerciais/industriais e da construção civil no *Site*. Para os fins desta avaliação de riscos, foram utilizadas as concentrações obtidas da água subterrânea rasa.

6.4 MODELO CONCEITUAL

Um Modelo Conceitual de Exposição (*Exposure Conceptual Site Model - ECSM*) para o cenário atual está apresentado nas Figuras 17 e 18 (Área de Inflamáveis e Área de Estocagem de Tambores), identificando as fontes, os mecanismos de transporte, as vias de exposição e os receptores. Conforme ilustrado nas figuras, as vias de exposição atuais incluem a inalação de vapores por trabalhadores comerciais/industriais presentes atualmente no *Site* (i.e., operários, almoxarifes e equipe de manutenção). A inalação de vapores foi considerada nos contextos de ar em ambiente interno (i.e., intrusão de vapores em ambientes fechados) e ar em ambiente externo (i.e., liberação de vapores da água subterrânea para o ar ambiente). Dado que o solo não apresenta impacto por VOCs acima dos valores limite, inferiu-se que os vapores só poderiam ser originários da água subterrânea rasa impactada.

Inalação de Vapores - Água Subterrânea
(Ambientes Abertos - Trabalhadores Industriais - Fora da Fonte)

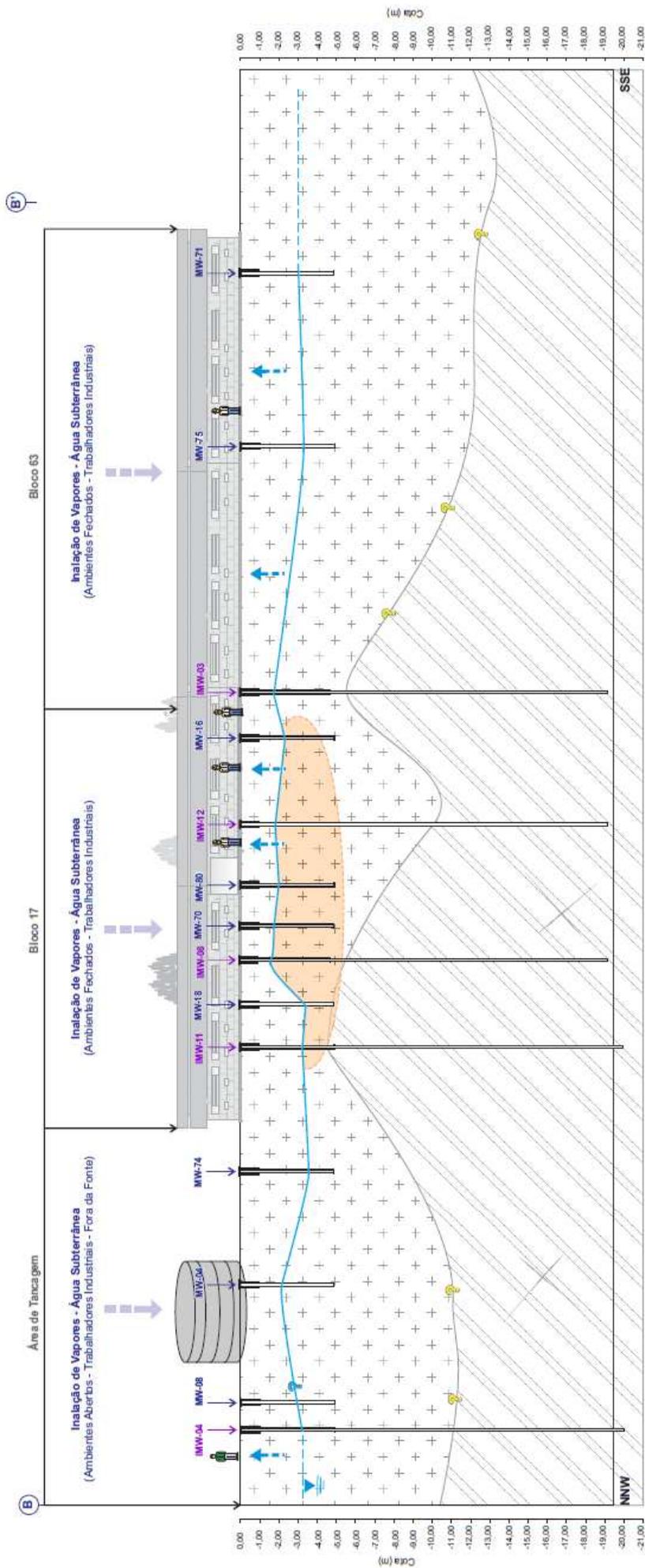
Inalação de Vapores - Água Subterrânea
(Ambientes Fechados - Trabalhadores Industriais)



LEGENDA

-  Silte Argiloso e Arenoso, com grânulos
-  Argila Silteosa a Silte Argiloso
-  Nivel d'água
-  Poço de Monitoramento Raso
-  Poço de Monitoramento Intermediário
-  Água subterrânea impactada por VOC
-  Intrusão de Vapores Potencial - Aquífero Raso

Figura 17: Modelo Conceitual de Exposição – Área de Inflamáveis
Fonte: ERM, (2013).



LEGENDA

- Site Argiloso e Arenoso, com grânulos
- Argila Silteosa a Site Argiloso
- Nivel d'água
- Poço de Monitoramento Raso MW-05
- Poço de Monitoramento Intermediário MW-04
- Água subterrânea impactada por VOC
- Intrusão de Vapores Potencial - Aquífero Raso

Figura 18: Modelo Conceitual de Exposição – Área de Estocagem de Tambores
 Fonte: ERM, (2013).

6.4.1 Concentração dos Compostos Químicos de Interesse (CQIs)

O valor utilizado na estimativa de exposição foi a concentração máxima detectada de cada CQI na água subterrânea (com base nos dados de setembro de 2010 até outubro de 2012).

As concentrações máximas de cada substância química de interesse identificada na água subterrânea do aquífero raso estão apresentadas na Tabela 08 (água subterrânea do aquífero raso).

Tabela 8 - Substâncias Químicas de Interesse – Água Subterrânea, Aquífero Raso

Área de Estudo	Compostos Químicos de Interesse	Concentração Máxima (mg/L)	Limite CONAMA 420/09 (mg/L)	Ponto de Amostragem	Evento de Monitoramento
Área de Inflamáveis	Cis-1,2-Dicloroetano	0,600	0,050	MW-72	Outubro 2012
	Tricloroetano	16,530	0,040	MW-77	Outubro 2012
	Tetracloroetano	0,820	0,070	MW-72	Outubro 2012
Estocagem de Tambores	Cloreto de Vinila	0,020	0,005	MW-18	Dezembro 2011
	Cis-1,2-Dicloroetano	0,151	0,050	MW-70	Dezembro 2011

Fonte: Autor, (2013).

A Tabela 9 apresenta um resumo dos cenários de exposição, vias de exposição e receptores atuais e hipotéticos avaliados nesta avaliação de riscos.

Tabela 9 - Cenários de exposição

MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO		VIA DE EXPOSIÇÃO				RESIDENCIAL		COMERCIAL/ INDUSTRIAL	CONSTRUÇÃO
MEIO		CONTATO DIRETO		INALAÇÃO	VAPORES	CRIANÇAS	ADULTOS		
SOLO	SUPERFÍCIE	CONTATO DIRETO		INALAÇÃO	PARTICULADO	NA	NA	NA	NA
		CONTATO DÉRMIICO		INGESTÃO (SOLO)		NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO (VEGETAIS)				NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO				NA	NA	NA	NA
ÁGUA SUBTERRÂNEA	SUBSUPERFÍCIE	INGESTÃO		INALAÇÃO	AMBIENTES ABERTOS	NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA (LIXIVIAÇÃO)			AMBIENTES FECHADOS	NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO				NE	NA	NA	NA
		INGESTÃO				NA	NA	A	H
ÁGUA SUPERFICIAL	RASA	INGESTÃO		INALAÇÃO	AMBIENTES ABERTOS	NA	NA	A	H
		INGESTÃO			AMBIENTES FECHADOS	NA	NA	A	H
		INGESTÃO				NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO				NA	NA	NA	NA
SEDIMENTOS		INGESTÃO		CONTATO DIRETO	CONTATO DÉRMIICO	NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO		INALAÇÃO		NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO		INGESTÃO		NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO		CONTATO DÉRMIICO		NA	NA	NA	NA
		INGESTÃO				NA	NA	NA	NA
		CONTATO DÉRMIICO				NA	NA	NA	NA

Cenário

H = Hipotético

A = Atual

NA Não Aplicável

Fonte: Autor, (2013).

6.5 AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE

A avaliação de toxicidade inclui as seguintes etapas:

1. Identificação do Efeito Toxicológico, e
2. Avaliação de Dose-Resposta.

Identificação do Efeito Toxicológico:

Na Tabela 10, abaixo, é fornecido um resumo dos CQIs identificados no *Site* e as respectivas classificações carcinogênicas (carcinogênico [C] ou não carcinogênico [NC]), conforme os dados obtidos da tabela da CETESB (tabela “FatTox”, Anexo A).

Tabela 10 - Substâncias químicas de interesse e Classificação de Câncer conforme Planilha CETESB (2013)

Substância Química de Interesse	Classificação de Câncer
cis-1,2-Dicloroetano	NC
Cloreto de Vinila	C
Tetracloroetano	C
Tricloroetano	C
C – carcinogênico	
NC – não carcinogênico	

Fonte: Planilha CETESB, (2013).

6.6 CÁLCULOS DE RISCOS

Os riscos carcinogênicos e não carcinogênicos relacionados às substâncias químicas de interesse identificadas no *Site* são apresentados e discutidos nesta seção.

As planilhas da CETESB contendo os cálculos de risco estão apresentadas no Anexo A. As planilhas denominadas “Risco AS Ad” apresentam os riscos calculados para o *Site*.

6.6.1 Riscos Carcinogênicos

Cenários Atuais:

A única via de exposição real no local de estudo é a inalação de vapores de VOCs. Os resultados calculados referentes aos riscos carcinogênicos para os trabalhadores

comerciais/industriais atualmente presentes no *Site* e expostos à inalação de VOCs estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Resultados do cálculo de riscos carcinogênicos para cenários atuais

Áreas de Estudo	Compostos Químicos de Interesse na Água Subterrânea Rasa	Trabalhador Comercial/Industrial – Na Fonte de Contaminação		Trabalhador Comercial/Industrial – Fora da Fonte de Contaminação	
		Inalação		Inalação	
		Ar Ambiente Externo	Ar Ambiente Interno	Ar Ambiente Externo	Ar Ambiente Interno
Área de Inflamáveis	Tetracloroetileno	8.26x10 ⁻⁹	4.95x10 ⁻⁷	3.44x10 ⁻¹²	2.06x10 ⁻¹⁰
	Tricloroetileno	2.17x10 ⁻⁶	1.25x10⁻⁴	5.88x10 ⁻⁸	3.39x10 ⁻⁶
	Dicloroeteno-1,2-cis	ND	ND	ND	ND
Risco Cumulativo por Cenário		2.17x10 ⁻⁶	1.25x10⁻⁴	5.88x10 ⁻⁸	3.39x10 ⁻⁶
Área de Estocagem de Tambores	Dicloroeteno-1,2-cis	ND	ND	ND	ND
	Cloreto de Vinila	9.78x10 ⁻⁹	6.24x10 ⁻⁷	7.68x10 ⁻¹⁰	4.90x10 ⁻⁸
Risco Cumulativo por Cenário		9.78x10 ⁻⁹	6.24x10 ⁻⁷	7.68x10 ⁻¹⁰	4.90x10 ⁻⁸

Observação sobre a tabela: os valores em negrito indicam riscos carcinogênicos > 1 x 10⁻⁵
 Valores calculados com base nas planilhas da CETESB
 ND – Risco não detectado

Fonte: Autor, (2013).

Conforme indicado na Tabela 11 para a via de inalação de vapores, os riscos carcinogênicos potenciais calculados para os trabalhadores comerciais/industriais no *Site* sujeitos à exposição em ambientes internos e externos apresentaram valores acima do limite recomendado, na área de inflamáveis. O CQI que apresentou risco carcinogênico acima de 1x10⁻⁵ foi o tricloroetileno, na área de inflamáveis, para receptores presentes na fonte da contaminação e em ambientes internos. A área de estocagem de tambores não apresentou risco carcinogênico para os cenários de exposição atual.

Cenários Hipotéticos (Potenciais no Futuro):

Riscos carcinogênicos associados à inalação de vapores por potenciais (hipotéticos) trabalhadores da construção civil são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Resultados do cálculo de riscos carcinogênicos para cenários hipotéticos

Áreas de Estudo	Compostos Químicos de Interesse na Água Subterrânea Rasa	Trabalhador da Construção Civil – Na Fonte de Contaminação	
		Inalação	
		Ar Ambiente Externo	Ar Ambiente Interno
Área de Inflamáveis	Tetracloroetileno	6.61×10^{-7}	4.75×10^{-8}
	Tricloroetileno	1.73×10^{-7}	1.20×10^{-5}
	Dicloroeteno-1,2-cis	ND	ND
Risco Cumulativo por Cenário		1.74×10^{-7}	1.20×10^{-5}
Área de Estocagem de Tambores	Dicloroeteno-1,2-cis	ND	ND
	Cloreto de Vinila	7.83×10^{-10}	5.99×10^{-8}
Risco Cumulativo por Cenário		7.83×10^{-10}	5.99×10^{-8}

Observação sobre a tabela: os valores em negrito indicam riscos carcinogênicos $> 1 \times 10^{-5}$
Valores calculados com base nas planilhas da CETESB
ND – Risco não detectado

Fonte: Autor, (2013).

Conforme indicado na Tabela 12, a inalação de VOCs via intrusão de vapores para o ar em ambientes internos e externos para trabalhadores da construção civil resultou em um risco carcinogênico potencial acima do recomendável (acima de 1×10^{-5}) para o composto químico de interesse tricloroetileno, na área de inflamáveis somente.

Os riscos carcinogênicos associados à inalação de vapores por potenciais (hipotéticos) trabalhadores comerciais/industriais são os mesmos calculados para trabalhadores comerciais/industriais no cenário atual (apresentados na Tabela 11).

6.6.2 Riscos Não Carcinogênicos

Cenários Atuais (Reais):

A única via de exposição real no local avaliado é a inalação de vapores de VOCs.

Os resultados calculados referentes aos riscos não carcinogênicos para trabalhadores comerciais/industriais atuais no *Site* expostos à inalação de VOCs estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Resultados do cálculo de riscos não carcinogênicos para cenários atuais

Áreas de Estudo	Compostos Químicos de Interesse na Água Subterrânea Rasa	Trabalhador Comercial/Industrial – Na Fonte de Contaminação		Trabalhador Comercial/Industrial – Fora da Fonte de Contaminação	
		Inalação		Inalação	
		Ar Ambiente Externo	Ar Ambiente Interno	Ar Ambiente Externo	Ar Ambiente Interno
Área de Inflamáveis	Tetracloroetileno	2.29x10 ⁻³	1.37x10 ⁻¹	9.53x10 ⁻⁷	5.71x10 ⁻⁵
	Tricloroetileno	7.60x10 ⁻¹	4.39x10¹	2.07x10 ⁻²	1.19x10⁰
	Dicloroeteno-1,2-cis	ND	ND	ND	ND
Risco Cumulativo por Cenário		7.66x10 ⁻¹	4.42x10¹	2.07x10 ⁻²	1.19x10⁰
Área de Estocagem de Tambores	Dicloroeteno-1,2-cis	ND	ND	ND	ND
	Cloreto de Vinila	6.40x10 ⁻⁵	4.09x10 ⁻³	5.02x10 ⁻⁶	3.21x10 ⁻⁴
Risco Cumulativo por Cenário		6.40x10 ⁻⁵	4.09x10 ⁻³	5.02x10 ⁻⁶	3.21x10 ⁻⁴

Observação sobre a tabela: os valores em negrito indicam riscos não carcinogênicos > 1

Valores calculados com base nas planilhas da CETESB

ND – Risco não detectado

Fonte: Autor, (2013).

Conforme indicado na Tabela 13 para a via de exposição de inalação de vapores, os riscos não carcinogênicos potenciais calculados para trabalhadores comerciais/industriais no *Site* sujeitos à exposição em ambientes internos e externos, na fonte e fora da fonte de contaminação, para a área de inflamáveis, estiveram acima do limite recomendado. O CQI que apresentou risco de toxicidade acima de 1 foi o tricloroetileno.

A área de estocagem de tambores não apresentou riscos não carcinogênicos para os cenários de exposição atual.

Cenários Hipotéticos (Potenciais no Futuro):

Os resultados referentes aos riscos não carcinogênicos associados à inalação de vapores por receptores potenciais no *Site* (i.e., trabalhadores da construção civil) estão apresentados na Tabela 14.

Os riscos não carcinogênicos associados à inalação de vapores por potenciais (hipotéticos) trabalhadores comerciais/industriais são os mesmos calculados para trabalhadores comerciais/industriais no cenário atual (apresentados na Tabela 14).

Tabela 14 - Resultados do cálculo de riscos não carcinogênicos para cenários hipotéticos

Áreas de Estudo	Compostos Químicos de Interesse na Água Subterrânea Rasa	Trabalhador da Construção Civil – Na Fonte de Contaminação	
		Inalação	
		Ar Ambiente Externo	Ar Ambiente Interno
Área de Inflamáveis	Tetracloroetileno	2.29×10^{-3}	1.65×10^{-1}
	Tricloroetileno	7.60×10^{-1}	5.26×10^1
	Dicloroeteno-1,2-cis	ND	ND
Risco Cumulativo por Cenário		7.66×10^{-1}	5.30×10^1
Área de Estocagem de Tambores	Dicloroeteno-1,2-cis	ND	ND
	Cloreto de Vinila	6.4×10^{-5}	4.9×10^{-3}
Risco Cumulativo por Cenário		6.4×10^{-5}	4.9×10^{-3}

Observação sobre a tabela: os valores em negrito indicam riscos carcinogênicos > 1
Valores calculados com base nas planilhas da CETESB
ND – Risco não detectado

Fonte: Autor, (2013).

Conforme indicado na Tabela 14 para a via de exposição de inalação de vapores, os riscos não carcinogênicos potenciais calculados para trabalhadores da construção civil no *Site* sujeitos à exposição em ambientes internos e externos, na fonte de contaminação, para a área de inflamáveis, estiveram acima do limite recomendado. O CQI que apresentou risco de toxicidade acima de 1 foi o tricloroetileno.

6.7 ANÁLISE DE INCERTEZAS

Durante o processo de avaliação de riscos, existem fontes de incerteza em todas as etapas da quantificação de risco. A seguir estão descritas algumas fontes de incertezas associadas à presente avaliação.

A) Caracterização do *Site*

Nem sempre é possível caracterizar todos os meios impactados em uma área, os modelos de transporte são frequentemente utilizados para estimar as concentrações em um dado meio de exposição (p.ex., estimativa dos níveis de vapores no ar interior a partir dos dados obtidos para solo e/ou água subterrânea). Na presente avaliação:

- Os valores específicos do *Site* relativos à profundidade do nível d'água, temperatura da água e área e espessura da pluma na água subterrânea (contaminação) foram utilizados no modelo (i.e., dados de entrada na planilha da CETESB). Outros parâmetros padrão fornecidos pelo modelo da CETESB também foram utilizados. Todos os parâmetros utilizados estão apresentados na planilha

denominada "Meio Físico" (Anexo A);

- Considerando as variações sazonais, foram utilizados dados recentes das últimas três campanhas de monitoramento da água; e,
- As estimativas de exposição foram calculadas a partir da concentração máxima detectada na água subterrânea.

B) Qualidade dos Dados

Para garantir a qualidade dos dados utilizados nesta avaliação de riscos, os procedimentos de amostragem de água subterrânea incluíram a coleta de amostras duplicatas, brancos de campo, brancos de equipamento e brancos de viagem.

Os objetivos da qualidade de dados incluíram a validação dos dados analíticos através das seguintes verificações: se a documentação de recebimento das amostras estavam dentro dos prazos de validade; se as análises foram realizadas em conformidade com os protocolos pré-estabelecidos; e se os resultados de controle de qualidade do laboratório estavam dentro das faixas aceitáveis.

O laboratório realizou análises de controle de qualidade usando amostras de branco de método e amostras de controle do laboratório (*laboratory control samples - LCS*), visando a garantir a exatidão e precisão dos resultados. Segundo o laboratório, as amostras de LCS e análises com traçador (*surrogates*) apresentaram valores de recuperação dentro das faixas aceitáveis.

C) Cálculos de Exposição

Nas avaliações de riscos, os valores de concentração medidos diretamente no local avaliado são sempre preferíveis às estimativas baseadas em modelos matemáticos; no entanto, muitas vezes não é possível obter e medir concentrações em todos os meios físicos potencialmente impactados. Por isso, o uso de modelos matemáticos é bastante comum, mas pode impactar na veracidade dos resultados obtidos. Na presente avaliação, o cálculo para os riscos associados a intrusão de vapores foi baseado em um modelo matemático, utilizando as concentrações detectadas na água subterrânea rasa.

D) Valores de Referência Toxicológicos

A maior parte dos dados toxicológicos geralmente utilizados pela CETESB nas análises de risco e também utilizados na presente avaliação são provenientes do *Integrated Risk Information System (IRIS)* e *USEPA Region III*. A USEPA, bem como as outras reguladoras ambientais responsáveis pelo desenvolvimento de valores-referência, lidam com as incertezas aplicando fatores de segurança ao elaborar os valores de RfD.

E) Caracterização dos Riscos

Os procedimentos e dados utilizados em avaliações de riscos potenciais à saúde humana estão sujeitos a diversas fontes de incertezas. A amostragem e análise da química ambiental, os parâmetros de exposição e os dados toxicológicos são fontes de incertezas.

6.8 METAS DE REMEDIAÇÃO

A planilha da CETESB possui uma aba, “CMA AS Ad” (Anexo A), que indica as concentrações máximas aceitáveis para água subterrânea, para que não haja risco (carcinogênico e não carcinogênico).

Nas Tabelas 15 e 16, a seguir, serão apresentadas as concentrações máximas aceitáveis na água subterrânea, e, conseqüentemente, a meta de redução das concentrações dos compostos químicos em água subterrânea (para não haver risco carcinogênico e não carcinogênico para trabalhadores comerciais/industriais – cenário atual de exposição). A concentração máxima detectada de cada composto químico de interesse foi utilizada na planilha da CETESB como dados de entrada para o cálculo do risco.

Tabela 15 - Metas de remediação para riscos carcinogênicos

Área de Estudo	Compostos Químicos de Interesse	Concentração Máxima Detectada (mg/L)	Concentração Máxima Aceitável – Ambientes Fechados (mg/L)	Meta de Remediação
Área de Inflamáveis	Cis-1,2-Dicloroeteno	0,600	Sem risco	-
	Tricloroeteno	16,530	1,32	12
	Tetracloroeteno	0,820	Sem risco	-
Estocagem de Tambores	Cloreto de Vilina	0,020	Sem risco	-
	Cis-1,2-Dicloroeteno	0,151	Sem risco	-

Fonte: Autor, (2013).

Segundo a Tabela 15, acima, a concentração de tricloroetileno em água subterrânea deve ser reduzida 12 vezes, para não apresentar risco carcinogênico à saúde humana para receptores do tipo trabalhadores comerciais/industriais, expostos à inalação de vapores em ambientes fechados.

Tabela 16 - Metas de remediação para riscos não carcinogênicos

Área de Estudo	Compostos Químicos de Interesse	Concentração Máxima Detectada (mg/L)	Concentração Máxima Aceitável – Ambientes Fechados (mg/L)	Meta de Remediação
Área de Inflamáveis	Cis-1,2-Dicloroeteno	0,600	Sem risco	-
	Tricloroeteno	16,530	0,377	44
	Tetracloroeteno	0,820	Sem risco	-
Estocagem de Tambóres	Cloreto de Vilina	0,020	Sem risco	-
	Cis-1,2-Dicloroeteno	0,151	Sem risco	-

Fonte: Autor, (2013).

Segundo a Tabela 16, acima, a concentração de tricloroetileno em água subterrânea deve ser reduzida 44 vezes, para não apresentar risco não carcinogênico à saúde humana para receptores do tipo trabalhadores comerciais/industriais, expostos à inalação de vapores em ambientes fechados.

Como indicado na metodologia e na análise de incertezas presentes neste estudo, para a padronização dos dados de entrada e de saída, alguns dados como: fator de transporte, fator de ingresso, parâmetros de exposição e fator toxicológico das planilhas da CETESB são impossibilitados de serem alterados. Através do desbloqueio das planilhas, foi possível realizar o cálculo do risco alterando a duração de exposição e o tempo de exposição diário. A CETESB utiliza como padrão a duração de exposição para trabalhadores comerciais e industriais como 25 anos e tempo de exposição de 8 horas por dia para inalação de vapores em ambientes abertos e fechados.

Sabendo-se que para a área de estudo, apresentada neste trabalho, os trabalhadores da área de inflamáveis (área que apresentou risco) não permanecem na área fonte 8 horas diárias, foi alterado o tempo de exposição diário para 3 horas. Os resultados dos cálculos de risco carcinogênico e não carcinogênico são brevemente apresentados a seguir e as metas de remediação são apresentadas nas Tabelas 17 e 18. As planilhas de cálculo podem ser observadas no Anexo B.

Para um fator de tempo de exposição de 3 horas diárias, durante 25 anos, os resultados do cálculo de risco foram:

- Somente foram apresentados riscos para o receptor localizado na fonte de contaminação e em ambientes fechados. Receptores localizados fora da fonte de contaminação não se apresentaram expostos aos riscos em ambientes fechados e abertos;
- Com relação aos riscos carcinogênicos, somente o composto tricloroetileno apresentou risco maior que 1×10^{-5} , sendo este $4,68 \times 10^{-5}$. Uma ordem de grandeza inferior ao analisado com fator de tempo de exposição de 8 horas diárias e,
- Com relação aos riscos não carcinogênicos, somente o composto tricloroetileno apresentou risco maior que 1, sendo este $1,65 \times 10^1$.

Tabela 17 - Metas de remediação para riscos carcinogênicos

Área de Estudo	Compostos Químicos de Interesse	Concentração Máxima Detectada (mg/L)	Concentração Máxima Aceitável – Ambientes Fechados (mg/L)	Meta de Remediação
Área de Inflamáveis	Cis-1,2-Dicloroeteno	0,600	Sem risco	-
	Tricloroeteno	16,530	3,53	5
	Tetracloroeteno	0,820	Sem risco	-
Estocagem de Tambores	Cloreto de Vilina	0,020	Sem risco	-
	Cis-1,2-Dicloroeteno	0,151	Sem risco	-

Fonte: Autor, (2013).

Segundo a Tabela 17, acima, a concentração de tricloroetileno em água subterrânea deve ser reduzida 5 vezes (58,3% a menos que a meta calculada para 8 horas diárias de exposição), para não apresentar risco carcinogênico à saúde humana para receptores do tipo trabalhadores comerciais/industriais, expostos à inalação de vapores em ambientes fechados.

Tabela 18 - Metas de remediação para riscos não carcinogênicos

Área de Estudo	Compostos Químicos de Interesse	Concentração Máxima Detectada (mg/L)	Concentração Máxima Aceitável – Ambientes Fechados (mg/L)	Meta de Remediação
Área de Inflamáveis	Cis-1,2-Dicloroeteno	0,600	Sem risco	-
	Tricloroeteno	16,530	1,00	16
	Tetracloroeteno	0,820	Sem risco	-
Estocagem de Tambores	Cloreto de Vilina	0,020	Sem risco	-
	Cis-1,2-Dicloroeteno	0,151	Sem risco	-

Fonte: Autor, (2013).

Segundo a Tabela 18, acima, a concentração de tricloroetileno em água subterrânea deve ser reduzida 16 vezes (63,64% a menos que a meta calculada para 8 horas diárias de exposição), para não apresentar risco não carcinogênico à saúde humana para receptores do tipo trabalhadores comerciais/industriais, expostos à inalação de vapores em ambientes fechados.

7 DISCUSSÕES E CONCLUSÕES

A seguir serão apresentadas algumas discussões e conclusões referentes aos: (i) resultados obtidos da avaliação de risco do presente estudo e (ii) utilização das planilhas da CETESB para cálculo do risco e suas limitações.

7.1 RESULTADOS OBTIDOS NA AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA

- Os resultados desta avaliação de risco indicam a presença de risco carcinogênico e não carcinogênico para trabalhadores expostos à inalação por intrusão de vapores orgânicos (tricloroetileno) provenientes de águas subterrâneas contaminadas para os cenários atuais e hipotéticos na área de inflamáveis;
- Segundo o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, publicado pela CETESB (2001) e o fluxograma de gerenciamento de áreas contaminadas presente na Resolução CONAMA no 420/09, depois de realizada a avaliação de risco em áreas contaminadas sob investigação, e a mesma apresentar resultados que caracterizem a exposição ao risco à saúde humana, ações devem ser tomadas (remediação, eliminação da via de exposição, entre outros) a fim de eliminar o risco presente na área sob investigação;
- Um dos exemplos de mitigação, no caso de potenciais trabalhadores da construção civil, é a utilização de Equipamentos de Proteção Individual (EPI), evitando contato com os meios ambientais contaminados e os vapores provenientes destes. A rota de exposição, assim, estaria incompleta, descaracterizando o risco;
- Assim, um dos principais objetivos da realização deste trabalho foi atingido, os riscos foram calculados e os trabalhadores encontram-se expostos aos riscos (carcinogênico e não carcinogênico) provenientes da inalação de vapores orgânicos oriundos do composto tricloroetileno presente nas águas subterrâneas do local de estudo.

7.2 UTILIZAÇÃO DAS PLANILHAS DA CETESB PARA CÁLCULO DO RISCO

Todos os parâmetros de entrada dos modelos matemáticos utilizados nas planilhas de cálculo de risco da CETESB foram amplamente discutidos por um grupo multidisciplinar composto por profissionais da CETESB e da iniciativa privada, ainda assim se tratam de modelos matemáticos que podem não representar, de maneira adequada, a realidade.

Através dos resultados obtidos devido à mudança do tempo de exposição diário dos trabalhadores no local de estudo, pode-se observar, claramente, que o método de análise das planilhas da CETESB apresenta um grau elevado de conservadorismo, pois as metas de remediação reduziram mais de 50% devido a alteração do tempo de exposição diária dos trabalhadores de 8 horas para 3 horas.

Além disto, variáveis importantes associadas aos processos de atenuação durante o transporte dos contaminantes entre a fonte de vapores e os ambientes alvos de estudos não são incluídos nesta abordagem ou são tratadas de uma forma genérica. Entretanto, deve-se considerar que a determinação ou quantificação destas variáveis pode ser bastante onerosa e, em alguns casos, é tecnicamente inviável, principalmente por possuírem uma grande variabilidade espacial e temporal.

De acordo com a American Petroleum Institute (API,1998), as concentrações dos CQI determinadas diretamente nos ambientes fechados (análise do ar em ambientes internos), apresentam valores da ordem de mil vezes inferiores em relação as concentrações de vapores de solo obtidas imediatamente abaixo da fundação das construções (análise *subslab*). Esta relação é consistente com os dados publicados nos estudos conduzidos por Nazaroff et al., (1987), e com os resultados obtidos a partir do modelo elaborado por Johnson e Ettinger (1991) – modelo o qual é utilizado para o cálculo do risco de intrusão de vapores na Planilha da CETESB.

Sendo assim, dados obtidos diretamente a partir de amostragem de vapores em subsuperfície – *subslab* – (próximos ao ponto de exposição), podem fornecer uma estimativa mais precisa a respeito das concentrações que possuem real potencial para atingir os receptores presentes no interior dos ambientes fechados. Atualmente, existe uma série de manuais e guias que orientam os procedimentos e “boas práticas” de coleta e validação dos dados obtidos em campo (*Brownfields Technology Primer: Vapor Intrusion Consideration for*

Redevelopment, US. EPA, 2008), abordando técnicas de amostragem, métodos analíticos e elaboração de modelos conceituais específicos.

Adicionalmente, os resultados e as concentrações quantificadas diretamente em fase vapor, por meio de amostras obtidas em subsuperfície, devem ser comparados com padrões ambientais adequados, estabelecidos em função dos parâmetros físicos locais, características específicas dos receptores e das construções eventualmente existentes nas áreas impactadas, de forma a não subestimar ou superestimar os riscos associados à presença de vapores nos ambientes fechados.

Assim, uma abordagem mais específica na avaliação de intrusão de vapores seria a aplicação da metodologia de avaliação de risco através das planilhas da CETESB, que, além de reconhecida federalmente, é de fácil entendimento e manuseio, proporcionando uma padronização dos resultados (maior eficiência e facilidade em analisar os estudos de caso); bem como a aplicação de metodologias de investigação que possam avaliar esta via de exposição de maneira mais exata e real, auxiliando na seleção de técnicas de remediação mais eficientes, sustentáveis e economicamente viáveis para mitigação dos riscos associados à exposição dos receptores a inalação de vapores em ambientes fechados.

REFERÊNCIAS

ABERNATHY, Charles O.; THOMAS, David J.; CALDERON, Rebecca L. **Health effects and risk assessment of arsenic**. 1994.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). Department of Health and Human Services. Public Health Service. **Toxicological Profiles**, (1996, 1997, 1998).

_____. **Public health service**. Atlanta, GA: Department of Health and Human Services; 1998.

_____. **Public health assessment guidance manual**. 2005.

ALVES, Felipe Deppe; TOMASI, Leonardo Cassol; FAN, Fernando Mainardi. **Contamination Source Area Identification using Passive Soil Vapor. Modules in Southern Brazil**. Porto Alegre: ERM, 2010).

AMERICAN CONFERENCE OF GOVERNMENTAL INDUSTRIAL HYGIENISTS. (ACGIH). **Documentation of the threshold limit values and biological exposures indices**. 1991.

BEAR, J. **Dynamics of fluids in porous media**. U.S.A: American Elsevier Publishing Company, 1972. 764p.

CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. 2001. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/manual-de-gerenciamento-de-ACs/7->>. Acesso em: 05 mar. 2013.

_____. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. Capítulo IX. 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/Capitulo_IX.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2013.

_____. **Planilhas para Avaliação de Risco**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/planilhas-para-avalia%C3%A7%C3%A3o-de-risco/8-planilhas>>. Acesso em: 01 jun. 2013.

EDIL, R.B. A review of aqueous-phase VOC transport in modern landfill liners. **Waste Manage**, v. 23, p. 561-71, 2003.

EISENREICH, S. J.; LOONEY, B. B.; THORNTON, J. D. Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. **Environ Sci Technol**, v. 15, n. 1, p. 30-38, 1981.

ELBACHÁ, A. T. **Estudo da influência de alguns parâmetros no transporte de massa em solos argilosos**. Rio de Janeiro, 1989. 178p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, PUC-RIO, 1989.

EUROPEAN CHLORINATED SOLVENT ASSOCIATION (ECSA). Disponível em: <<http://www.cefic.org/About-us/How-Cefic-is-organised/Halogens--Euro-Chlor/European-Chlorinated-Solvent-Association-ECSA/>>. Acesso em: 01 jun. 2013.

FAN, Chihhao; WANGB, Gen-Shuh; CHENC, Yen-Chuan; KOD, Chun-Han. **Risk assessment of exposure to volatile organic compounds ingroundwater in Taiwan**. 2008.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia conceitos e aplicações**. CPRM/LABHID, 2008.

FETTER, C. W. **Contaminant hydrogeology**. New York: Macmillian Publish Company, 1993. 458 p.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. New Jersey: Prentice-Hall, 1979. 604 p.

FREIRE, Renato Sanches; PELEGRINI, Ronaldo; KUBOTA, Lauro T.; DURAN, Nelson. **Espécies organocloradas**. 1999.

HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK (HSDB). National Library of Medicine. **National Toxicology Information Program**. 1995.

JAFFÉ, Peter. **Manual para levantamento, investigação, avaliação e remediação de contaminações de solo e água subterrânea por solventes clorados na indústria metalúrgica / eletro-eletrônica**. Gerenciamento de Contaminações por Solventes Clorados. Programa de Parceria Pública da Cooperação Técnica Brasil-Alemanha. Nickol & Partner GmbH. Alemanha Nickol do Brasil, 2008.

LEE, Lukas Jyuhn-Hsiarn; CHAN, Chang-Chuan; CHUNG, Chih-Wen; MA, Yee-Chung; WANG, Gan-Shuh; WANG, Jung-Der. Health risk assessment on residents exposed to chlorinated hydrocarbons contaminated in groundwater of a hazardous waste site. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues**, 07 jan. 2011.

LIANG, H.-M.; LIAO, C. M. Modelling VOC-odor exposure risk in livestock buildings. **Chemosphere**, v. 68, p. 781-9, 2007.

MINISTÉRIO PÚBLICO DA SAÚDE. **Avaliação de risco à saúde humana por resíduos de pesticidas organoclorados em Cidade dos Meninos, Duque de Caxias, RJ**. 2002.

_____. **Estudos de avaliação de risco por resíduos perigosos no Bairro Mansões Santo Antônio Município de Campinas – São Paulo**. 2005.

MITCHELL, J. K. **Conduction phenomena: from theory to geotechnical practice**. 31st. [S.l.]: [s.n.], 1991.

NATIONAL INSTITUTE FOR OCCUPACIONAL SAFETY AND HEALTH (NIOSH). **National Occupational Exposure Survey (NOES)**. Cincinnati: Department of Health and Human Services, National Occupational Exposure Survey, 1988.

NOBRE, M. M. M. **Estudo experimental do transporte de poluentes em solos argilosos**

compactados. Rio de Janeiro, 1987. 214p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, PUC-RIO, 1987.

OLIVEIRA, E. **Contaminação de aquíferos por hidrocarbonetos provenientes de vazamentos de tanques de armazenamento subterrâneo.** Dissertação (Mestrado em Engenharia), IGc- USP, 1992. 112p.

PARSONS, F.; WOOD, P. R.; DEMARCO, J. **Transformation of tetrachloroethene and trichloroethene in microcosms and groundwater.** 1984.

PERKINS, T. K.; JOHNSTON, O. C. A review of diffusion and dispersion in porous media. **Society of Petroleum Engineering Journal**, v. 3, 1963.

ROBINSON, R. A.; STOKES, R. H. **Electrolyte solutions.** 2nd ed. London: [s.n.], 1965.

ROLPH, Christine G.; TORRES, Valerie E.; EVERRET, John W. **The ‘Volatile’ World of Vapor Intrusion: understanding vapor intrusion regulation and the potential for litigation.** 2012.

SALGADO, Paulo Eduardo de Toledo; MARONA, Hérica Regina Nunes. **Informações gerais e ecotoxicológicas de solventes clorados.** Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância Ambiental em Saúde, 2004.

SOIL SCREENING GUIDANCE: technical background document table of contents EPA, Part 5: Chemical-Specific Parameters. July, 1996.

TABAK, H. H.; QUAVES, S. A.; MASHNI, C. I. et al. **Bioegradability studies with organic priority pollutant compounds.** 1981.

TOXICS RELEASE INVENTORY (TRI93). Public Data Release. **Office of Pollution Prevention and Toxics (7408).** Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1995.

US. EPA. **Risk assessment guidance for superfund: human health evaluation manual**, v. 1. Washington DC, USA: Office of Emergency and Remedial Response, 1989. (Part A).

_____. **Oswer draft guidance for evaluating the vapor intrusion to indoor air pathway from groundwater and soils.** (Subsurface Vapor Intrusion Guidance). 2002.

_____. **Assessment of vapor intrusion in homes near the raymark superfund site using basement and sub-slab air samples.** 2006.

WALLACE, L. A. **The total exposure assessment methodology study.** USEPA, 1987.

ANEXO A - Planilhas da CETESB para cálculo do risco, sem alteração dos dados-padrões de entrada.

**ANEXO B - Planilhas da CETESB para cálculo do risco, alterando o fator de exposição
“tempo de exposição diário”, para Área de Inflamáveis.**