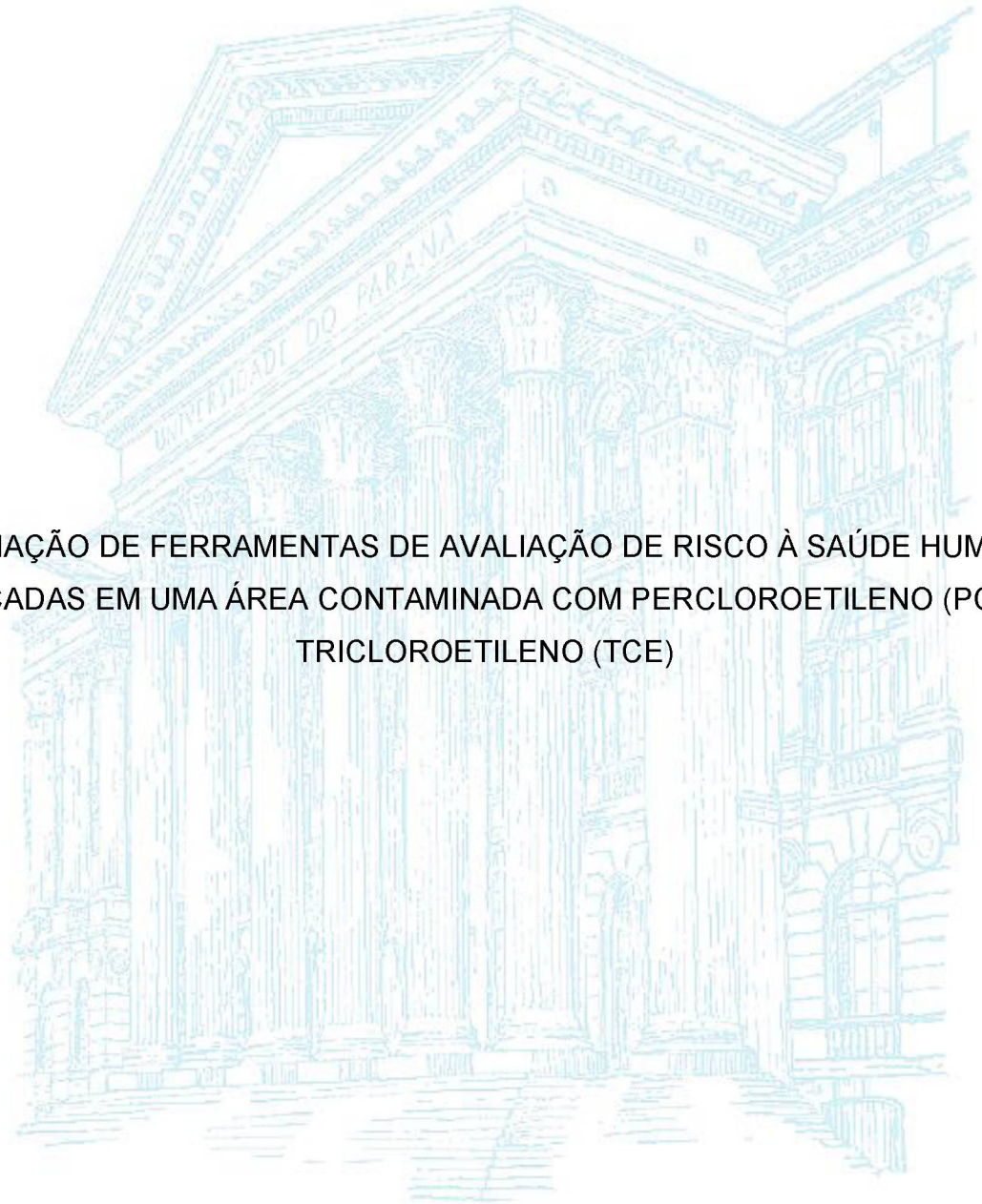
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIANA BARBOSA DRUSZCZ



AVALIAÇÃO DE FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA APLICADAS EM UMA ÁREA CONTAMINADA COM PERCLOROETILENO (PCE) E TRICLOROETILENO (TCE)

CURITIBA

2017

MARIANA BARBOSA DRUSZCZ

AVALIAÇÃO DE FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA APLICADAS EM UMA ÁREA CONTAMINADA COM PERCLOROETILENO (PCE) E TRICLOROETILENO (TCE)

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Meio Ambiente Urbano e Industrial, no Programa de Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial, Setor de Tecnologia, da Universidade Federal do Paraná em parceria com o SENAI/PR e a *Universität Stuttgart*, Alemanha.

Orientador: Prof. Dr. Jörg W. Metzger
Co-Orientadora: Prof. M.Sc. Marielle Feilstrecker

CURITIBA

2017

Catalogação na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

D979a Druszcz, Mariana Barbosa
Avaliação de ferramentas de avaliação de risco à saúde humana aplicadas em uma área contaminada com percloroetileno (PCE) e tricloroetileno (TCE) / Mariana Barbosa Druszcz – Curitiba, 2017.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial, em parceria com o Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI) e a Universität Stuttgart. 2017

Orientador: Jörg W. Metzger
Coorientadora: Marielle Feilstrecker

1. Águas subterrâneas. 2. Áreas contaminadas. 3. Solventes organoclorados. I. Universidade Federal do Paraná. II. Metzger, Jörg W. III. Feilstrecker, Marielle. IV. Título.

CDD: 551.49

Bibliotecária: Roseny Rivelini Morciani CRB-9/1585

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO MEIO AMBIENTE
URBANO E INDUSTRIAL

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em MEIO AMBIENTE URBANO E INDUSTRIAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **MARIANA BARBOSA DRUSZCZ** intitulada: **AVALIAÇÃO DE FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA APLICADAS EM UMA ÁREA CONTAMINADA COM PERCLOROETILENO (PCE) E TRICLOROETILENO (TCE)**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 22 de Novembro de 2017.

MARIELLE FEILSTRECKER
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

MÔNICA BEATRIZ KOLICHESKI
Avaliador Interno (UFPR)

JÚLIO GOMES
Avaliador Externo (UFPR)

Dedico este trabalho aos meus pais,
pelo apoio e amor incondicional.

AGRADECIMENTO

Ao meu orientar, professor Jörg W. Metzger, e à minha coorientadora, professora Marielle Feilstrecker, pela oportunidade de aprendizado.

À ECO REG do Brasil, na pessoa do Luciano Ávila, por disponibilizar os dados sobre a área de estudo e o *software* RISC5 para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Maurício Krüger, pelas discussões técnicas.

À Luzia, à Carol e aos amigos pelo apoio motivacional.

Às professoras Mônica Beatriz Kolicheski e Patrícia Charvet, e aos professores Mauricy Kawano e Georges Kaskantzis Neto pelas avaliações e comentários sobre as várias versões da dissertação.

Ao professor Júlio Gomes pela disponibilidade em participar da banca de defesa e comentários valiosos.

Em especial aos meus pais, Fatima e Hermínio, à minha avó Olga, à Marilis e ao João pela compreensão, paciência e incentivo durante todo o mestrado.

"All things are poisons, for there is nothing without poisonous qualities.
It is only the dose which makes the thing a poison."

Paracelsus 1493-1541

RESUMO

O gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil é estabelecido pela Resolução CONAMA N.º 420/2009. Uma importante etapa desse processo é a avaliação de risco à saúde humana, que precede a fase de remediação. Além de caracterizar, avaliar e quantificar os riscos associados a uma contaminação, a avaliação de risco possibilita a definição de concentrações limites, para as quais o risco associado é considerado aceitável. Este trabalho teve como objetivo comparar duas ferramentas utilizadas no processo de quantificação de riscos à saúde humana. A metodologia proposta envolveu a realização de com três simulações da quantificação de riscos e concentrações máximas aceitáveis utilizando as planilhas da CETESB e o *software* RISC5 com dados de uma área verídica contaminada com percloroetileno e tricloroetileno. Duas simulações envolveram a aplicação dos dados padrão de cada ferramenta, enquanto na terceira foram igualados todos os valores de entrada. As planilhas da CETESB apresentaram resultados mais conservadores e em prol da segurança da população. Ambas as ferramentas quantificaram concentrações máximas aceitáveis impraticáveis para a área avaliada por serem muito próximas ou menores do que os limites legais vigentes. Diante do estudo realizado concluiu-se que as principais diferenças entre as ferramentas são: a flexibilidade de inserção de informações sobre a área avaliada, as informações em seus bancos de dados e a metodologia de cálculo das concentrações máximas aceitáveis. Dessa forma, dentre as ferramentas analisadas, recomenda-se o uso das planilhas da CETESB em estados que ainda não possuem sua própria ferramenta para avaliação de riscos à saúde humana.

Palavras-chave: Áreas contaminadas. Solventes organoclorados. Avaliação de Risco à Saúde Humana. Planilhas da CETESB. RISC5.

ABSTRACT

The management of contaminated sites in Brazil is regulated by CONAMA's Resolution No. 420/2009. A human health risk assessment is an important step, which precedes the remediation phase. In addition to characterizing, assessing and quantifying the risks associated with contamination, the risk assessment determines concentrations for which the associated risk is considered acceptable. This study compared two tools used in the process of quantifying risks to human health. The methodology involved three simulations of risk quantification and maximum acceptable concentrations using CETESB worksheets and RISC5 software with data from a site that's contains perchlorethylene and trichloroethylene contamination. Two of the simulations involved the application of the standard data of each tool, while the third matched all the input values. The results showed that CETESB worksheets presented more conservative results, regarding the safety of the population. Both tools quantified impracticable maximum acceptable concentrations for the site as they were very close to or less than the legal limits. In view of this study, it was concluded that the main differences between the compared tools were: the flexibility of inputting information about the evaluated site, the information in its databases and the methodology for calculating the maximum acceptable concentrations. Therefore, among the analyzed tools, it is recommended to use the CETESB worksheets in states that do not yet have their own tool for assessing human health risks.

Key-words: Contaminated areas. Brownfields. Human health risk assessment. Organochlorine solvents. CETESB worksheets. RISC.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ETAPAS DO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS 28
FIGURA 2 – FLUXOGRAMA DO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS 30
FIGURA 3 - COMPONENTES ESSENCIAIS DO RISCO 33
FIGURA 4 – FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA RBCA 35
FIGURA 5 – ETAPAS PARA AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA 37
FIGURA 6 – ÁREA DE ESTUDO E PROPRIEDADES ADJACENTES 54
FIGURA 7 - LOCALIZAÇÃO DOS POÇOS DE MONITORAMENTO NA ÁREA DE ESTUDO 58
FIGURA 8 – VISÃO GERAL DAS PLANILHAS DA CETESB 68
FIGURA 9 - VISÃO GERAL DA TELA INICIAL DO *SOFTWARE* RISC5 70
FIGURA 10 - PLUMA DE PCE (DEZEMBRO DE 2016) 73
FIGURA 11 - PLUMA DE TCE (DEZEMBRO DE 2016) 74
FIGURA 12 – USO E OCUPAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 76
FIGURA 13 – FLUXOGRAMA DOS CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO 78
FIGURA 14 - MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 80
FIGURA 15 – GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO CONTATO DÉRMICO COM ÁGUA SUBTERRÂNEA COM PCE (A) E TCE (B) 110
FIGURA 16 – GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO CONTATO DÉRMICO COM ÁGUA SUBTERRÂNEA COM PCE (A) E TCE (B) 110
FIGURA 17 - GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO DE PCE (A) E TCE (B) EM AMBIENTE ABERTO 118
FIGURA 18 – GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO DE PCE (A) E TCE (B) EM AMBIENTE FECHADO 124
FIGURA 19 – GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO DE PCE (A) E TCE (B) EM AMBIENTE ABERTO 124

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - ÁREAS CONTAMINADAS CADASTRADAS 27
QUADRO 2 - VIAS DE INGRESSO DE CONTAMINANTES 40
QUADRO 3 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO PCE E TCE 51
QUADRO 4 - CARACTERÍSTICAS DOS SOLVENTES ORGANOCLORADOS E SUAS CONSEQUÊNCIAS NO GERENCIAMENTO DE CONTAMINAÇÕES NO MEIO FÍSICO 53
QUADRO 5 - HISTÓRICO DO GERENCIAMENTO DA ÁREA CONTAMINADA 55
QUADRO 6 - ETAPAS DA METODOLOGIA 59
QUADRO 7 - PARÂMETROS ESPECÍFICOS DO MEIO FÍSICO DA ÁREA DE ESTUDO UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES DE AVALIAÇÃO DE RISCO 62
QUADRO 8 - DETERMINAÇÃO DAS DIMENSÕES DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO 63
QUADRO 9 – CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE UTILIZADAS NA AVALIAÇÃO DE RISCO 72
QUADRO 10 - RECEPTORES POTENCIALMENTE EXPOSTOS À CONTAMINAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 77
QUADRO 11 – CARACTERÍSTICAS BÁSICAS DAS FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO 81
QUADRO 12 - CORRESPONDÊNCIA E COMPARAÇÃO DOS PARÂMETROS DO MEIO FÍSICO REPRESENTATIVOS DA ÁREA DE ESTUDO 86
QUADRO 13 - CORRESPONDÊNCIA E COMPARAÇÃO DOS PARÂMETROS DO MEIO FÍSICO EMPREGADOS PELAS FERRAMENTAS 89
QUADRO 14 - COMPARAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E TOXICOLÓGICOS DAS SQIS 90
QUADRO 15 - COMPARAÇÃO DOS PARÂMETROS EXPOSICIONAIS DOS RECEPTORES 93
QUADRO 16 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE CONTATO DÉRMICO 97
QUADRO 17 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO 99

QUADRO 18 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO 101
QUADRO 19 – COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS *OFF SITE* 104
QUADRO 20 – QUADRO COMPARATIVO DE CENÁRIOS COM RISCOS INACEITÁVEIS 128
QUADRO 21 – RESUMO PRINCIPAIS SIMILARIDADES E DIFERENÇAS ENTRE AS FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA 132

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - HISTÓRICO DAS CONCENTRAÇÕES DE PCE NA ÁREA DE ESTUDO 56
TABELA 2 – HISTÓRICO DAS CONCENTRAÇÕESDE TCE NA ÁREA DE ESTUDO 56
TABELA 3 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO PCE VIA CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA SUBTERRÂNEA..... 108
TABELA 4 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO TCE VIA CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA SUBTERRÂNEA..... 108
TABELA 5 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO PCE VIA CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA SUBTERRÂNEA 108
TABELA 6 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO TCE VIA CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA SUBTERRÂNEA 108
TABELA 7 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NA ÁGUA SUBTERRÂNEA NO PONTO DE EXPOSIÇÃO OFF SITE 112
TABELA 8 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO - PCE 116
TABELA 9 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO - TCE..... 116
TABELA 10 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO - PCE 116
TABELA 11 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO - TCE..... 116
TABELA 12 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NO AR EM AMBIENTE ABERTO NO PONTO DE EXPOSIÇÃO ON SITE 119
TABELA 13 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NO AR EM AMBIENTE ABERTO NO PONTO DE EXPOSIÇÃO OFF SITE 120
TABELA 14 – RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO - PCE..... 122
TABELA 15 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO - TCE..... 122
TABELA 16 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO - PCE..... 123

TABELA 17 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO - TCE 123
TABELA 18 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NO AR EM AMBIENTE FECHADO NO PONTO DE EXPOSIÇÃO *ON SITE* 125
TABELA 19 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NO AR EM AMBIENTE FECHADO NO PONTO DE EXPOSIÇÃO *OFF SITE* 125
TABELA 20 – PRINCIPAIS CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS ACEITÁVEIS 127

LISTA DE SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACBR - Ações Corretivas Baseadas em Risco
ADAF - *Age Dependent Adjustment Factor* (Fator de ajuste dependente da idade)
ASTM - *American Society for Testing and Material*
BBodSchV - *Bodenschutz und Altlastenverordnung* (Portaria de Proteção aos Solos e Áreas Contaminadas)
CalEPA - *California Environmental Protection Agency* (Agencia de Proteção Ambiental da Califórnia)
CARACAS - *Concerted Action for Contaminated Sites in the European Union* (Ação para Sites Contaminados na União Europeia)
CERCLA - *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (Lei de Responsabilidade, Compensação e Resposta Ambiental Abrangente)
CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CMA - Concentração Máxima Aceitável
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental
DD - Decisão de Diretoria
DNAPL - *Dense non-aqueous phase liquid* (Líquido denso de fase não aquosa)
EUA - Estados Unidos da América
FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente
FIEMG - Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais
GTZ - *Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit* (Sociedade Alemã para Cooperação Internacional)
HEAST - *Health Effects Assessment Summary Tables* (Tabelas de Resumo de Avaliação de Efeitos à Saúde)
HQ - *Hazard Quotient* (Quociente de Perigo)
INEA - Instituto Estadual do Ambiente
INMETRO - Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IUR - *Inhalation Unit Risk* (Unidade de risco de inalação)
LNAPL - *Light non-aqueous phase liquid* (Líquido leve de fase não aquosa)
MCE - Modelo Conceitual de Exposição
MMA - Ministério do Meio Ambiente
MNEN - Maior Nível Efeito Adverso Não Observado
MNEO - Menor Nível Efeito Adverso Observado
MOE - *Ministry of Environment*
MRBR - Metas de Remediação com Base no Risco
MS - Ministério da Saúde
NA - Nível d'água
NAPL - *Non-aqueous phase liquid* (Líquido de fase não aquosa)
NBR - Norma Brasileira
NICOLE - *Network for Industrially Contaminated Land in Europe* (Rede para Áreas Industriais Contaminadas na Europa)
NPL - *National Priorities List* (Lista de Prioridades Nacionais)
NRC - *National Research Council* (Conselho Nacional de Pesquisa)
OMS - Organização Mundial da Saúde
PAHs - *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon* (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos)
PCE - Percloroetileno
PM - Poço de monitoramento
PPRTVs - *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values* (Valores de Toxicidades Provisórios Revisados por Pares)
RBCA - *Risk Based Corrective Action* (Ação Corretiva Baseada em Risco)
RCRA - *Resource Conservation and Recovery Act* (Lei de Conservação e Recuperação de Recursos)
RfD - *Reference Dose* (Dose de Referência)
RISC - *Risk Integrated Software for Clean-Ups* (*Software* Integrado de Risco para Limpeza)
RSLs - Regional Screening Levels (Níveis de Triagem Regional)
SQI - Substância Química de Interesse
SSTL - *Site Specific Target Level* (Nível Alvo Específico para o *Site*)

TCE - Tricloroetileno

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

UCL 95 - 95% *Upper Confidence Level* (Nível de confiança de 95%)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 20
1.1 OBJETIVO GERAL 22
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 22
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 23
2.1 ÁREAS CONTAMINADAS 23
2.1.1 Panorama brasileiro 25
2.2 ETAPAS DO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS 28
2.2.1 Avaliação preliminar 28
2.2.2 Investigação confirmatória 31
2.2.3 Investigação detalhada 31
2.2.4 Intervenção 32
2.3 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA 32
2.3.1 Coleta, avaliação e validação dos dados 37
2.3.2 Avaliação da exposição 39
2.3.3 Análise de toxicidade 43
2.3.4 Caracterização do risco 45
2.4 FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO 48
2.4.1 Planilhas da CETESB 49
2.4.2 RISC5 50
2.5 SOLVENTES ORGANOCLORADOS 50
3 ÁREA DE ESTUDO 54
3.1 HISTÓRICO DO GERENCIAMENTO DA ÁREA DA CONTAMINAÇÃO 55
4 METODOLOGIA 59
4.1 DEFINIÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO 60
4.1.1 Substâncias químicas de interesse 60
4.1.2 Cenários de exposição 61

4.1.3 Parâmetros do meio físico 62
4.1.4 Caracterização das plumas de contaminantes 63
4.2 CORRESPONDÊNCIA E COMPARAÇÃO DE DADOS E ALGORITMOS DAS FERRAMENTAS 64
4.3 SIMULAÇÕES DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA 65
4.3.1 Avaliação de risco utilizando as planilhas da CETESB 67
4.3.2 Avaliação de risco utilizando o *software* RISC5 69
4.4 IDENTIFICAÇÃO DAS CONSEQUÊNCIAS NO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS 71
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 72
5.1 MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO 72
5.1.1 Substâncias químicas de interesse 72
5.1.2 Receptores 75
5.1.3 Cenários de exposição 77
5.2 CARACTERÍSTICAS DAS FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO 81
5.2.1 Desenvolvimento e Atualização 81
5.2.2 Material de apoio das ferramentas (manuais) 82
5.2.3 Banco de dados 83
5.2.4 Receptores padrão 83
5.2.5 Entrada de dados 84
5.2.6 Cenários de exposição 85
5.3 COMPARAÇÃO DE DADOS DE ENTRADA E ALGORITMOS MATEMÁTICOS 85
5.3.1 Parâmetros representativos do meio físico 86
5.3.2 Parâmetros físico-químicos e toxicológicos 90
5.3.3 Parâmetros exposicionais 93
5.3.4 Algoritmos matemáticos 97
5.4 RISCOS À SAÚDE HUMANA 107
5.4.1 Contato dérmico 107

5.4.2 Inalação em ambiente aberto 116
5.4.3 Inalação em ambiente fechado 122
5.5 CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS ACEITÁVEIS 126
5.6 PLANILHAS DA CETESB VERSUS RISC5 127
5.6.1 Gerenciamento da área contaminada 128
5.6.2 Similaridades e diferenças entre as ferramentas 131
6 CONCLUSÕES 136
REFERÊNCIAS 137
APÊNDICE A - CROQUIS DA ÁREA DE ESTUDO 155
APÊNDICE B - CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS ACEITÁVEIS QUANTIFICADAS PELAS PLANILHAS DA CETESB 156
APÊNDICE C – NÍVEIS D'ÁGUA AFERIDOS EM JANEIRO DE 2017 NA PROPRIEDADE AVALIADA 157
ANEXO 1 - COMPILAÇÃO DE RESULTADOS ANALÍTICOS DO MONITORAMENTO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ÁREA DE ESTUDO REALIZADO POR ECO REG DO BRASIL (2017). 158

1 INTRODUÇÃO

As áreas contaminadas existentes atualmente no Brasil são o reflexo do modelo de industrialização e expansão urbana das décadas anteriores. As atividades industriais se desenvolveram sem qualquer preocupação com os possíveis impactos ao meio ambiente. Apenas quando a qualidade de vida da população foi afetada, medidas e ações começaram a ser tomadas visando o controle de atividades potencialmente poluidoras (FIEMG, 2017). Os principais impactos de áreas contaminadas no meio urbano são: riscos à saúde e à segurança pública, restrições ao desenvolvimento urbano, desvalorização e ocupações irregulares de terrenos (SANCHEZ, 2001).

No Brasil, não há um cadastro integrado com informações sobre as áreas contaminadas existentes, porém, são conhecidas pelo menos seis mil áreas em todo o país. São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais são os estados mais avançados no gerenciamento de contaminações. Os principais contaminantes identificados nessas áreas são solventes aromáticos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), metais, solventes halogenados, derivados de petróleo e pesticidas (TEIXEIRA; MOTTA; MORAES, 2016).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) pela Resolução N.º 420/2009 estabeleceu que o processo de gerenciamento de áreas contaminadas deve abranger a identificação, o diagnóstico e a intervenção das contaminações existentes, seguindo etapas pré-determinadas, sendo elas: a avaliação preliminar, a investigação confirmatória, a investigação detalhada, a avaliação de risco à saúde humana e a intervenção (BRASIL, 2009).

Atualmente, existem diversas técnicas para remediar os danos causados ao meio ambiente. Contudo, a etapa de intervenção é muitas vezes complexa e exige elevado investimento financeiro. Além disso, pode demandar muito tempo e esforço até que os padrões de qualidade, por exemplo, os valores de potabilidade (BRASIL, 2011) ou os valores de intervenção (BRASIL, 2009), sejam atingidos. Esses padrões, de maneira geral, são muito conservadores (a favor da segurança da população), pois visam proteger os indivíduos mais sensíveis, como crianças e idosos, e foram estabelecidos a partir de cenários genéricos de exposição a contaminantes.

Diante dessa dificuldade quanto à aplicação de tecnologias de remediação, foram desenvolvidas metodologias e ferramentas para avaliação dos riscos à saúde humana associados a áreas contaminadas. Dessa forma, a etapa de avaliação de risco auxilia no processo decisório e agiliza o gerenciamento da contaminação (PORFÍRIO; GOMES; JANISSEK, 2014; HAN et al., 2016).

Em um estudo de avaliação de risco são abordados e quantificados os riscos de uma população desenvolver efeitos adversos, como câncer ou sintomas agudos, associados à exposição a contaminantes existentes no meio físico. O procedimento é complexo e engloba etapas de levantamento de dados, avaliação de toxicidade de contaminantes, avaliação da exposição e considera receptores locados em diferentes distâncias da fonte e com diferentes perfis de exposição (ASTM, 2015). Esta avaliação também pode determinar concentrações limites de contaminantes considerando as peculiaridades da área que oferecem risco à saúde humana aceitável.

Diversas ferramentas de avaliação de risco e cálculo de concentrações máximas aceitáveis (CMAs) foram desenvolvidas para auxiliar na quantificação e no gerenciamento de riscos à saúde humana. Cada uma, entretanto, possui suas premissas e particularidades em relação aos grupos de contaminantes abordados, cenários de exposição, receptores e modelagem matemática.

Nesse contexto, vislumbra-se o estudo de avaliação de risco à saúde humana como de extrema conveniência em áreas contaminadas com solventes organoclorados, visto que estes compostos possuem uma combinação de características físico, químicas e biológicas que tornam sua remediação extremamente difícil em comparação com outros contaminantes, como metais e hidrocarbonetos derivados de petróleo.

Tendo em vista que no Brasil, não há uma norma nacional que estabeleça qual instrumento deve ser utilizado para quantificação dos riscos à saúde humana, bem como, das concentrações máximas aceitáveis de uma área contaminada, este trabalho aborda o uso de duas ferramentas utilizadas para a avaliação de riscos à saúde humana de contaminações de solventes organoclorados. Assim, busca-se apresentar as diferenças durante o uso e nos resultados com a aplicação das planilhas da CETESB e do *software* RISC, comparando e avaliando a melhor opção para casos de contaminações com percloroetileno (PCE) e tricloroetileno (TCE).

1.1 OBJETIVO GERAL

Comparar as ferramentas de avaliação de risco "planilhas da CETESB" e *software* "RISC5" quanto à sua aplicação em áreas contaminadas com percloroetileno (PCE) e tricloroetileno (TCE).

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) definir o modelo conceitual de exposição da área de estudo com a delimitação das plumas das substâncias de interesse, identificação dos caminhos e vias de exposição, bem como, dos receptores;
b) investigar as similaridades e as diferenças entre o banco de dados e algoritmos utilizados pelas planilhas da CETESB e *software* RISC5;
c) quantificar os riscos à saúde humana e concentrações máximas aceitáveis da área de estudo, utilizando as planilhas da CETESB e o *software* RISC;
d) avaliar as ferramentas para serem aplicadas em casos de contaminação de água com percloroetileno e tricloroetileno.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ÁREAS CONTAMINADAS

A contaminação do meio ambiente ocorre via ar, solo, água subterrânea e água superficial, alterando a qualidade do meio natural e causando impactos negativos e riscos aos bens a proteger. Dependendo das características do meio e dos compostos encontrados, a pluma de contaminantes e impactos negativos podem atingir várias propriedades e pessoas (PEREIRA; ROHLFS, 2012).

Uma área contaminada pode ser definida como:

> Área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria que contenha quantidades ou concentrações de quaisquer substâncias ou resíduos em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger, que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural (MMA, 2017, não p.).

Além de ocasionar riscos à saúde das populações envolvidas e próximas ao local, propriedades contaminadas também podem ser consideradas um problema para o planejamento e desenvolvimento urbano da cidade (GRIMSKI, 2004).

A contaminação de águas subterrâneas ocorre principalmente devido ao manuseio incorreto de substâncias ou resíduos e em virtude de medidas de proteção inadequadas. Ela pode ocorrer até mesmo de fontes improváveis como rede de esgotos, que são consideradas estanques (JAFFÉ, 2008). Esses fatores, atrelados à inexistência de legislação e à falta de fiscalização por parte dos órgãos ambientais, levaram a contaminação de diversas áreas no Brasil (FEAM, 2009).

Segundo Rosa (2007), o estabelecimento de procedimentos e regulamentações voltados para a gestão de áreas contaminadas decorreu de acidentes ambientais e da preocupação da população.

De maneira geral, o gerenciamento de áreas contaminadas se iniciou nos países desenvolvidos de forma mais conservadora, visando a recuperação da qualidade do meio físico a níveis pré-contaminação. Entretanto, as diretrizes e projetos implantados passaram a ser mais flexíveis com o passar do tempo, sendo almejada a adequação da qualidade do solo e água subterrânea ao uso pretendido do terreno (SEPE; SILVA, 2004; ARAÚJO-MOURA; CAFFARO FILHO, 2015).

Na maioria dos países que implantaram ações para o gerenciamento de áreas contaminadas, o processo iniciou-se com o cadastro de áreas contaminadas e com suspeita ou potencial de contaminação. Então, foram criadas regulamentações, normas jurídicas e diretrizes para o gerenciamento dessas áreas e estabelecimento de ações prioritárias.

O desenvolvimento de tecnologias ligadas à investigação e remediação de contaminações também auxiliou no estabelecimento das políticas de gerenciamento de áreas contaminadas. Um dos primeiros países a se preocupar com o tema e a criar tais procedimentos foram os Estados Unidos. A elaboração de diretrizes e a edição de legislação específica, bem como, a criação de um programa de governo tratando especificamente de áreas contaminadas foram motivadas pelo evento de descoberta, em 1970, de resíduos perigosos enterrados no *Love Canal*, em Niágara Falls (MAGALHÃES, 2000).

Este programa, conhecido como *Superfund,* foi criado na década de 80, a partir da lei *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA) e sua emenda *Superfund Amendments and Reauthorization Act* (SARA). Inicialmente, as ações para remediação de áreas prioritárias se concentraram em contaminações de substâncias petrogênicas, como locais com vazamento de tanques de armazenamento de combustíveis (CUNHA, 1997; MOLAK, 1996; DUNNIVANT & ANDERS, 2006).

Com o passar dos anos, a lista de áreas prioritárias do programa, *National Priority List* (NPL), passou a envolver áreas contaminadas não só por fontes petrogênicas, mas também por metais, pesticidas, dioxinas e asbestos (U.S.EPA, 2013; U.S.EPA, 2017h; U.S.EPA, 2017a).

Na União Europeia, cada país-membro é responsável por estabelecer diretrizes para o gerenciamento de suas áreas contaminadas, a maioria possui uma regulamentação a nível nacional e baseada em avaliação de risco (GERIM, 2012). Segundo Magalhães (2000) e Colin (1999), vários grupos foram criados a partir da década de 90 para debater o tema entre especialistas, representantes do governo e profissionais da área. Exemplos desses grupos são: o Fórum Comum (*Common Forum for Contaminated Land in the European Union*), o *Concerted Action for Contaminated Sites in the European Union* (CARACAS) e o *Network for Industrially Contaminated Land in Europe* (NICOLE).

O Fórum Comum é reconhecido atualmente como um grupo oficial de representantes de vários países da União Europeia que trabalham nas normas referente a proteção do solo. O grupo NICOLE, por sua vez, é composto por *stakeholders* de áreas contaminadas na Europa (COMMOM FORUM, 2018).

Países como Holanda, Bélgica, Alemanha, França e Espanha possuem normativas em vigor e um bom mercado no setor de gerenciamento de áreas contaminadas. Em oposição, há países que nem sequer possuem uma norma específica sobre o assunto, como é o caso de Estônia, Malta, Grécia, Irlanda e Portugal (GERIM, 2012).

A Holanda foi um dos países pioneiros no mundo a tratar sobre o gerenciamento de áreas contaminadas. Foi o primeiro país a desenvolver um programa para identificação de áreas contaminadas e formulação de valores de intervenção. A primeira "Lista Holandesa", como é conhecida, foi publicada em 1983 e utilizada no Brasil anteriormente ao estabelecimento de limites e padrões próprios (CETESB e GTZ, 2001).

A Alemanha estabeleceu um regulamento federal sobre o tema em 1999, com a lei de proteção ao solo *Bundes-Bodenschutzgesetz*, que trata sobre proteção e prevenção, e a portaria *Bodenschutz und Altlastenverordnung* (*BBodSchV*). A Portaria estabeleceu as diretrizes e normas desde investigação até trabalhos de campo (PHILIPPI JUNIOR; FREITAS; SPÍNOLA, 2016).

A Espanha foi o primeiro país a identificar as áreas (potencialmente) contaminadas no registro dos imóveis. Além dessa medida, em 2005, o Real Decreto N.º 9 publicou uma lista de atividades potencialmente poluidoras do solo e exigiu que as empresas nesses ramos apresentassem um estudo preliminar referente a possíveis passivos ambientais (FEAM, 2009).

2.1.1 Panorama brasileiro

No Brasil, um dos casos de áreas contaminadas de repercussão foi o da Cidade dos Meninos, em Duque de Caxias, no estado de Rio de Janeiro. No local, entre os anos 1950 e 1961, funcionou uma fábrica de pesticidas. Após o encerramento das atividades, toda estrutura e estoque de produtos fabricados foram mantidos na propriedade abandonada. Em 1989, foi descoberto que esse estoque de pesticidas

estava sendo comercializado ilegalmente e havia contaminado diversas pessoas (MAGALHÃES, 2000).

Na década de 90, algumas investigações foram realizadas devido à atuação de órgãos locais e por iniciativa dos proprietários. Após o ano 2000, diversos casos de condomínios residenciais instalados próximos ou em cima de solos extremamente contaminados tiveram repercussão (SONG, 2004). Porém apenas em 2009, critérios e valores orientadores de qualidade do solo, bem como diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas foram estabelecidas em âmbito nacional.

A Resolução CONAMA N.º 420/2009 foi a primeira normativa jurídica federal a tratar especificamente da qualidade de solo, pois até então, o CONAMA havia orientado sobre padrões de qualidade de água e ar (ARAÚJO-MOURA; CAFFARO FILHO, 2015). A partir desta Resolução, foi instituído o gerenciamento de áreas contaminadas em nível nacional e o dever dos estados de criar um cadastro de áreas com contaminação (IPT, 2014). Moraes, Teixeira e Maximiano (2014) recomendam que outras referências também devem ser consultadas, como as normas técnicas disponíveis pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e dispositivos legais de outros estados e municípios (MORAES, TEIXEIRA, MAXIMIANO, 2014).

Segundo Rosa (2007), a gestão de áreas contaminadas pode ser conduzida pelas três esferas do governo (união, estados e municípios). O órgão responsável deve identificar as áreas contaminadas em sua jurisdição e acompanhar a fiscalização e etapas de recuperação da área para o uso pretendido.

O regulamento nacional, Resolução CONAMA N.º 420/2009, conta com valores de referência para o solo, valores de prevenção de efeito adverso e valores de investigação. Os valores de investigação foram baseados em avaliações de risco à saúde humana, e conforme o Parágrafo 2º do Artigo 31º desta Resolução, quando da revisão dos padrões de potabilidade, os valores de investigação para água subterrânea também são atualizados (BRASIL, 2009).

Em um estudo realizado por Araújo-Moura e Caffaro Filho (2015), o nível do gerenciamento nos estados brasileiros foi avaliado e verificou-se que apenas São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro possuem regulamentos sobre o gerenciamento de áreas contaminadas.

Conforme estabelecido na Resolução CONAMA N.º 420/2009 (BRASIL, 2009), o Ministério de Meio Ambiente é responsável por centralizar as informações

referentes às áreas contaminadas cadastradas em cada estado e divulgá-las em seu *website*. Atualmente, estão disponíveis para consulta apenas os dados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro (MMA, 2017). O número de áreas constantes nesses cadastros é apresentado no QUADRO 1.

QUADRO 1 - ÁREAS CONTAMINADAS CADASTRADAS

Estado	Início do cadastro		Cadastro atual	
	Número de áreas	Ano	Número de áreas	Ano
São Paulo	255	2002	5.376	2015
Minas Gerais	56	2009	642	2016
Rio de Janeiro	163	2013	328	2015

FONTE: ADAPTADO DE FEAM (2009, 2016), INEA (2017) E CETESB (2015).

O estado de São Paulo foi pioneiro no país ao disciplinar legalmente o tema de áreas contaminadas, e também o primeiro a publicar cadastro de áreas contaminadas (MORAES; TEIXEIRA; MAXIMIANO, 2014). Já em Minas Gerais, o cadastro de áreas potencialmente ou de fato contaminadas iniciou-se de forma solidária em 2008, e hoje conta com 642 áreas cadastradas (QUADRO 1). Os responsáveis por áreas suspeitas de contaminação ou contaminadas foram convocados a apresentar uma autodeclararão (FEAM, 2009, COPAM; CERH-MG, 2008). Após essa etapa inicial de obtenção de informação, outras áreas identificadas por meio de processo de licenciamento, denúncias ou atendimentos de emergência foram incluídas à listagem (FIEMG, 2017).

O estado do Rio de Janeiro foi o mais recente a disponibilizar dados no sistema do MMA, e conta atualmente com 328 áreas em seu cadastro (QUADRO 1).

No Paraná, existem normas que regulam às atividades de disposição de resíduos, revenda de combustíveis, fundição de chumbo e tratam de seu licenciamento ambiental. Porém, não há legislação exclusiva para gerenciamento de áreas contaminadas.

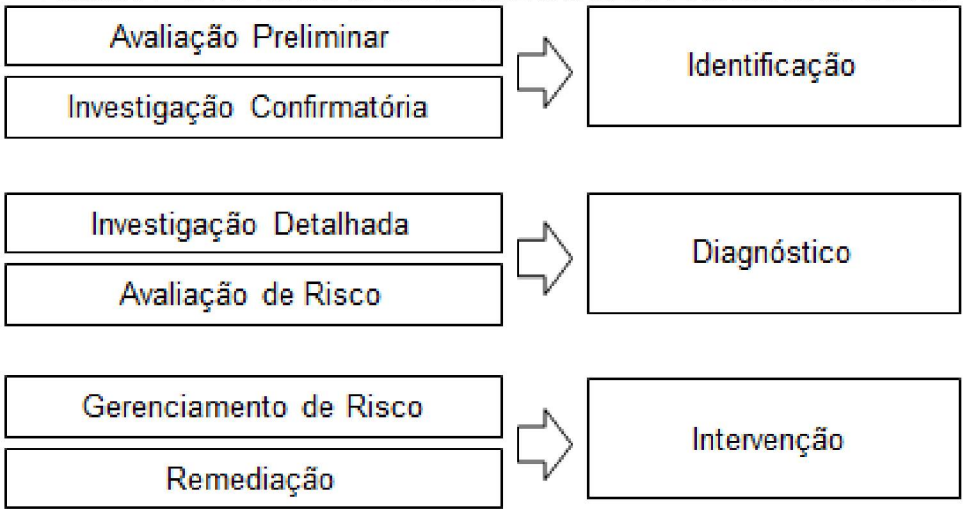
Hoje, os principais contaminantes encontrados nas áreas investigadas no país são: solventes aromáticos, hidrocarbonetos derivados de petróleo, HPAs, metais e solventes halogenados (CETESB, 2015).

2.2 ETAPAS DO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

As etapas de gerenciamento são sequenciais e correlacionadas, visando otimizar recursos financeiros e técnicos (CETESB, 2013). Para gerenciar a contaminação, inicialmente é preciso conhecer e entender o problema (MORAES; TEIXEIRA; MAXIMIANO, 2014). O processo de gerenciamento de áreas contaminadas foi dividido em três períodos, como apresentado na FIGURA 1 (BRASIL, 2009). Esses períodos ainda se dividem em seis etapas que são relacionadas entre si como exposto no fluxograma da FIGURA 2. Nos estados de São Paulo e de Minas Gerais, os períodos se dividem apenas em identificação e reabilitação. As etapas são as mesmas que as definidas em BRASIL (2009), porém, agrupadas diferentemente (CETESB, 2017; FIEMG, 2017).

A Resolução CONAMA N.º 420/2009 também requer, que o gerenciamento de áreas contaminadas seja realizado seguindo normas técnicas ou procedimentos vigentes (BRASIL, 2009).

FIGURA 1 - ETAPAS DO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS



FONTE: Adaptado de BRASIL (2009).

2.2.1 Avaliação preliminar

O objetivo da avaliação preliminar é encontrar indícios de uma possível contaminação do solo e águas subterrâneas (CETESB, 2001). Nesta etapa, são identificadas as áreas fontes e com potencial de contaminação baseando-se em

informações sobre o passado e uso presente do local (CETESB, 2017a). Durante esta fase inicial, não são realizadas amostragem ou outras ações intrusivas na área em estudo (ASTM, 2013).

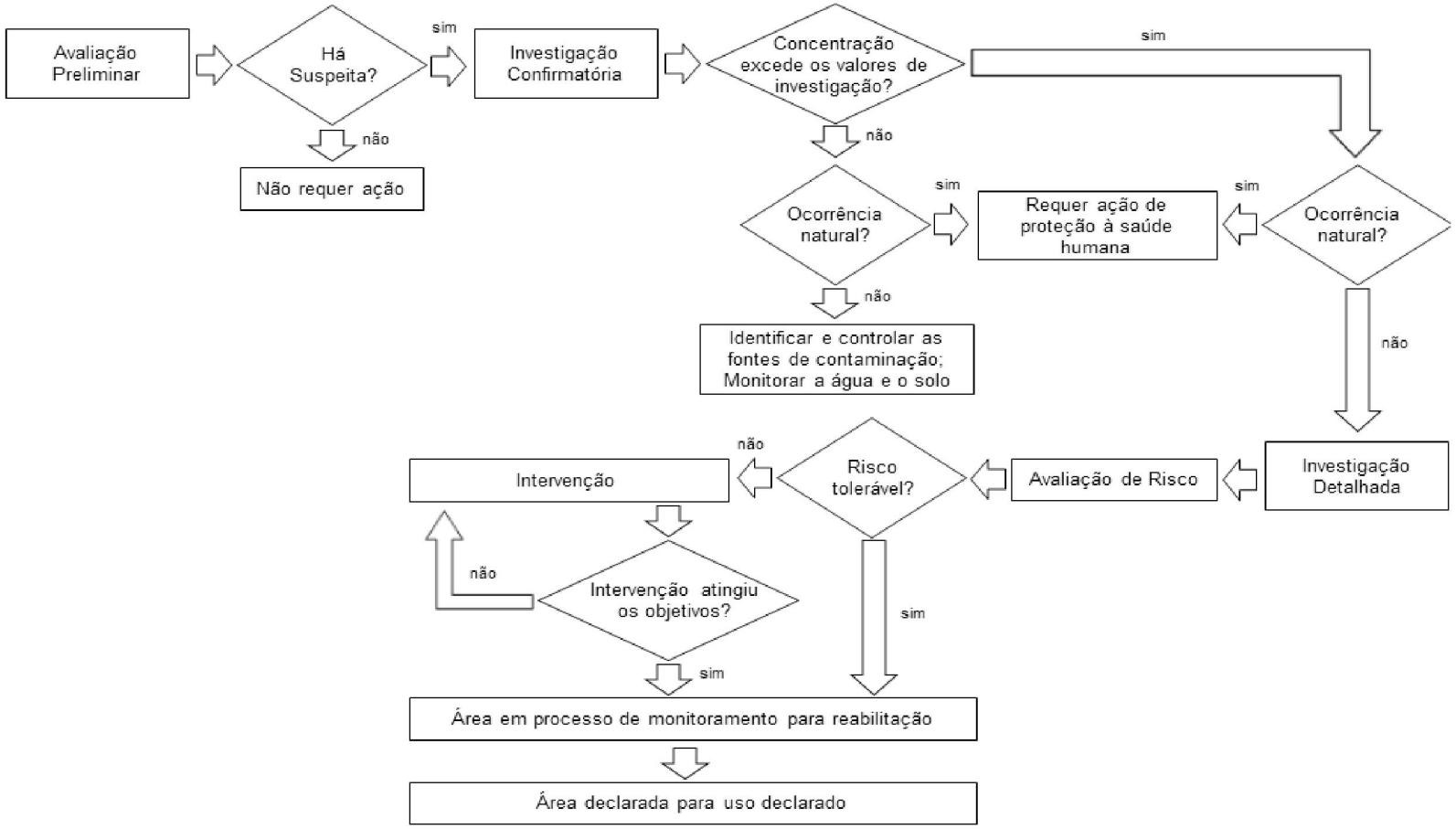
As suspeitas de contaminação podem derivar da constatação de manejo inadequado de substâncias, resíduos ou efluentes, bem como de instalações construídas em desacordo com suas normas técnicas, na propriedade ou em áreas adjacentes (CETESB, 2013). Falhas de processo e problemas durante a operação e manutenção também são verificados durante vistorias e entrevistas (CETESB, 2001).

Na avaliação preliminar é realizada uma revisão da documentação e dos processos existentes em órgãos ambientais, assim como de relatórios e outros estudos realizados sobre a área investigada. Também são utilizadas fotos aéreas históricas e, quando possível, realizadas entrevistas com pessoas envolvidas, como funcionários e vizinhos da área (CETESB, 2001; CETESB, 2017a). Os entrevistados podem ser funcionários, responsáveis legais, donos ou ocupantes do terreno, no momento da visita ou anteriormente (ASTM, 2013).

A realização desta etapa de maneira correta e detalhada é muito importante para evitar despesas com trabalhos de campo desnecessários (sondagens e amostragem de solo e água) onde não há histórico de potencial contaminação (FIEMG, 2017).

Esta etapa do gerenciamento faz parte do diagnóstico da área avaliada e nela define-se o primeiro modelo conceitual de exposição da área (MCE) que será base para os procedimentos da Investigação Confirmatória (CETESB, 2001). O modelo conceitual apresenta de forma clara os possíveis caminhos pelos quais uma pessoa (receptor) pode estar exposta à contaminação existente na área avaliada. Este modelo é atualizado ao fim de cada etapa do gerenciamento de áreas contaminadas (ABNT, 2013) e deve incluir os cenários potenciais atuais e futuros de exposição (ASTM, 2015).

FIGURA 2 – FLUXOGRAMA DO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS



FONTE: Adaptado de BRASIL (2009).

2.2.2 Investigação confirmatória

Uma vez constatada a existência de fontes com potencial de contaminação, a etapa seguinte a ser realizada é a investigação confirmatória, com o objetivo de confirmar a existência da contaminação (CETESB, 2017a). Mesmo apresentando apenas indícios de contaminação ou condições que possam causar risco, a área deve passar pela etapa confirmatória (MORAES; TEIXEIRA; MAXIMIANO, 2014).

A existência de contaminação na área avaliada é confirmada com trabalhos de campo, como amostragem de solo e água subterrânea nos locais identificados com potencial de contaminação na Avaliação Preliminar (CETESB, 2001).

A área será considerada contaminada caso as análises laboratoriais das amostras coletadas identifiquem concentrações de substâncias químicas acima dos padrões estabelecidos pelas normas jurídicas (CETESB, 2001). A contaminação também é confirmada caso sejam verificadas: fase livre de contaminante durante os trabalhos de sondagem, disposição de resíduos perigosos de forma irregular ou situações de perigo, conforme estabelecido no Decreto N.º 59.263/2013 (CETESB, 2017a).

2.2.3 Investigação detalhada

A investigação detalhada aborda procedimentos e coleta de informação visando estabelecer um entendimento da contaminação encontrada na etapa de investigação confirmatória. De tal modo, é possível que seja elaborado um mapeamento espacial da contaminação (MORAES; TEIXEIRA; MAXIMIANO, 2014).

Nesta fase busca-se quantificar a contaminação existente, por meio da investigação detalhada das substâncias anômalas e dos meios afetados (CETESB, 2001). As plumas e volumes contaminados devem ser delimitados vertical e horizontalmente. O uso de técnicas avançadas de investigação é recomendado pela CETESB (2017a).

O detalhamento sobre a fonte de contaminação e o meio contaminado serão usados para o desenvolvimento da fase posterior, a avaliação de risco (Item 2.3) (FIEMG, 2017).

2.2.4 Intervenção

As medidas de intervenção devem controlar a exposição dos receptores aos contaminantes causadores de risco à saúde (MOARES, TEIXEIRA, MAXIMIANO, 2014). Esse controle pode ser realizado por meio da eliminação dos caminhos de exposição ou da remoção do receptor. Já, as estratégias envolvendo a fonte de contaminação ou o meio afetado abrangem medidas que eliminam, reduzem ou isolam os contaminantes presentes na área (CETESB, 2017a).

O gerenciamento de risco pode ser realizado por meio de medidas de remediação, institucionais, de engenharia, ou apenas monitoramento (MOARES, TEIXEIRA, MAXIMIANO, 2014; CETESB, 2001).

Após a implementação das ações de intervenção, deve haver o monitoramento da eficácia de tais medidas considerando o uso atual e futuro do local (BRASIL, 2009).

2.3 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA

A avaliação de risco é a etapa do gerenciamento de áreas contaminadas na qual são identificados, avaliados e quantificados os riscos à saúde humana causados pela exposição a substâncias químicas presentes no meio físico. Nesta fase, também são estabelecidas metas que orientem a etapa de intervenção (ABNT, 2013; BRASIL, 2009).

Segundo a CETESB (2001), o risco é definido como a "probabilidade de ocorrência de um efeito adverso aos bens a proteger em decorrência da sua exposição aos contaminantes presentes em uma área contaminada".

Primeiramente, para que a avaliação de risco seja possível, deve-se averiguar a existência de três componentes básicos: uma fonte de contaminação (substância química de interesse (SQI)), um receptor e um caminho de exposição (FIGURA 3). Essas informações serão apresentadas no modelo conceitual, e caso um desses elementos não seja identificado, o cenário para avaliação de risco será considerado incompleto (ASTM, 2015).

A avaliação, portanto, é realizada apenas para aqueles cenários de exposição completos, ou seja, aqueles em que os contaminantes tem potencial de chegar até o ponto onde o receptor se encontra (ASTM, 2015).

FIGURA 3 - COMPONENTES ESSENCIAIS DO RISCO

FONTE: Adaptado de ASTM (2015).

A avaliação de risco começou a ser aplicada em áreas contaminadas no início da década de 80, nos Estados Unidos, visando auxiliar no processo de priorização de áreas para remediação. Os primeiros terrenos onde foi utilizada faziam parte do programa *Superfund* e estavam contaminados principalmente por contaminantes de fontes petrogênicas. Dessa maneira, os recursos financeiros do programa foram aplicados em áreas com maiores riscos à população (SONG, 2004).

Esta etapa é de extrema importância no gerenciamento de áreas contaminadas, em casos onde os valores de intervenção estabelecidos pela legislação sejam impraticáveis. Assim, a avaliação estabelece concentrações que são usadas como metas para a etapa de intervenção (CETESB, 2006). Essas metas também são conhecidas como nível tolerável de risco (BRASIL, 2009), meta de remediação com base no risco (MRBR) (CETESB, 2001), *site specific target level* (SSTL) ou concentração máxima aceitável (CMA) (CETESB, 2017).

A avaliação de risco precede a etapa de remediação (intervenção), e determina se esta é necessária conforme o uso atual ou futuro da propriedade investigada (FIEMG, 2017). A realização de uma nova avaliação de risco é necessária

quando há alteração do uso do terreno e mudanças nos cenários (COPAM; CERH-MG, 2010).

Ainda, tal etapa é utilizada como uma importante ferramenta para a definição de critérios de qualidade e valores de intervenção a partir de cenários genéricos de contaminação e exposição (CETESB, 2007; UMBUZEIRO, 2012; MS, 2012).

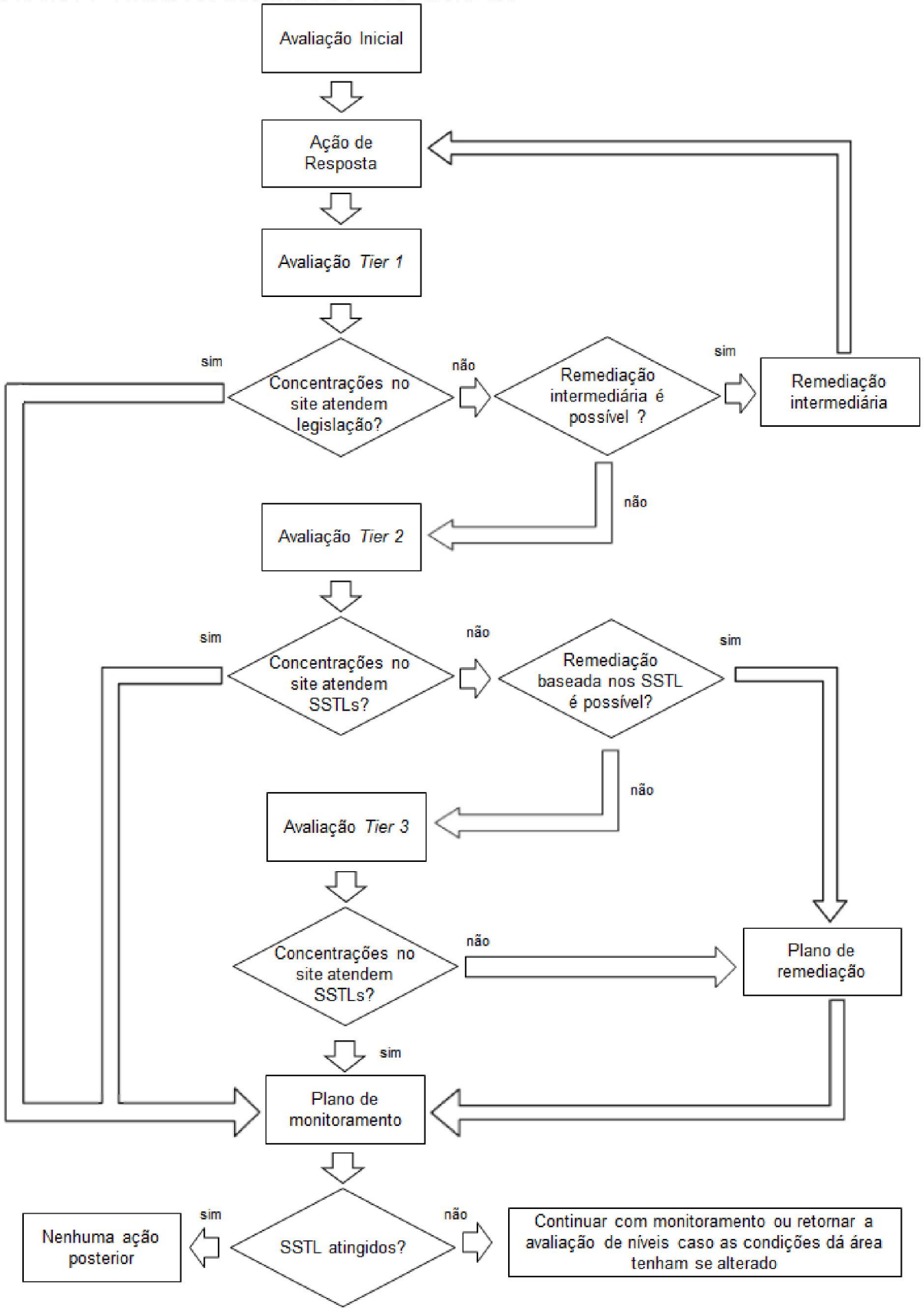
Os princípios gerais da avaliação de risco foram publicados em 1983 pela *National Research Council* (NRC), atual *National Academy of Science*. Este documento tratava especialmente sobre a avaliação da toxicidade de um contaminante. Mais tarde, em 1985, a *United States Environmental Protection Agency* (U.S.EPA) publicou um material que serviu como base para a definição de uma metodologia de avaliação de risco à saúde humana. Esse procedimento, posteriormente, passou a ser utilizado não apenas em áreas do programa *Superfund*, tal como no gerenciamento de contaminações em geral (*brownfields*) e em diversos países (CUNHA, 2012; U.S.EPA, 1989).

A *American Society for Testing and Materials* (ASTM) publicou em 1995 a norma ASTM E1739, uma metodologia detalhada para avaliação de risco denominada *Risk Based Corrective Action* (RBCA). A ASTM E1739 foi formulada para ser aplicada em áreas contaminadas com hidrocarbonetos derivados de petróleo não atendidas pelo programa *Superfund*. Esta norma foi revisada e expandida para locais contaminados com outras substâncias com a publicação da ASTM E2081 *Chemical Release*. No Brasil, essa metodologia é chamada de Ação Corretiva Baseada no Risco (ACBR) e foi normatizada pela ABNT por meio da Norma Brasileira (NBR) 16.209 (ABNT, 2013; CASARINI; DIAS; LEMOS, 2001; BARROS; CARVALHO, 2012).

Na metodologia RBCA, a análise de risco é feita por meio de níveis de compreensão, chamados "*Tiers*". A avaliação de risco começa em um nível mais genérico e conservador (pois as concentrações de contaminantes na área são mais restritivas e a favor da segurança da população) seguindo para níveis com informações mais personalizadas em relação à área avaliada e menos conservadores (as concentrações permitidas são menos restritivas).

A FIGURA 4 apresenta as etapas da metodologia RBCA e as sequências de *"Tiers"*.

FIGURA 4 - FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA RBCA



FONTE: Adaptado de ASTM (2015).

Conforme a FIGURA 4, o *Tier* 1 é a etapa onde as concentrações de contaminantes presentes na área em estudo são comparadas com um limite legal, a Resolução CONAMA N.º 420/2009. Como já mencionado, este limite geralmente é definido com base em um estudo de avaliação de risco com cenários genéricos de exposição mais conservadores (em prol da segurança de toda a população).

No *Tier* 2, a avaliação de risco considera algumas informações específicas da propriedade em estudo, mas que sejam fáceis de serem obtidas (por exemplo a porosidade efetiva e a profundidade do nível de água), e são definidos os CMAs (ou SSTLs) para a área de estudo (ASTM, 2015).

Segundo a norma E2081-00 (ASTM, 2015), no "*Tier* 3", as etapas de avaliação de exposição e toxicidade são mais sofisticadas. Neste caso são necessárias coletas adicionais de informação sobre o site. A avaliação de risco desenvolvida no nível "*Tier* 3" pode incluir o emprego de (ASTM, 2015):

a) modelos matemáticos que preveem o transporte de contaminantes dependente do tempo e levem em consideração a variação de propriedades físicas do meio na propriedade avaliada;
b) dados específicos do site, dados toxicológicos alternativos, informação sobre bio-disponibilidade;
c) avaliações probabilísticas de dados que quantifiquem as incertezas da exposição.

A avaliação "*Tier* 3" pode ser realizada mesmo com os modelos analíticos usualmente empregados no nível "*Tier* 2", porém com muito mais dados de entrada representativos do meio físico avaliado (GOMES, 2008).

A etapa de avaliação de risco sempre se baseia no modelo conceitual atualizado na fase anterior do gerenciamento de áreas contaminadas (ASTM, 2015; CETESB, 2017a). Caso a intervenção ocorra de maneira independente da avaliação de risco, pode haver incremento nos custos totais de remediação devido a metas mais conservadoras e genéricas para a remediação do solo e águas subterrâneas (MAXIMIANO, 2001).

Os métodos de avaliação de risco foram estudados e aprimorados desde a primeira publicação pela NRC, porém os quatro pilares fundamentais permanecem os mesmos (U.S.EPA, 2017b):

a) coleta e avaliação dos dados;

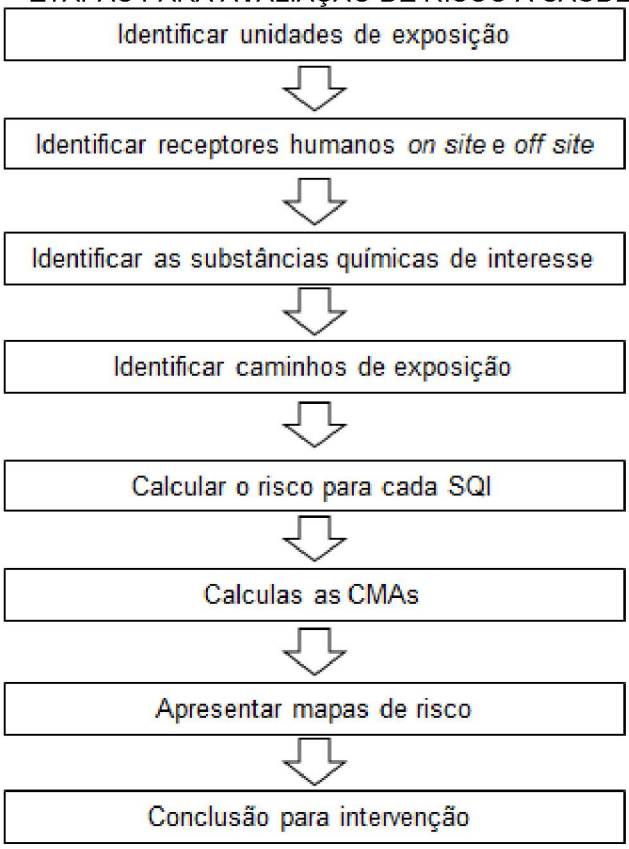
b) avaliação da exposição;

c) análise da toxicidade;

d) caracterização e quantificação do risco.

Segundo a CETESB (2017b), os procedimentos utilizados para avaliar o risco à saúde humana no estado de São Paulo foram baseados na metodologia RBCA (ASTM, 2015) e são definidos nas Decisão de Diretoria N.º 38/2017 (CETESB, 2017a). A sequência das etapas aplicadas é apresentada na FIGURA 5.

FIGURA 5 – ETAPAS PARA AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA



FONTE: Adaptado de CETESB (2017a).

2.3.1 Coleta, avaliação e validação dos dados

Os principais dados utilizados para desenvolver a avaliação de risco têm como fonte os relatórios anteriores de investigação ambiental (avaliação preliminar, investigações confirmatória e detalhada) (CETESB, 2001). Dessa forma, é indispensável que os trabalhos anteriores tenham sido realizados de maneira adequada e seguindo metodologias recomendadas (FIEMG, 2017).

As informações coletadas servirão para a atualização do modelo conceitual da área em estudo e quantificação das doses de ingresso das substâncias químicas de interesse (ABNT, 2013).

Os dados geralmente elencados para o desenvolvimento da avaliação de risco são:

> – "Comportamento dos contaminantes no meio físico;
> – Perfil físico-químico dos contaminantes;
> – Concentrações dos contaminantes nas fontes de contaminação e nos meios de interesse;
> – Características das fontes como dimensão, distribuição espacial e informações relacionadas ao evento que gerou a contaminação;
> – Características sobre o meio físico que podem afetar o transporte, atenuação natural e persistência dos contaminantes" (CETESB, 2001, não p.).

Os parâmetros de entrada utilizados pelos modelos matemáticos de quantificação de risco variam e alguns modelos são mais sensíveis a determinados parâmetros. Estes podem ser obtidos na literatura, mas preferencialmente devem ser específicos da área em estudo. A validação dos dados envolve uma análise da procedência e maneira como foram obtidos, a fim de assegurar representatividade e qualidade (CETESB, 2001).

Além disso, a etapa de validação dos dados deve considerar se as informações apresentadas representam o estado mais recente da propriedade em estudo (MOE, 2005).

A Resolução CONAMA N.º 420/2009 também estabeleceu que os procedimentos para identificação de concentrações nas matrizes de interesse (desde a coleta de amostras até análise laboratorial) devem ser realizados seguindo as normas nacionais e internacionais. Os laudos analíticos devem ser emitidos por laboratórios acreditados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO) e apresentados com um conteúdo mínimo que abrange entre outros itens (BRASIL, 2009, CETESB, 2017):

a) identificação do local, horário da coleta e entrada das amostras no laboratório;
b) resultados de amostras do tipo "branco" e "*surrogate*" (substituta);
c) limites de quantificação;
d) métodos analíticos.

2.3.2 Avaliação da exposição

Conforme a Associação Brasileira de Normas Técnicas (2013), o objetivo da avaliação da exposição é determinar o tipo, a magnitude e a frequência da exposição às substâncias químicas de interesse. Devem ser considerados cenários de exposição atuais e futuros (propostos) para o local.

A avaliação da exposição pode ser dividida em: caracterização dos cenários de exposição e quantificação do contaminante disponível para absorção pelo organismo dos receptores (ABNT, 2013). Deve ser realizada uma busca sobre as populações potencialmente expostas e o meio físico na propriedade e áreas adjacentes (CETESB, 2001).

Cada cenário apresenta o caminho desde a fonte de contaminação até o receptor, por meio de um único mecanismo. Os cenários de exposição devem estar sempre atrelados aos seguintes elementos (ABNT, 2013):

a) fontes primária e secundária de contaminação;
b) caminho de exposição;
c) ponto de exposição;
d) via de ingresso;
e) receptor.

A exposição pode ocorrer de forma direta ou indireta, a primeira representa o contato direto com a fonte de contaminação, dessa forma, o contaminante não percorre outro meio até chegar ao receptor (ASTM, 2015). As vias de ingresso expressam como o contaminante entra em contato com o receptor (ASTM, 2015). Alguns exemplos de vias são listados no QUADRO 2.

Segundo Joussef (2013), a escolha de uma ferramenta de avaliação de risco deve ser feita de acordo com os cenários de exposição disponíveis. As principais vias de exposição consideradas em avaliações de risco são: ingestão de água subterrânea, inalação de vapores, ingestão e contato dérmico com o solo. As vias devem ser escolhidas caso a caso e considerando as substâncias químicas presentes no local (ASTM, 2015; SPENCE; WALDEN, 2013).

QUADRO 2 - VIAS DE INGRESSO DE CONTAMINANTES

Meio	Via de exposição
Água	Ingestão
	Contato dérmico
	Contato ocular
	Inalação secundária por uso doméstico
	Inalação irrigação
	Ingestão e contato natação
	Ingestão recreação
Solo	Ingestão
	Contato dérmico
	Contato ocular
	Inalação de vapores (ambiente fechado ou aberto)
	Inalação de partículas
Ar	Inalação
	Contato dérmico
	Contato ocular
Cadeia Alimentar	Consumo de plantas e/ou animais contaminados pela água
	Consumo de plantas e/ou animais contaminados pelo solo
	Contato dérmico com plantas e animais contaminados

FONTE: Adaptado de MOURA; TEIXEIRA; MAXIMIANO (2014), GSI (2007), SPENCE; WALDEN (2013) e CETESB (2013).

2.3.2.1 Quantificação da exposição

Nesta etapa, a exposição aos contaminantes presentes na área em estudo é quantificada a partir de sua magnitude, frequência e duração. A determinação do ingresso de substâncias químicas no corpo humano é feita com a estimativa das concentrações de exposição e o cálculo da dose de ingresso (ABNT, 2013; CETESB, 2001).

As doses de ingresso representam a quantidade de uma substância química que entra no corpo humano, mas que não necessariamente é absorvida (ABNT, 2013).

O ingresso de contaminante é calculado em função dos tempos de exposição, da concentração no meio considerado, peso corporal e da taxa de entrada que será função de parâmetros referente à via de exposição, conforme a equação (1) (U.S.EPA, 1989; CETESB, 2001).

Os fatores utilizados para o cálculo da exposição devem representar a realidade da localidade onde está inserida a área em estudo (CETESB, 2001).

$$I = C \frac{TE\ FE\ DE}{PC\ T} \quad (1)$$

onde:

I = dose de ingresso (*intake*) [massa ou volume/massa tempo];

C = concentração no meio considerado [massa ou volume/massa ou volume];

TE = taxa de entrada (c*ontact rate*) [massa ou volume/tempo];

FE = frequência da exposição [tempo/tempo];

DE = duração da exposição [tempo];

PC = peso corpóreo [massa];

T = tempo médio para ocorrência de efeitos [tempo].

A taxa de entrada (TE), conforme o caminho de exposição, pode ser representada pela taxa de ingestão de solo ou água subterrânea. Quando o caminho de exposição dermal é utilizado, também são considerados para o cálculo da exposição a superfície dermal e a taxa de permeabilidade da pele (U.S.EPA, 1989).

O algoritmo para cálculo da via inalação foi atualizado pela U.S.EPA (2009) deixando de incorporar a taxa de inalação e peso corporal no cálculo do ingresso. A nova metodologia para cálculo da dose de ingresso para a via inalação considera a concentração do contaminante no ar como métrica.

2.3.2.1.1 Concentração de exposição

Segundo ABNT (2013) e CETESB (2001), a concentração de exposição, inserida na equação (1) para definição do ingresso de contaminante por via de exposição, pode ser obtida por meio dos resultados analíticos disponíveis ou estimada com o uso de modelos matemáticos. A concentração deve ser escolhida dentre as seguintes opções ABNT (2013):

a) máxima concentração analítica para a substância de interesse;
b) média ou mediana que melhor represente a pluma de contaminante;
c) análise estatística de Monte Carlo;

d) 95 *Percent Upper Confidence Limit* (UCL95).

Quando a exposição envolve o contato direto, opta-se pelo uso de dados obtidos através dos estudos de monitoramento da qualidade do meio, por exemplo, a concentração de PCE no solo superficial. Neste caso é possível calcular a dose de ingresso de cada caminho de exposição, considerando a concentração no ponto de exposição (CETESB, 2001; U.S.EPA, 1989).

Outra abordagem considera a mesma concentração para todos os caminhos de exposição envolvendo aquele meio. A maior concentração identificada durante o estudo é utilizada para quantificar os riscos, mesmo que aquele dado não seja referente ao ponto de exposição do cenário em questão. Essa abordagem seria mais conservadora (a favor da segurança) (CETESB, 2001).

Já com relação ao uso dos modelos matemáticos, esses são utilizados para estimar as concentrações nos pontos de exposição sobre os quais não existe informação disponível sobre a concentração. A falta de dados pode ocorrer devido a distância, questões temporais ou inexistência de monitoramento (CETESB, 2001). Eles simulam o transporte de substâncias químicas da fonte de contaminação até o receptor (CATHCART, 2014; U.S.EPA, 1989).

A concentração é estimada em um ponto de exposição fora da fonte (*off site*), onde o contaminante pode ter sofrido processos de dissolução, transporte e biodegradação. Mesmo que a concentração diminua com o passar do tempo, geralmente, adota-se uma abordagem conservadora com a utilização da maior concentração para todo o tempo de exposição (JOUSSEF; NUNES; CORSEUIL, 2012).

Existem diversos modelos de transporte e atenuação que podem ser utilizados para a quantificação das concentrações de exposição. Alguns exemplos citados por CETESB (2001) são: Johnson & Ettinger, BIOSCREEN®, Domenico, *Aquifer Box* e MODFLOW®.

Os modelos matemáticos empregados podem tratar do transporte de contaminantes intermeios ou intrameios (CETESB, 2001). A modelagem intermeios é aquela que aborda a transferência dos compostos de um meio para o outro, como é o caso de compostos na água subterrânea volatilizados para o ar. Nela são utilizados conceitos de partição e equilíbrio de massa. Já os modelos intrameios consideram a

atenuação física, química e biológica dos contaminantes em um mesmo meio (CETESB, 2001).

Os modelos analíticos são mais simples de serem empregados, pois utilizam equações para calcular a concentração no ponto de interesse, sem necessidade de calibração do modelo. Eles representam o transporte simplificado de contaminantes e podem ser usados com a premissa de fluxo permanente. Enquanto que os modelos numéricos podem ser utilizados em condições hidrogeológicas mais complexas, e dependem de vários dados específicos, pois fracionam a área em estudo para a realização dos cálculos (CECAN; SCHNEIKER, 2010).

2.3.3 Análise de toxicidade

Nesta etapa são apresentadas as evidências de que as SQIs podem ou não causar algum efeito agudo ou crônico no ser humano, ou outro bem a proteger. A análise de toxicidade ocorre em duas etapas: identificação do perigo ou efeitos adversos, e avaliação da relação entre dose consumida e resposta do organismo (CETESB, 2001).

Na avaliação de risco, os dados toxicológicos são extraídos de bancos de dados reconhecidos internacionalmente (CETESB, 2005; U.S.EPA, 1989). A U.S.EPA recomenda fortemente o uso de seu banco de dados *Integrated Risk Information System,* conhecido como IRIS, indicando a busca em outras fontes apenas caso não existam informações suficientes neste sistema de dados.

A segunda fonte recomendada pela U.S.EPA é o *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values* (PPRTVs), que representa um grupo de estudo do programa *Superfund*. O PPRTV tem revisado os valores do antigo banco de dados Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST), que não é atualizado desde 1997. Este grupo também realiza pesquisas sobre contaminantes que, porventura, possam não estar no IRIS, mas sejam SQIs em áreas do *Superfund* (U.S.EPA, 2003).

Na identificação do perigo são estudados os efeitos agudos e crônicos que uma substância pode causar nos organismos, com base em informações provenientes de estudos com animais, epidemiológicos e clínicos. Eles são divididos em efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos (CETESB, 2001).

A toxicidade aguda de uma substância causa efeitos que se manifestam dentro de um pequeno período de tempo, de 24 a 96 horas. Em contrapartida, os efeitos crônicos se desenvolvem após um longo período de tempo, em decorrência de eventos de exposição repetidos, manifestando-se ainda que as concentrações da substância sejam baixas (PHILP, 2013; ASTM, 2015).

2.3.3.1 Análise Toxicológica de Efeitos Não Carcinogênicos

Os efeitos não carcinogênicos se manifestam de maneira mais simples e direta, com um comportamento do tipo dose-resposta. Os estudos científicos neste caso determinam uma dose segura limiar (*threshold)* (CETESB, 2001).

A dose de referência (RfD) é o parâmetro usado como o limite aceitável, e abaixo do qual, não há ocorrência de efeitos adversos para os receptores em estudo. As RfDs variam conforme a via de ingresso (ingestão, contato dérmico e inalação) e podem ser expressas conforme o tempo de exposição: crônica, subcrônica ou evento simples agudo (CETESB, 2001).

As RfD são derivadas do Menor Nível Efeito Adverso Observado (MNEO) e Maior Nível Efeito Adverso Não Observado (MNEN) obtidos em pesquisas científicas com animais e a partir de dados epidemiológicos. Também, podem ser agregados à RfD fatores de incerteza e modificação, que variam conforme os estudos e dados foram obtidos (CETESB, 2001).

2.3.3.2 Análise Toxicológica de Efeitos Carcinogênicos

Teoricamente, não é possível prever um nível de exposição a uma substância, que se qualifique como seguro em relação ao risco de desenvolvimento de câncer. Assume-se que mesmo uma pequena quantidade da SQI pode provocar uma mudança celular e desencadear a proliferação de células danificadas, resultando em um câncer. Esse mecanismo é definido pela U.S.EPA (1989) como "*nonthreshold effect"* (efeito não limiar), ou seja, que não tem um limite.

Os dados toxicológicos utilizados para determinar o risco carcinogênico associado a uma substância são: o peso da evidência de causar câncer e o fator de carcinogenicidade (*slope factor)* (CETESB, 2001; U.S.EPA, 1989).

A U.S.EPA atualizou sua metodologia de avaliação de peso de evidência, com a publicação do Guia de Avaliação de Risco Carcinogênico (U.S.EPA, 2005). Essas evidências são analisadas em conjunto, diferentemente da abordagem anterior. Os dados de estudos epidemiológicos são os mais apropriados para caracterizar os efeitos no ser humano. Nessa abordagem, são consideradas também as condições nas quais o desenvolvimento de efeitos carcinogênicos é mais propício. Os novos padrões para classificação, que não incluem os códigos alfanuméricos, são (U.S.EPA, 2015):

a) carcinogênico para humanos;
b) provável carcinogênico para humanos;
c) evidência sugerindo potencial carcinogênico;
d) informação inadequada para avaliar o potencial carcinogênico;
e) não provável carcinogênico para humanos.

O fator de carcinogenicidade (*slope factor)* define a relação entre dose e resposta, e representa o incremento na possibilidade de ocorrência de câncer por unidade de ingresso, considerando o tempo de vida (U.S.EPA, 1989; U.S.EPA, 2005), ou seja, refere-se à probabilidade de ocorrência de um caso de câncer em uma determinada população (CETESB, 2001). Especificamente para a exposição via inalação, as pesquisas de toxicidade apresentam uma taxa de inalação de risco (IUR) que pode ser convertida em *slope factor* por meio da taxa de inalação e peso corporal do receptor (U.S.EPA, 2009).

2.3.4 Caracterização do risco

Os riscos à saúde humana provenientes de um cenário de exposição são caracterizados e quantificados a partir das seguintes etapas (U.S.EPA, 1989):

a) revisão da avaliação de toxicidade e exposição;
b) quantificação dos riscos (por substância);
c) combinação dos riscos por via de exposição;
d) comparação dos riscos com padrões.

2.3.4.1 Risco Carcinogênico

O risco carcinogênico representa o incremento na probabilidade de uma pessoa desenvolver efeitos adversos ao longo de sua vida, sendo calculado pela equação (2) (U.S.EPA, 1989; CETESB, 2001).

$$RISCO = I\ SF \tag{2}$$

onde:

I = dose de ingresso (mg/kg /dia);

SF = fator de carcinogenicidade (*slope factor*) ((mg/kg /dia)$^{-1}$).

O risco total cumulativo (índice de risco), resultante da exposição a vários compostos e por diferentes vias de exposição, é calculado pelo somatório do risco carcinogênico ocasionado por cada substância para cada via (equação (3)). No uso desta equação, considera-se que o efeito adverso seja câncer e as ações toxicológicas sejam independentes (ABNT, 2013).

$$Índice\ de\ risco = \sum_{i}^{p} \sum_{j}^{q} RISCO_{cenário\ i,SQI\ j} \tag{3}$$

Na equação (3), "*p*" e "*q*" referem-se ao número de cenários e substâncias químicas de interesse possíveis para a área avaliada. Segundo U.S.EPA (1989) o índice de risco não considera possíveis sinergias entre os contaminantes, mas a sua ação independente.

O limite aceitável para o índice de risco utilizado pela CETESB é de 10^{-5} (CETESB, 2017a), indicando que é aceitável que ocorra um caso adicional de câncer em cada 100.000 pessoas dentre a população exposta (CETESB, 2001).

2.3.4.2 Risco Não–Carcinogênico

O risco não carcinogênico indica a possibilidade de um receptor apresentar efeitos adversos do tipo *threshold* (limiar). Os sintomas podem se manifestar mesmo após uma breve exposição ao contaminante, quando a dose de ingresso for maior que a dose de referência (RfD). O risco não carcinogênico é definido como o quociente de perigo (HQ), que é calculado pela equação (4) (CETESB, 2001).

$$HQ = \frac{I}{RfD} \tag{4}$$

onde:

I = dose de ingresso (mg/kg /dia) (calculada pela equação (1))

RfD= dose de referência(mg/kg /dia)

O risco não carcinogênico acumulado, proveniente da exposição simultânea a diversas SQIs e por diferentes vias, é definido como o índice de perigo e calculado pelo somatório dos riscos não carcinogênicos para cada via conforme a equação (5) (ABNT, 2013). O somatório dos quocientes de perigo deve considerar apenas substâncias cuja toxicidade afeta o mesmo órgão ou sistema do corpo, ou seja com efeitos e mecanismos de ação semelhante (ABNT, 2013; U.S.EPA, 1989).

$$Índice\ de\ perigo = \sum_{i}^{p} \sum_{j}^{q} HQ_{cenário\ i,SQI\,j} \tag{5}$$

Na equação (5), "*p*" e "*q*" referem-se ao número de cenários e substâncias químicas de interesse possíveis para a área avaliada. Segundo U.S.EPA (1989) o índice de perigo não considera possíveis sinergias entre os contaminantes, mas a sua ação independente.

O índice de perigo considerado aceitável pela CETESB é de 1, ou seja, índices maiores que 1 indicam que a população exposta à contaminação está sujeita a desenvolver efeitos adversos agudos (CETESB, 2017a).

2.4 FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO

Algoritmos matemáticos foram desenvolvidos para auxiliar o estudo de caracterização e quantificação de riscos (REGENS et al., 2000). Um conjunto desses algoritmos formam ferramentas de avaliação de risco, que são amplamente utilizadas no desenvolvimento das etapas de avaliação de exposição, avaliação de toxicidade e caracterização e quantificação dos riscos à saúde humana (SPENCE; WALDEN, 2013). As ferramentas possibilitam ao usuário definir o modelo de exposição e as premissas específicos para cada área de estudo e apresentam resultados para o risco à saúde humana de forma padronizada e conveniente (ASTM, 2015).

Ainda, elas auxiliam nos cálculos de ingresso, de transporte e transformação de contaminantes e das concentrações máximas aceitáveis para cada contaminante de interesse e via de exposição (WENDT, 2007; SPENCE e WALDEN, 2013).

Alguns exemplos de ferramentas de avaliação de risco são: C-SOIL, CalTOX, RBCA *Tool Kit*, RISC (*Risk Integrated Software for Clean-Ups)*, Risk-Net, MMSOILS. No Brasil, além dessas ferramentas, também são utilizadas as planilhas da CETESB, desenvolvidas pelo próprio órgão ambiental paulista. E em estudos de contaminações exclusivas de hidrocarbonetos derivados de petróleos, é empregado o modelo SCBR, desenvolvido pela UFSC e Petrobrás (MICHELS et al., 2004). Segundo Joussef (2013), as planilhas da CETESB e o RISC estão entre os modelos mais utilizados para avaliação de risco.

Essas ferramentas e *softwares* reúnem modelos matemáticos utilizados em cenários que envolvam transporte, degradação, partição ou transformação de contaminantes.

Segundo Capeleti (1998) e Dias et al. (1998), algumas das diferenças entre os modelos matemáticos usados nessas ferramentas são considerações quanto a degradabilidade de contaminantes, receptores e vias de exposição.

Entretanto, todas as ferramentas necessitam de dados sobre exposição da população e sobre os efeitos toxicológicos (CAPELETI, 1998). Cada uma possui seu próprio banco de dados contendo essas e outras informações relevantes para a avaliação de risco. Os dados podem variar conforme o objetivo da ferramenta, a empresa que a desenvolveu e o país de origem (BUTLER; PETTS, 2000).

Além disso, elas se assemelham pela impossibilidade de avaliar o risco de compostos que representam misturas de contaminantes, como é o caso dos hidrocarbonetos totais de petróleo (HTPs) (DIAS et al., 1998). A solução neste caso é a avaliação de frações de misturas com características parecidas de toxicidade e de interação com o meio (KOLESNIKOVAS, 2006; SPENCE; WALDEN, 2013).

2.4.1 Planilhas da CETESB

As planilhas da CETESB são um conjunto de algoritmos disponível para cálculo de riscos à saúde humana por meio do programa *Microsoft Excel*®. A modelagem foi definida pelo órgão ambiental paulista, a CETESB, e serve como ferramenta para o cálculo de riscos carcinogênicos e não carcinogênicos. Além disso, é utilizada para a definição de metas de remediação, auxiliando a etapa de intervenção e consequente tomada de decisão sobre a área contaminada (CETESB, 2010). As metas para remediação são definidas a partir das concentrações máximas aceitáveis (CMAs) calculadas pela ferramenta.

O desenvolvimento dessa ferramenta foi definido na Decisão de Diretoria N.º 103/2007 da CETESB. Nela, determinou-se a elaboração de planilhas de avaliação de risco à saúde humana a fim de padronizar e agilizar os processos de gerenciamento de áreas contaminadas no estado de São Paulo (CETESB, 2017b). A primeira versão das planilhas de avaliação de risco da CETESB foi inicialmente disponibilizada em 2009, ainda em caráter de teste (CETESB, 2009). As planilhas também foram desenvolvidas para serem utilizadas na atualização dos valores orientadores de intervenção de solo e água subterrânea do estado de São Paulo (CETESB, 2010).

Segundo Maximiano (2011), as planilhas da CETESB são de fácil utilização, e consolidam e unificam dados referentes às substâncias químicas e aos parâmetros de exposição. Elas são aceitas em outros estados do país, com exceção de Minas Gerais que possui sua própria ferramenta de avaliação de risco (SANBERG et al., 2015).

Gouvea Junior (2011) utilizou as planilhas da CETESB e outras ferramentas para investigar parâmetros relacionados ao cenário de intrusão de vapores. Correia, Ribeiro e Lima (2016) utilizaram as planilhas da CETESB para quantificação de riscos

associados a exposição de trabalhadores e residentes rurais a resíduos de rochas e polímeros. Nacimento (2015) quantificou os riscos associados a metais encontrados no solo com as planilhas da CETESB e a ferramenta RBCA. Squissato (2012) propôs um estudo de avaliação de risco utilizando sistema de informações geográficas e as planilhas da CETESB.

Cathcart (2014, 2017) realizou estudo comparativo entre as planilhas da CETESB e os *softwares* RBCA Tool Kit e RISC4 e aplicou as planilhas para quantificação de risco associados a contaminação de chumbo e benzeno no meio físico.

2.4.2 RISC5

O *software* comercial *Risk Integrated Software for Clean-Ups* é usualmente conhecido apenas pela sua sigla RISC5, o número refere-se a sua versão. Esse algoritmo foi desenvolvido pela *British Petroleum,* em parceria com *Spence Environmental Engineering,* para calcular o risco à saúde humana e o risco ecológico de áreas contaminadas. Também é utilizado para a definição de metas de remediação e modelagem do transporte de SQIs, Sua primeira versão foi publicada em janeiro de 1994 e a 5ª, e mais recente versão, foi divulgada em dezembro de 2010 (SPENCE; WALDEN, 2013).

Neste programa, o usuário tem a possibilidade de personalizar os dados e parâmetros referentes às substâncias químicas de interesse (incluindo dados toxicológicos), contaminação, meio físico e exposição (SPENCE; WALDEN, 2013).

Golçalves e Lena (2013) realizaram avaliações de risco utilizando as planilhas e a versão anterior do RISC4 para uma contaminação de arsênio.

2.5 SOLVENTES ORGANOCLORADOS

Os contaminantes abordados neste trabalho, percloroetileno (PCE) e tricloroetileno (TCE), são solventes halogenados utilizados pela indústria para a remoção de substâncias indesejadas. Eles são empregados durante ou após processos de fabricação, como é o caso da limpeza de maquinários, lavagem a seco e *thinners* para tintas. Os solventes halogenados foram inicialmente produzidos na

Alemanha no século 19 a fim de reduzir a ocorrência de incêndios ocasionados pelos solventes existentes na época. Os compostos halogenados podem incluir em sua formulação cloro, flúor, bromo ou iodo, porém os mais utilizados são os clorados. (PANKOW; CHERRY, 1996; COVELLO; MERKHOFER, 1993).

O percloroetileno (PCE) e o tricloroetileno (TCE) se tornaram os principais solventes utilizados nas indústrias no período de expansão da economia pós-Segunda Guerra Mundial. A contaminação com esses compostos se deve não apenas às indústrias conhecidamente poluidoras, mas também por outras atividades consideradas não poluentes, pois o uso do PCE e TCE foi expandido para atividades de pequeno porte e sem controles ambientais, que também foram responsáveis por derramamentos e contaminação do meio ambiente (PANKOW; CHERRY, 1996).

O PCE e o TCE são líquidos de fase não aquosa, referidos como *non-aqueous phase liquids* (NAPLs), por serem mais densos que a água, esses compostos também são classificados como d*ense non-aqueous phase liquid* (DNAPLs) (YONG, 2001). Além disso, eles possuem tensão superficial e viscosidade mais baixas que a água facilitando a migração desses compostos pelo meio físico (FEENSTRA; CHERRY; PARKER, 1996).

As principais características físico-químicas do PCE e TCE são apresentadas no QUADRO 3.

QUADRO 3 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO PCE E TCE

Propriedade	Percloroetileno	Tricloroetileno
Número CAS	127-18-4	79-01-6
Fórmula Química	C_2Cl_4	C_2HCl_3
Outras nomenclaturas usualmente empregadas	PCE, Tetracloroetileno, Tetracloroeteno	TCE, Tricloroeteno
Peso molecular (g/mol)	165,8	131,4
Densidade a 20°C (g/cm³)	1,623	1,464
Ponto de ebulição a 760 mmHg (°C)	121,1	87
Ponto de congelamento (°C)	-22,8	-86,7
Pressão de vapor a 20°C (kPa)	1,9	7,8
Solubilidade em água a 25°C (mg/L)	200	1100

FONTE: Adaptado de JAFFÉ (2008), OSHA (2017), PUBCHEM (2017), PANKOW; CHERRY (1996).

Por serem mais densos que a água, os solventes DNAPLs podem chegar até o fundo do aquífero. A existência de bolsões de fase livre permite que a pluma de

contaminantes permaneça durante décadas como uma fonte continua de PCE e TCE (JAFFÉ, 2008; DUNNIVANT; ANDERS, 2006).

Segundo Dunnivant e Anders (2006), os fatores que mais contribuem com o transporte dos contaminantes no subsolo são: a sorção, a degradação química e biológica, e a diluição. Fontes de contaminações de DNAPLs mais antigas são transportadas majoritariamente por difusão (KUEPER; DAVIES, 2014). O transporte do PCE e do TCE também é afetado por caminhos preferenciais, porém, sendo de difícil entendimento. Essas propriedades são evidenciadas pela variabilidade na distribuição desses contaminantes em uma área contaminada (DAMGAARD *et al.*, 2012).

Os contaminantes DNAPLs se particionam no meio e são encontrados em quatro fases: dissolvidos na água, volatilizados e vaporizados no ar, e por último, no solo através de mecanismos de sorção (FEENSTRA; CHERRY; PARKER, 1996; KUEPER; DAVIES, 2014). Os limites e formato da pluma de contaminação são irregulares e de difícil delimitação, devendo ser estimados por meio de informações suficientes sobre as camadas de solo e seu teor de umidade. A expansão horizontal da pluma de DNAPLs chega a ser 5 a 15 vezes maior que a vertical. A movimentação é maior em solos com maiores granulometrias (JAFFÉ, 2008).

Segundo PANKOW et al. (1996), devido à combinação de suas características físico-químicas, as plumas de PCE e TCE são mais difíceis de remediar do que a de outros contaminantes. Mesmo após aplicações de técnicas de remediação consideradas viáveis, a concentração desses compostos em água subterrânea não atinge limites de potabilidade, além disso, podem sofrer o efeito rebote, ou seja, a concentração do contaminante aumenta após um período de decréscimo (ÁVILA, 2012).

As principais consequências para o gerenciamento de uma contaminação em decorrência das propriedades físico-químicas e biológicas dos solventes organoclorados são apresentadas no QUADRO 4.

QUADRO 4 - CARACTERÍSTICAS DOS SOLVENTES ORGANOCLORADOS E SUAS CONSEQUÊNCIAS NO GERENCIAMENTO DE CONTAMINAÇÕES NO MEIO FÍSICO

Propriedade	Consequência
Volatilidade alta	Falsa sensação de que o solvente será volatilizado e a massa de contaminante não precisará ser gerenciada. Entretanto, parte deles será transportada até a zona saturada.
Densidade alta	Mesmo uma pequena quantidade de contaminante pode penetrar a zona saturada e atingir o fundo do aquífero. A heterogeneidade do solo pode causar a formação de "bolsões" concentradas de solventes no aquífero.
Baixa viscosidade	Contribui para o transporte do solvente mais rápido até a zona saturada.
Baixa tensão superficial	Contribui para a baixa retenção de solventes nos solos e a entrada desses contaminantes em fraturas e pequenos poros no solo.
Baixa solubilidade absoluta	Permite que o contaminante se acumule em "bolsões" acima de camadas com baixa permeabilidade e persista como uma fonte contínua por várias décadas.
Alta solubilidade relativa	A pequena quantidade solúvel já é suficiente para causar danos à saúde humana, e, portanto, os limites de potabilidade são baixos dificultando a remediação completa.
Baixa sorção ao solo	A ligação de solventes clorados aos materiais presentes no solo é baixa, o movimento de contaminante não sofrerá retardo significativo e acompanhará o fluxo de água subterrânea.
Baixa degradabilidade	O tempo de vida desses compostos é alto mesmo em meios ricos em microrganismos.

FONTE: Adaptado de PANKOW et al. (1996).

Apesar dos solventes serem encontrados em menor frequência em *sites* contaminados, tendo em vista o conjunto de propriedades apresentado no QUADRO 4 são considerados mais problemáticos do que as contaminações mais usuais de *light non-aqueous phase liquid* (LNAPLs). Mesmo após décadas de um evento de contaminação, esses compostos são encontrados no meio ambiente. Portanto, além de técnicas de remediação, outras medidas de intervenção devem ser aplicadas nesses casos (PANKOW et al., 1996). Algumas alternativas são citadas em BRASIL (2009) como: definição de zoneamento, restrição da ocupação do solo e uso de águas subterrâneas e superficiais e eliminação da via de exposição de perigo.

3 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo (FIGURA 6) refere-se ao terreno de uma empresa que comercializava produtos químicos e operou no local entre os anos 1974 e 2010. A propriedade possui cerca de 6.368 m² e está localizada em área urbana com ocupação predominante residencial (SENAI, 2008; ECO REG DO BRASIL, 2017).

As atividades realizadas no local envolveram o armazenamento, o fracionamento e a distribuição de pequenas quantidades de produtos químicos diversos, bem como a lavagem de embalagens de produtos utilizando solventes (AKVOPLAN, 2009; ECO REG DO BRASIL, 2011).

FIGURA 6 – ÁREA DE ESTUDO E PROPRIEDADES ADJACENTES

FONTE: Adaptado de GOOGLE MAPS (2017).

3.1 HISTÓRICO DO GERENCIAMENTO DA ÁREA DA CONTAMINAÇÃO

Desde 2008, foram realizados trabalhos e estudos de identificação, diagnóstico e intervenção da contaminação na área avaliada e elaborados relatórios técnicos por empresas de consultoria ambiental. Uma contaminação de água subterrânea com compostos organoclorados, principalmente PCE e TCE, foi identificada no local em 2008 (SENAI, 2008; AKVOPLAN, 2009). Em seguida, os trabalhos de investigação envolveram o detalhamento da pluma de contaminantes e o monitoramento periódico da qualidade da água subterrânea dos principais poços afetados.

O gerenciamento desta área contaminada foi realizado conforme as etapas estabelecidas na Resolução CONAMA N.º 420/2009. O histórico com as principais atividades desenvolvidas e apresentadas em relatório técnico, seus resultados e ano de realização é apresentado no QUADRO 5.

QUADRO 5 - HISTÓRICO DO GERENCIAMENTO DA ÁREA CONTAMINADA

Etapa do Gerenciamento	Ano de realização	Principais atividades realizadas	Principais resultados	Referência
Investigação Confirmatória	2008	Instalação de poços de monitoramento Amostragem de solo e água subterrânea	Identificada contaminação	SENAI (2008)
Investigação Detalhada	2009 e 2010	Instalação de poços de monitoramento Amostragem de solo e água subterrânea	Delimitação parcial das plumas de contaminação	AKVOPLAN (2009) e AKVOPLAN (2010)
Avaliação de Risco à Saúde Humana	2010	Aplicação dos *softwares RBCA Tool Kit* e *RISC4*	Quantificação dos riscos	AKVOPLAN (2010)
Intervenção (Remediação)	2011 - 2017	Operação de sistema de bombeamento e tratamento de água subterrânea	Tratamento da água subterrânea	ECO REG do Brasil (2011) ECO REG do Brasil (2017)
Intervenção (Remediação)	2012	Aplicação de oxidante *in situ* permanganato de potássio	Tratamento da água subterrânea	ECO REG do Brasil (2013)
Intervenção (Remediação)	2013-2014	Aplicação de oxidante *in situ* persulfato de sódio	Tratamento da água subterrânea	ECO REG do Brasil (2014)
Monitoramento da remediação	2011 - 2017	Amostragem de água subterrânea	Monitoramento da qualidade da água subterrânea	ECO REG do Brasil (2016) e ECO REG do Brasil (2017)

Na propriedade estavam instalados poços de monitoramento de água subterrânea, bem como, encontrava-se em operação um sistema de remediação por meio da técnica *pump and treat* (bombeamento e tratamento) (FIGURA 7). O sistema foi instalado em 2011, visando o tratamento da água subterrânea e consequentemente o enquadramento das concentrações de contaminantes nos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N.º 420/2009 (ECO REG DO BRASIL, 2011).

Um histórico compilado dos principais resultados das campanhas de amostragem de água subterrânea realizada por ECO REG do Brasil (2017) é apresentado nas TABELA 1 e TABELA 2.

TABELA 1 - HISTÓRICO DAS CONCENTRAÇÕES DE PCE NA ÁREA DE ESTUDO

Campanha	Concentração (µg/L)				
	PM-01	PM-06	PM-11	PM-12	PM-14
set/11	13.446,60	5.842,40	1.744,74	1.212,02	89.678,20
dez/11	291,28	637,20	662,68	568,74	3.953,80
mai/12	645,00	319,00	357,00	331,00	5.674,00
ago/12	1.123,00	319,00	372,00	341,00	9.787,00
dez/12	589,00	94,00	520,00	236,00	3,60
nov/13	1.042,00	374,00	868,00	387,00	544,00
dez/14	239,21	382,37	772,38	271,26	2.200,10
dez/15	151,11	526,76	225,18	423,72	2.891,50
dez/16	175,40	10,40	85,10	252,80	657,80

FONTE: Adaptado de ECO REG DO BRASIL (2016, 2017).

TABELA 2 – HISTÓRICO DAS CONCENTRAÇÕESDE TCE NA ÁREA DE ESTUDO

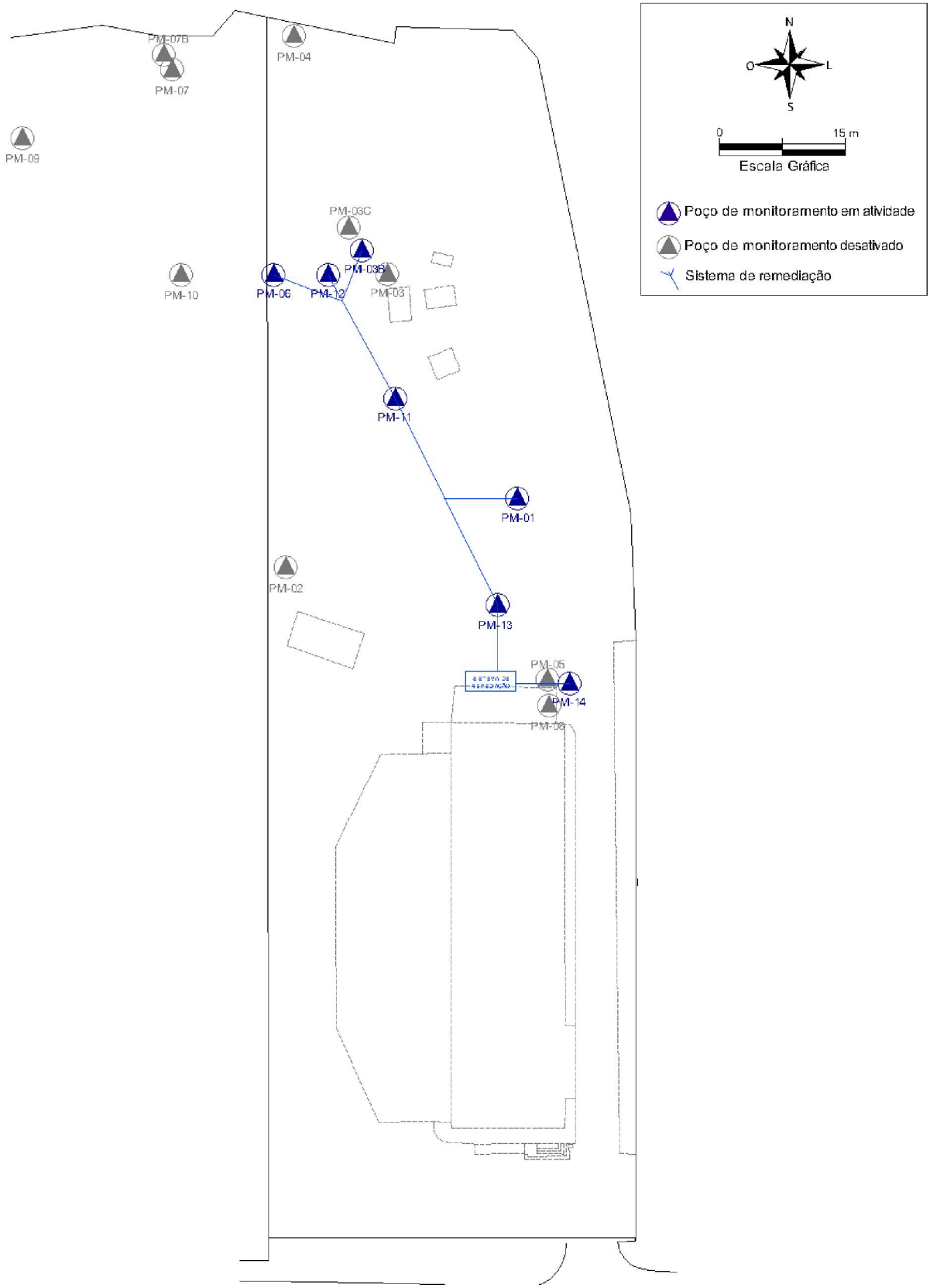
Campanha	Concentração (µg/L)				
	PM-01	PM-06	PM-11	PM-12	PM-14
set/11	3.902,00	2.433,80	462,00	463,52	54.556,00
dez/11	337,48	706,82	472,78	593,54	6.897,60
mai/12	394,00	261,00	188,00	322,00	6.040,00
ago/12	619,00	331,00	203,00	255,00	6.219,00
dez/12	416,00	58,00	355,00	193,00	<LQ
nov/13	647,00	365,00	479,00	329,00	<LQ
dez/14	101,90	152,49	395,70	116,43	1.218,13
dez/15	61,69	390,74	105,38	250,47	1.835,00
dez/16	116,70	27,40	60,30	221,10	713,30

FONTE: Adaptado de ECO REG DO BRASIL (2016, 2017).
LEGENDA:
<LQ: Concentração menor que o limite de quantificação do método analítico adotado pelo laboratório.

Os monitoramentos realizados confirmaram o *hot spot* da pluma de contaminantes próximo ao PM-14 e local onde antigamente eram realizadas as

lavagens de embalagem com uso de solventes. O estudo também indicou uma redução das concentrações de PCE e TCE, porém, ainda quantificadas acima dos valores de investigação de BRASIL (2009).

FIGURA 7 - LOCALIZAÇÃO DOS POÇOS DE MONITORAMENTO NA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: Adaptado de ECO REG DO BRASIL (2017).

4 METODOLOGIA

As ferramentas escolhidas para as simulações de riscos à saúde humana na área de estudo foram as planilhas da CETESB e o *software* RISC5. O desenvolvimento das avaliações foi baseado nas metodologias de U.S.EPA (1989), ASTM (2014), CETESB (2001), CETESB (2017a) e BRASIL (2009). Assim, as ferramentas, planilhas da CETESB e RISC5, foram empregadas na etapa de caracterização e quantificação dos riscos e cálculo de concentrações máximas aceitáveis (CMAs).

As planilhas da CETESB foram obtidas gratuitamente pelo *website* da CETESB (2013). Já o *software* RISC5 foi disponibilizado para uso exclusivo nesta pesquisa pela empresa ECO REG do Brasil, que possui licença do aplicativo.

As informações e dados sobre a área contaminada foram retirados dos relatórios de investigações ambiental elaborados por consultorias ambientais na propriedade em estudo (QUADRO 5). Toda a documentação foi disponibilizada mediante restrição da divulgação do nome da empresa proprietária do terreno. A consulta ao material e o uso das informações foram autorizados por ECO REG do Brasil, consultoria ambiental atualmente responsável pelos trabalhos de gerenciamento da contaminação.

Este trabalho foi desenvolvido por meio das etapas apresentadas no QUADRO 6 a fim de alcançar os objetivos propostos.

QUADRO 6 - ETAPAS DA METODOLOGIA

(continua)

1ª Etapa: Definição do modelo conceitual a partir da caracterização da área de estudo e da delimitação da contaminação existente para o desenvolvimento de avaliação de risco
Nesta etapa foram definidas as substâncias químicas de interesse e as concentrações a serem utilizadas para uma avaliação de risco, bem como os receptores expostos a essas substâncias e as vias de exposição. Também foram identificados os parâmetros do meio físico necessários para o desenvolvimento da avaliação de risco e a disponibilidade deles quanto a área avaliada. Por fim, as plumas de PCE e TCE foram desenhadas e a partir delas as dimensões da contaminação foram definidas.
2ª etapa: Correspondência e comparação de dados e algoritmos das ferramentas
Nesta etapa foram identificadas as similaridades e diferenças de características relevantes para a aplicação das planilhas da CETESB e RISC5, bem como dos parâmetros e algoritmos utilizados por cada ferramenta relacionados aos cenários de exposição definidos na etapa anterior.

QUADRO 6 - ETAPAS DA METODOLOGIA

(conclusão)

3ª Etapa: Avaliações de risco por meio de simulações com as planilhas da CETESB e RISC5 com base na caracterização da área de estudo
Foram realizadas três simulações de avaliação de risco utilizando os dados que caracterizaram a área de estudo e a contaminação existente. Foi realizada uma simulação visando a quantificação dos riscos e CMAs utilizando as planilhas da CETESB e duas simulações utilizando o *software* RISC5. Na primeira simulação com cada ferramenta foram alterados apenas os dados existentes sobre a área de estudo. Na segunda simulação com o RISC5 foram empregados os valores do banco de dados das planilhas da CETESB.
4ª Etapa: Identificação das consequências da aplicação de cada ferramenta no gerenciamento da área contaminada
A fim de sugerir a melhor ferramenta a ser aplicada no caso de contaminações de água subterrânea com PCE e TCE foram realizadas considerações sobre as simulações realizadas neste trabalho com foco no gerenciamento da área contaminada e na utilização e recomendação da mesma por consultores e órgãos fiscalizadores.

4.1 DEFINIÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO

A fim de definir o modelo conceitual de exposição da área de estudo para as simulações de avaliação de risco, as características sobre a propriedade e áreas adjacentes foram levantadas. Desse modo, foram definidos e identificados as:

- Substâncias químicas de interesse;
- Cenários de exposição;
- Parâmetros do meio físico;
- Características das plumas de contaminação.

4.1.1 Substâncias químicas de interesse

Os contaminantes selecionados para este estudo foram aqueles cuja concentração quantificada por ECO REG do Brasil (2017) esteve acima dos valores de investigação da Resolução do CONAMA N.º 420/2009. Os dados são apresentados no APÊNDICE B e referem-se ao monitoramento da qualidade da água subterrânea dos poços de monitoramento ativos localizados na área de estudo, realizado por ECO REG do Brasil (2017) em dezembro de 2016, conforme croqui apresentado na FIGURA 7.

A concentração, referente a cada SQI, utilizada nas simulações foi a maior identificada entre os poços monitorados, conforme estabelecido por CETESB (2017a).

Os resultados analisados nesta etapa restringiram-se aos disponíveis e apresentados em ECO REG do Brasil (2017).

4.1.2 Cenários de exposição

Os cenários de exposição escolhidos foram selecionados a partir da premissa de existência simultânea dos três componentes básicos do risco à saúde humana, citados por ASTM (2015), sendo eles:

- Contaminante de interesse;
- Via de exposição;
- Receptor.

Os receptores selecionados foram definidos conforme CETESB (2001), com base nos usos atuais e futuros da propriedade avaliada e nos usos atual das áreas adjacentes. O uso atual do terreno em estudo foi identificado por meio de visitas ao local e análise de fotos aéreas, obtidas pelo *Google Earth*®, da propriedade e um raio de 200 m, como estabelecido na NBR 15515-1 (ABNT, 2011).

Em relação aos receptores localizados fora da propriedade, foram selecionados para compor o modelo conceitual apenas os receptores localizados no caminho da migração da pluma de contaminantes, conforme ASTM (2014).

O caminho de migração foi estabelecido com base no mapa potenciométrico elaborado com informações sobre o nível d'água dos poços localizados na propriedade em estudo. Os dados foram obtidos por meio de medições realizadas em janeiro de 2017 com medidor de nível da marca *Hidrosuprimentos* modelo HSNA 30. Os níveis d'água foram compilados com o *software Microsoft Excel*® 10*,* manipulados com o *Surfer®8,* e por fim, foi utilizado o *AutoCAD® 2014* para refinamento e elaboração do croqui final do mapa potenciométrico.

A população possivelmente exposta à contaminação dentro da propriedade em estudo foi considerada como sobre a fonte de contaminação, e denominada *on site*. Já aquela no caminho de migração da pluma foi considerada *off site.*

As vias de exposição também foram definidas como parte do modelo conceitual, tendo sido identificadas as vias de contato direto e indireto.

Tendo em vista as características físico-químicas das SQIs selecionadas neste estudo, o particionamento dos contaminantes presentes na área foi considerado para definição das vias de exposição por contato indireto.

Dessa maneira, os cenários contendo os três componentes de risco foram compilados no modelo conceitual da área avaliada em estudo, que apresentou os possíveis caminhos de um receptor entrar em contato com as SQI. Os cenários de exposição foram ainda classificados em atual (A), futuro (F) e/ou hipotético (H),conforme metodologia da CETESB (2001) e ASTM (2015).

4.1.3 Parâmetros do meio físico

Os parâmetros específicos do meio físico da área avaliada, elencados no QUADRO 7, foram levantados para introdução e simulação nas ferramentas de avaliação de risco. Esses dados foram obtidos por meio da revisão de informações existentes sobre a área.

QUADRO 7 - PARÂMETROS ESPECÍFICOS DO MEIO FÍSICO DA ÁREA DE ESTUDO UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES DE AVALIAÇÃO DE RISCO

(continua)

Parâmetro	Valor	Referência	Ferramenta onde foi utilizado
Porosidade total (zona vadosa)	0,4369 cm^3/cm^3	AKVOPLAN (2010)	Planilhas da CETESB e RISC5
Conteúdo de água (zona vadosa)	0,3627 cm^3/cm^3	AKVOPLAN (2010)	RISC5
Temperatura da água subterrânea	293,21 K	ECO REG do Brasil (2017)	Planilhas da CETESB
Densidade do solo	1,75 g/cm^3	AKVOPLAN (2010)	Planilhas da CETESB e RISC5
Fração de carbono orgânico no solo (zona saturada)	0,00102 g/g	AKVOPLAN (2010)	Planilhas da CETESB e RISC5
Gradiente hidráulico	0,0865 m/m	SENAI (2008)	Planilhas da CETESB e RISC5
Condutividade hidráulica	611,34 cm/dia	SENAI (2008)	Planilhas da CETESB e RISC5
Porosidade efetiva (zona saturada)	cm^3/cm^3	SENAI (2008)	Planilhas da CETESB e RISC5
Espessura da zona vadosa	2,13 m	Média da profundidade dos níveis d'água de todos os poços de monitoramento dentro da propriedade aferidos em janeiro de 2017 menos a espessura da franja capilar	RISC5

QUADRO 7 - PARÂMETROS ESPECÍFICOS DO MEIO FÍSICO DA ÁREA DE ESTUDO UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES DE AVALIAÇÃO DE RISCO

(conclusão)

Parâmetro	Valor	Referência	Ferramenta onde foi utilizado
Profundidade do nível d'água	2,43 m	Média da profundidade dos níveis d'água de todos os poços de monitoramento dentro da propriedade aferidos em janeiro de 2017	Planilhas da CETESB
Distância da fonte até a fundação	2,43m	Média da profundidade dos níveis d'água de todos os poços de monitoramento dentro da propriedade aferidos em janeiro de 2017	RISC5

Os dados do QUADRO 7 foram retirados dos relatórios das consultorias ambientais ou obtidos por meio de medições em campo (os dados são apresentados no APÊNDICE C). Esses dados foram considerados como base para a avaliação de risco e utilizados em todas as simulações com as duas ferramentas.

Como já mencionado, as profundidades do nível do lençol freático (NAs) foram aferidas em janeiro de 2017 com medidor de nível *Hidrosuprimentos* modelo HSNA 30 (APÊNDICE C). O gradiente hidráulico e a condutividade hidráulica foram extraídos dos estudos realizados por SENAI (2008) e seguindo a mesma premissa que Maximiano (2001), ou seja, o maior valor e a média dos resultados, respectivamente.

4.1.4 Caracterização das plumas de contaminantes

As informações quanto à dimensão da pluma de contaminantes existente na área de estudo, como o tamanho e a espessura da pluma, foram necessárias para a quantificação dos riscos pelas ferramentas planilhas da CETESB e RISC5 e são apresentadas no QUADRO 8.

QUADRO 8 - DETERMINAÇÃO DAS DIMENSÕES DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO

(continua)

Parâmetro	Valor	Metodologia	Ferramenta onde foi utilizado
Espessura da Fonte na Água Subterrânea	5,34 m	Maior coluna d'água considerando a profundidade de cada poço e os níveis d'água aferidos em janeiro de 2017.	Planilhas da CETESB e RISC5

QUADRO 8 - DETERMINAÇÃO DAS DIMENSÕES DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO

(conclusão)

Largura da área fonte na direção paralela ao fluxo da água subterrânea	70 m	Comprimento da pluma de PCE da área de estudo elaborada com dados do monitoramento realizado em dezembro de 2016 por ECO REG (2017)	Planilhas da CETESB e RISC5
Espessura da pluma dissolvida na água subterrânea	5,34 m	Maior coluna d'água considerando a profundidade de cada poço e os níveis d'água aferidos em janeiro de 2017.	Planilhas da CETESB
Largura da Fonte	21 m	Largura da pluma de PCE da área de estudo elaborada com dados do monitoramento realizado em dezembro de 2016 por ECO REG (2017).	Planilhas da CETESB e RISC5

FONTE: A autora (2017).

A dimensão da contaminação (QUADRO 8) foi estimada com base no desenho das plumas, desenhadas a partir das concentrações de SQIs levantadas na etapa anterior e apresentadas no Anexo 1, bem como na direção do fluxo de água subterrânea, definida no mapa potenciométrico do terreno (APÊNDICE A). Tendo em vista que os valores de investigação, para cada SQI, estabelecidos na Resolução CONAMA N.º 420/2009 são diferentes optou-se por delimitar a pluma com base no menor valor (20µg/L), referente ao TCE.

Na delineação das plumas de contaminantes, foram utilizados os *softwares Microsoft Excel®10,* para compilação e tratamento dos dados, *Surfer®8* para elaboração de mapa inicial e *AutoCAD®2014* para refinamento e elaboração dos mapas finais.

4.2 CORRESPONDÊNCIA E COMPARAÇÃO DE DADOS E ALGORITMOS DAS FERRAMENTAS

Esta etapa do trabalho buscou sintetizar as diferenças e similaridades identificadas na aplicação e nos resultados obtidos a partir da aplicação das ferramentas planilhas da CETESB e RISC5 no desenvolvimento de uma avaliação de risco à saúde humana.

A comparação das planilhas da CETESB e RISC5 envolveu uma análise qualitativa que caracterizou seus principais atributos e auxiliou na análise dos resultados de risco quantificados.

Inicialmente, foram identificados os recursos disponíveis em cada ferramenta que poderiam ser relevantes para sua aplicação como ferramenta de avaliação de

risco. Os seguintes elementos foram investigados por meio da interação com as ferramentas e informações fornecidas pelos desenvolvedores:

- Ano de desenvolvimento/última atualização;
- Idioma;
- *Hardware* necessário para utilização;
- Custo;
- Receptores disponíveis;
- Vias de exposição disponíveis;
- Disponibilidade de alteração de parâmetros;
- Banco de dados e informações toxicológicas sobre as SQIs.

A fim de realizar simulações com as ferramentas e avaliar seu uso e características, um levantamento de todos os parâmetros necessários em cada simulação foi realizado, conforme os cenários de exposição estabelecidos no modelo conceitual da área. Cada ferramenta utilizou uma nomenclatura para definir um mesmo parâmetro, portanto, foi necessária a realização de uma correspondência entre eles.

Em seguida, foi realizada uma avaliação comparativa dos valores de entrada provindos do banco de dados de cada ferramenta. A comparação foi baseada na correspondência feita entre os parâmetros relacionados ao meio físico, características das SQIs e parâmetros exposicionais.

Também foram comparados os algoritmos matemáticos utilizados por cada ferramenta no cálculo dos riscos, das concentrações no ponto de exposição e das concentrações máximas aceitáveis.

Visto que, não existe um manual de uso das planilhas da CETESB, os algoritmos desta ferramenta foram identificados no campo “fx” de cada arquivo do *Microsoft Excel*® utilizado. Algumas informações sobre as planilhas foram obtidas do *website* da CETESB (2013). As mesmas informações sobre o *software* RISC5 foram retiradas de Spence e Walden (2013).

4.3 SIMULAÇÕES DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA

Avaliações de risco foram simuladas utilizando ambas as ferramentas, planilhas da CETESB e RISC5, e foram baseadas na contaminação existente na área

de estudo e cenários de exposição apresentados no modelo conceitual da área. Dessa maneira, as características específicas do meio físico e da contaminação, identificadas e definidas na primeira etapa deste trabalho, foram aplicadas em todas as simulações com as ferramentas, a fim de se obter resultados referentes a um mesmo caso de contaminação.

As primeiras simulações da avaliação de risco foram realizadas com as planilhas da CETESB e o *software* RISC5 utilizando seus dados padrão. Ou seja os valores empregados nos algoritmos matemáticos foram constam no banco de dados de cada ferramenta e foram sugeridos caso o avaliador de risco não possua um dado especifico para a área avaliada. Nessas simulações, apenas foram modificados os valores dos parâmetros definidos na etapa de levantamento sobre a área estudo (QUADRO 7 e QUADRO 8).

Uma segunda simulação foi realizada com o *software* RISC5, porém nesta, os dados de entrada foram igualados aos dados padrão das planilhas da CETESB. Como já mencionado, previamente à aplicação das ferramentas, foi realizada uma correspondência entre os parâmetros do RISC5 e das planilhas da CETESB.

As simulações foram realizadas de modo a se obter os riscos carcinogênicos e não carcinogênicos, bem como as concentrações máximas aceitáveis, associados à contaminação existente na área de estudo.

Os limites definidos neste trabalho como risco inaceitável, ou intolerável, foram adotados conforme as recomendações de CETESB (2017a) e U.S.EPA (1985). Os riscos carcinogênicos calculados pelas ferramentas foram considerados inaceitáveis quando acima de 10^{-5}. Já o risco não carcinogênico, ou quociente de perigo, foi considerado intolerável quando o quociente foi maior que uma unidade. Os mesmos limites foram utilizados para o índice de risco e de perigo, respectivamente e para o cálculo das CMAs.

Os riscos resultantes das simulações com as duas ferramentas foram compilados em tabelas e gráficos. Uma comparação entre os riscos foi feita em pares (considerando resultados de duas simulações por vez) e primordialmente por via de exposição, ponto de exposição, *on site* ou *off site*, e receptor. Foram identificados os receptores mais sensíveis (associados aos maiores riscos) de cada cenário e simulação. Buscou-se identificar quais fatores contribuíram para os resultados similares e diferentes.

A primeira comparação em par foi realizada entre os resultados da aplicação das planilhas da CETESB e da segunda simulação com o RISC5. Então, foram investigadas as semelhanças nos algoritmos e premissas empregados. As disparidades entre os modelos e resultados foram investigadas por meio da comparação entre as fórmulas e parâmetros empregados em cada simulação.

Para avaliar o uso padrão das ferramentas, ou seja, a maneira como usualmente elas são aplicadas por consultores e avaliadores de risco, foi feita uma segunda comparação com os resultados da primeira simulação com as planilhas da CETESB e com o RISC5. Como já mencionado, nesta aplicação, foram introduzidos apenas os dados específicos da área de estudo. Os outros parâmetros utilizados pelos algoritmos matemáticos foram mantidos com os valores de referência, sugeridos por cada ferramenta.

Na comparação das CMAs, foram considerados apenas os valores mais restritivos (menores concentrações), calculados por cada ferramenta, de acordo com o tipo de risco e a substância.

4.3.1 Avaliação de risco utilizando as planilhas da CETESB

A simulação de avaliação de risco com as planilhas da CETESB utilizou arquivos do programa Microsoft Excel® disponibilizados por receptor (residente em meio urbano, residente em meio rural, trabalhador de obras e trabalhador comercial). Na quantificação dos riscos e CMAs da área de estudo, foram utilizados os arquivos referentes aos receptores residentes em meio urbano, que abordaram tanto receptores adultos, como crianças, e as planilhas referentes ao receptor trabalhador de obras.

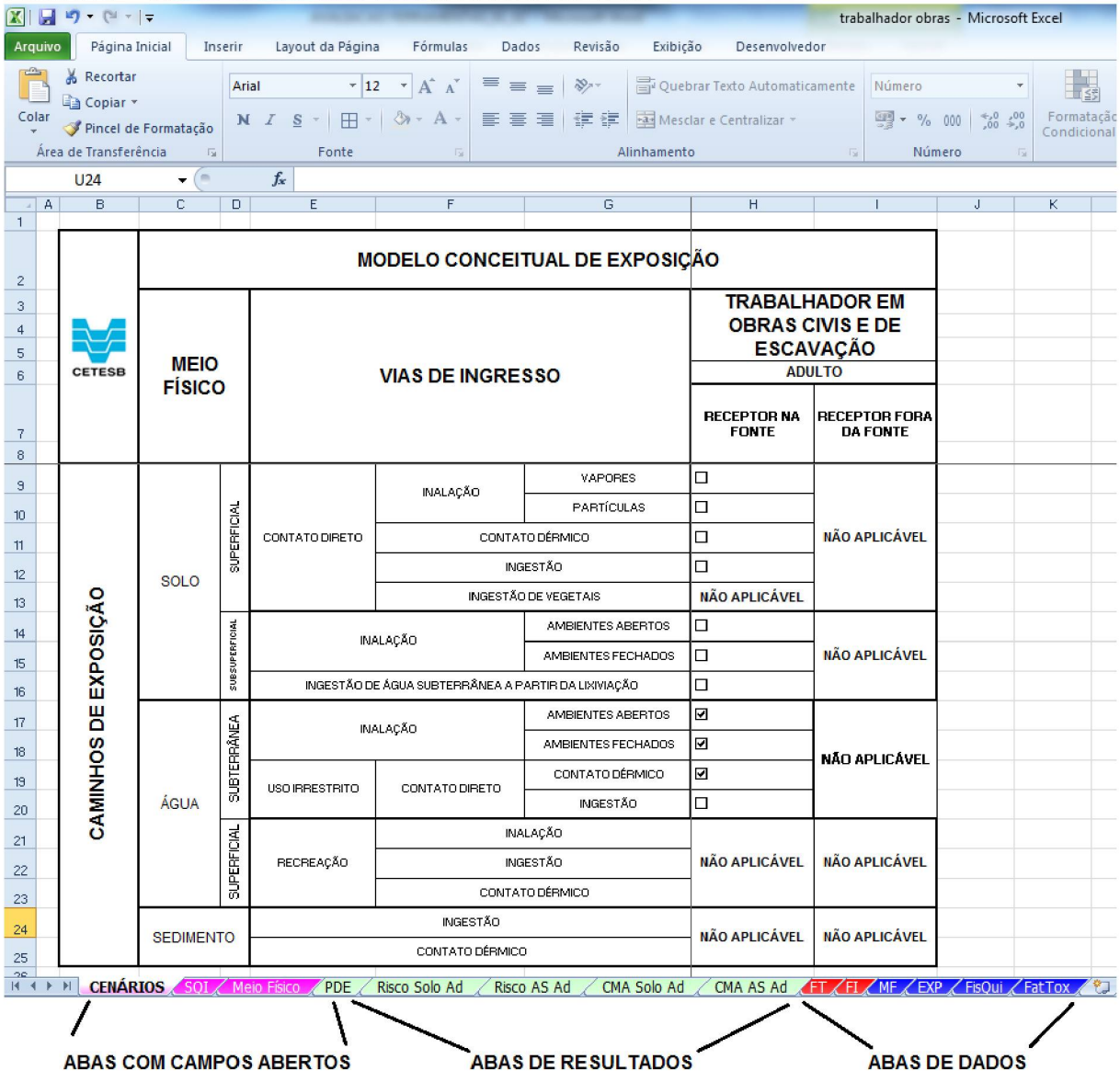
Cada arquivo possui três planilhas (“abas”), onde foi possível inserir dados em células abertas, ou seja, sem proteção para edição, denominadas como “campos abertos”. As planilhas com “campos abertos” estão indicadas na FIGURA 8 como “ABAS COM CAMPOS ABERTOS”.

Também existem seis planilhas que representam o banco de dados padrão da ferramenta da CETESB, com dados referentes ao meio físico, parâmetros de exposição, fatores toxicológicos e propriedades físico-químicas dos contaminantes. Essas planilhas são protegidas e nenhuma de suas células pôde ser alterada, são

denominadas como “campos fechados” e identificadas como “ABAS DE DADOS” na FIGURA 8.

Após a escolha do modelo conceitual na aba “CENÁRIOS”, foram introduzidas informações sobre a área de estudo nas abas “PDE”, “MEIO FÍSICO” e “SQI”. Nos campos abertos disponíveis para entrada de dados, mas cujos parâmetros não foram identificados para a área avaliada, foi mantido o valor de referência disponibilizado pelo banco de dados padrão da ferramenta.

FIGURA 8 – VISÃO GERAL DAS PLANILHAS DA CETESB



FONTE: Adaptado de CETESB (2013).

Os resultados dos cálculos para risco carcinogênico, não carcinogênico e CMAs realizados pela ferramenta da CETESB foram apresentados em "abas" específicas, identificadas como "ABAS DE RESULTADOS" na FIGURA 8.

Os riscos foram calculados pelas planilhas da CETESB por cenário de exposição e por tipo de risco (carcinogênico e não carcinogênico). As CMAs foram calculadas pela ferramenta planilhas da CETESB para cada cenário de exposição, abrangendo receptor, contaminante, via de exposição e tipo de efeito adverso.

Apenas as CMAs associadas aos cenários com risco inaceitável foram selecionadas e compiladas para análise e definição das metas de remediação. Dentre essas, foi selecionada a menor concentração para cada SQI como meta de remediação.

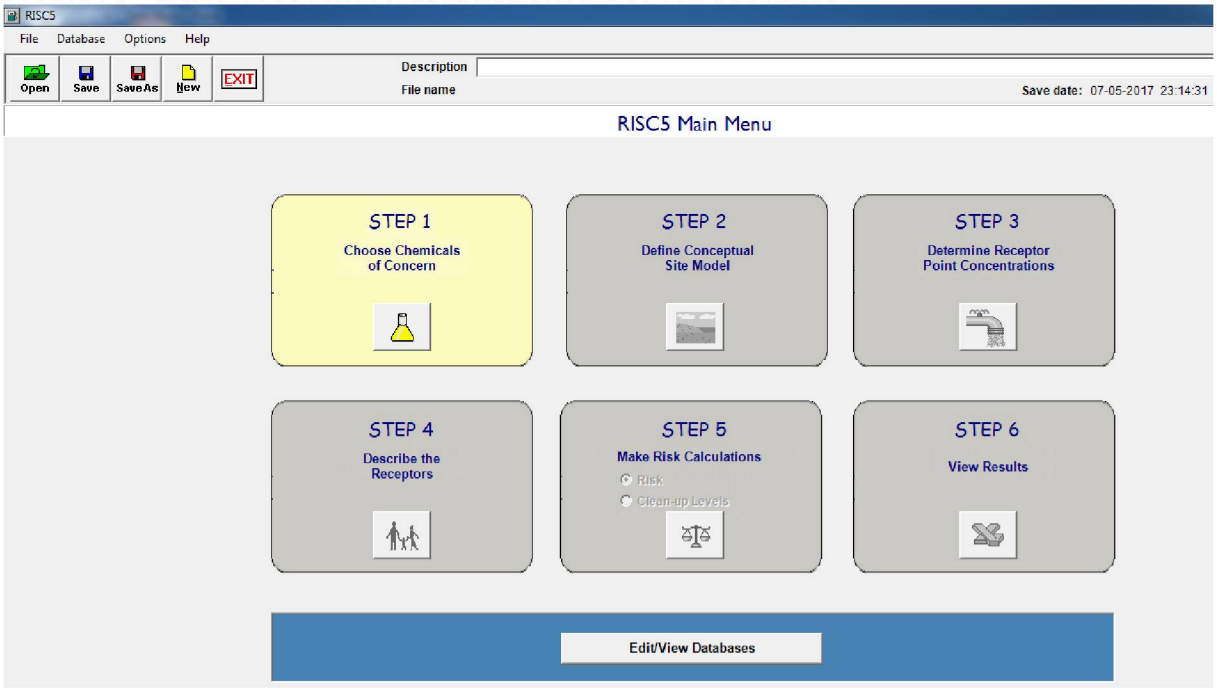
4.3.2 Avaliação de risco utilizando o *software* RISC5

A ordem de introdução de dados no *software* RISC5 seguiu as etapas de avaliação de risco como apresentadas na tela inicial da ferramenta (FIGURA 9).

Na primeira simulação realizada com o RISC5, foram introduzidos apenas os dados específicos da área, definidos em etapa anterior deste trabalho (QUADRO 7 e QUADRO 8). Na segunda simulação, foram feitas modificações nos valores de todos os campos, os dados inseridos foram retirados do banco de dados padrão das planilhas da CETESB.

A realização de uma segunda aplicação com o RISC5 foi definida tendo em vista que existem vários "campos fechados" que não podem ser alterados nas planilhas da CETESB. Já o RISC5 permitiu alterar os valores de entrada dos parâmetros dos algoritmos que calculam o transporte e a transformação de contaminantes.

FIGURA 9 - VISÃO GERAL DA TELA INICIAL DO *SOFTWARE* RISC5



FONTE: Adaptado de SPENCE; WALDEN (2013).

Para cada simulação esta ferramenta foi aplicada três vezes, alterando apenas os receptores em cada aplicação (residentes *on site*, residentes *off site* e trabalhadores de obras).

No "STEP 1" apresentado na FIGURA 9, foram selecionados as substâncias químicas de interesse. Em seguida, no "STEP2", foi feita a seleção dos cenários de exposição com a escolha do meio contaminado, vias de exposição e indicação da localização do receptor (na fonte ou a jusante).

Na etapa seguinte, "STEP 3", as concentrações no ponto de exposição foram calculadas pelo *software,* tendo sido aplicados neste passo os dados necessários para cálculo de transporte de contaminante e as concentrações iniciais de PCE e TCE na fonte de contaminação. Nesta etapa, os outros parâmetros do meio físico e dos contaminantes não foram alterados na primeira simulação realizada. Já na segunda simulação, todos os dados foram igualados aos utilizados pelas planilhas da CETESB.

Os dados sobre via de exposição, receptores, parâmetros de exposição e propriedades do PCE e TCE foram definidos na etapa "STEP 4" do *software* RISC5. Na primeira simulação, os parâmetros de exposição e propriedades das substâncias de interesse foram mantidos originais com relação ao banco de dados da ferramenta. Na segunda simulação, os dados foram igualados aos das planilhas da CETESB.

Nesta etapa, também foi definido que o *software* utilizasse o fator de unidade de risco e a concentração de referência para os cenários envolvendo exposição via inalação. Dessa forma, buscou-se seguir a metodologia mais atualizada da U.S.EPA (2009) referente a inalação de vapores.

No "STEP 5", foi possível escolher qual o resultado deveria ser apresentado. Primeiro, foi selecionada a opção para apresentação dos riscos, os resultados foram disponibilizados no "STEP 6". Em seguida, no "STEP5" novamente, foi selecionada a opção para visualização dos CMAs calculadas a partir dos riscos acumulados por substância. Os resultados das simulações utilizando a ferramenta RISC5 foram apresentados automaticamente quando selecionado o "STEP6" em planilhas do *Microsoft Excel®*.

Os resultados das duas simulações de avaliação de risco utilizando o *software* RISC5 foram divididos por via de exposição e tipo de risco e compilados em tabelas e gráficos juntamente com os resultados das outras simulações.

4.4 IDENTIFICAÇÃO DAS CONSEQUÊNCIAS NO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

A fim de determinar a melhor ferramenta a ser aplicada em casos de contaminações com organoclorados, com base nos resultados obtidos nas etapas anteriores uma avaliação foi feita buscando identificar as consequências da escolha de cada ferramenta no gerenciamento da área contaminada avaliada e sua aplicabilidade por profissionais da área (consultores e técnicos de órgãos ambientais).

Os cenários de cada simulação para os quais os riscos estimados foram considerados inaceitáveis foram identificados em um quadro e analisados com foco no gerenciamento da área contaminada em estudo. A avaliação buscou estimar o período para implementação de medidas de gerenciamento de risco e a abrangência dos cenários com riscos inaceitáveis.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO

5.1.1 Substâncias químicas de interesse

A avaliação de risco à saúde humana da área de estudo abrangeu os contaminantes PCE e TCE. As concentrações definidas neste estudo como representativas da pluma de contaminantes foram as maiores identificadas na campanha realizada em 2016 por ECO REG do Brasil (2017) (QUADRO 9). Dentre os poços com informações disponíveis, o poço de monitoramento PM-14 foi o local onde a maior concentração, tanto de PCE como TCE, foi constatada.

QUADRO 9 – CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE UTILIZADAS NA AVALIAÇÃO DE RISCO

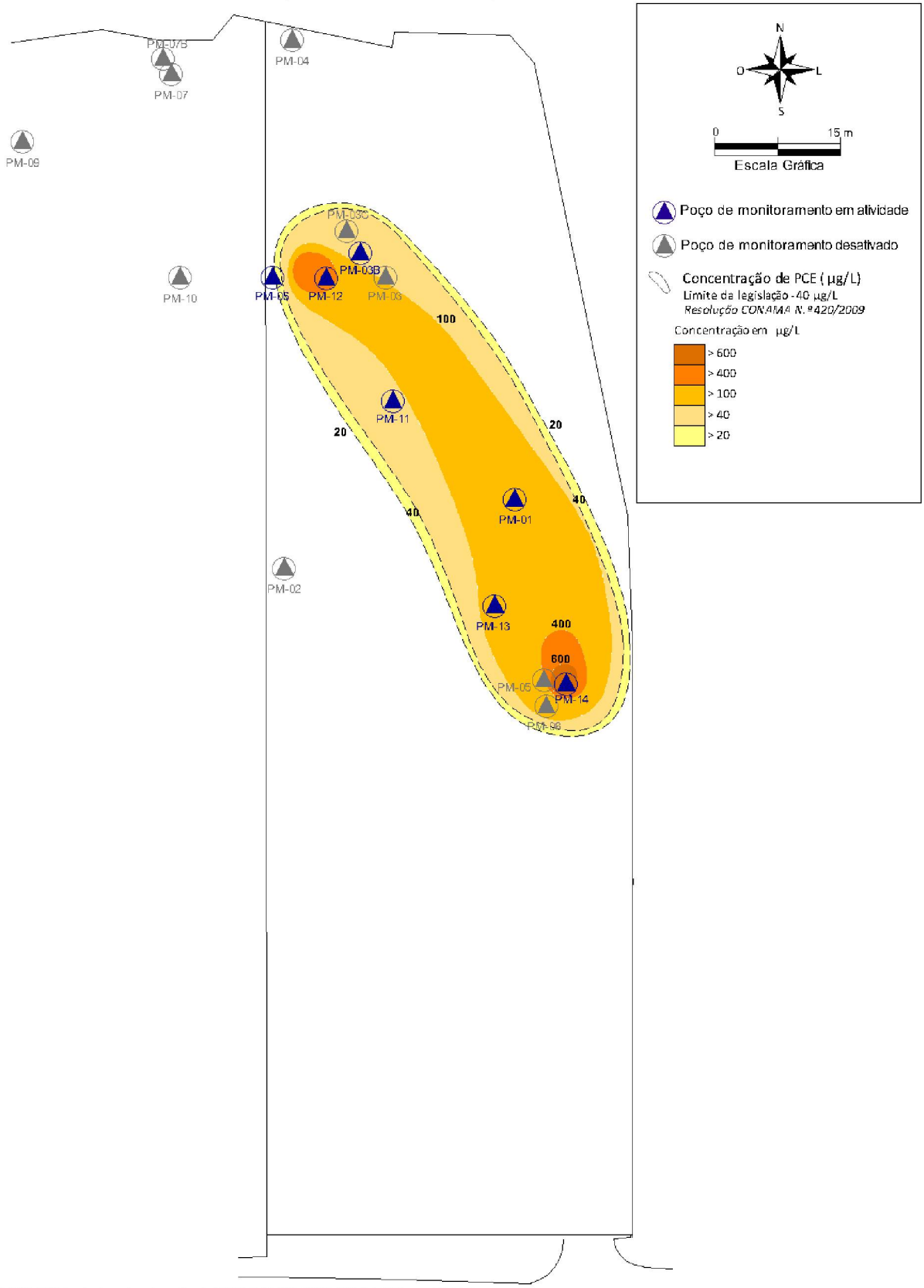
Contaminante	Valor de investigação* (µg/L)	Maior Concentração (µg/L)	Poço de Monitoramento	Campanha
PCE	40	657,80	PM-14	Dez/2016
TCE	20	713,30	PM-14	Dez/2016

Fonte: Adaptado de ECO REG DO BRASIL (2017).
LEGENDA:
*BRASIL,2009.

A maior concentração encontrada em uma área investigada também foi utilizada nas avaliações de risco realizadas por Kolesnikovas (2006), Terrel (2007) e Gouvêa Júnior (2011). Segundo Joussef (2013), essa abordagem não considera as variações nas concentrações de contaminantes ao longo dos anos e pode resultar em um risco sub ou superestimado. Como verificado por Ávila (2012), as concentrações de PCE e TCE podem sofrer variações ao longo do tempo. Ávila (2012) verificou tanto a diminuição, como o aumento das concentrações dessas SQIs quando empregadas técnicas de remediação.

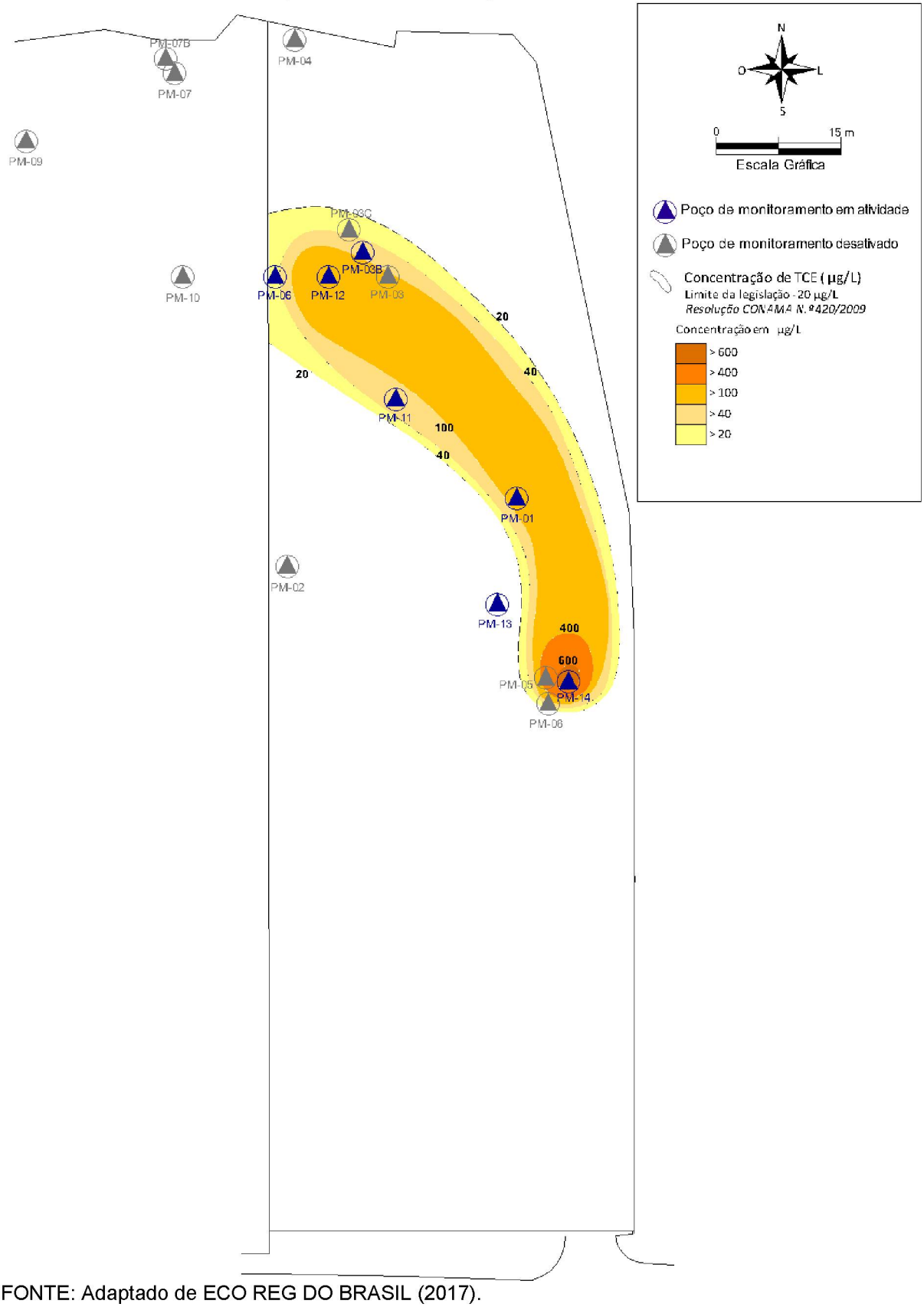
As plumas de contaminantes da área de estudo, e que representavam a situação do terreno em dezembro de 2016, são apresentadas nas FIGURA 10 e FIGURA 11. As áreas coloridas representam os locais onde a concentração de PCE e TCE foi estimada acima do valor de investigação vigente (BRASIL, 2009).

FIGURA 10 - PLUMA DE PCE (DEZEMBRO DE 2016)



FONTE: Adaptado de ECO REG DO BRASIL (2017).

FIGURA 11 - PLUMA DE TCE (DEZEMBRO DE 2016)



FONTE: Adaptado de ECO REG DO BRASIL (2017).

As duas plumas foram desenhadas com base no valor de investigação do TCE (20 µg/L). A pluma de TCE não foi completamente delimitada, pois a concentração identificada no poço amostrado mais a jusante (PM-06) estava acima do valor de investigação da Resolução CONAMA N.º 420/2009 de 20 µg/L. Portanto, na caracterização dimensional da contaminação foi utilizado o desenho da pluma de PCE (FIGURA 10). As ferramentas utilizadas neste estudo para estimar os riscos à saúde humana não permitiram a introdução de dimensões específicas para cada contaminante. Dessa forma considerou apenas uma pluma abrangendo os compostos PCE e TCE. As dimensões da pluma de contaminantes foram de 21 m de largura e 70 metros de comprimento.

Diante do exposto, cabe ressaltar, que as simulações de avaliação de risco utilizando os dados da menor pluma (PCE) podem ter resultado em riscos subestimados. Neste caso, caberia a realização de novas amostragens e uma possível extensão da rede de monitoramento de água subterrânea para delimitação completa da pluma de TCE.

O maior comprimento da pluma de TCE em relação à de PCE também foi observado em estudo realizado por Rivett, Feenstra e Cherry (2000). Esses resultados foram consistentes com as características das SQI em análise, sendo elas: a solubilidade, maior para o composto TCE, a degradação, a constante de Henry e o Koc (coeficiente de partição de carbono orgânico), menores que as do composto PCE. Esses parâmetros contribuem em conjunto para que as plumas de TCE sejam transportadas mais facilmente com o fluxo de água subterrânea.

5.1.2 Receptores

A investigação realizada sobre o uso do solo nos terrenos limítrofes considerou os terrenos em um raio de 200 m ao redor da propriedade avaliada, como apresentado na (FIGURA 12).

Verificou-se que as áreas ao redor da propriedade contaminada são ocupadas em sua maioria por residências e áreas verdes. Nos arredores, a Sudoeste, encontra-se uma instituição de ensino e na divisa Norte há um córrego canalizado.

FIGURA 12 – USO E OCUPAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

LEGENDA:

Residências
Instituição de ensino
Vegetação
Comunitário (praça)

Área de estudo para identificação de cenários de exposição (raio de 200m da propriedade avaliada)

Fonte: Adaptado de GOOGLE MAPS (2017).

A população identificada como potencialmente exposta à contaminação de PCE e TCE, na propriedade avaliada e nas áreas adjacentes, é detalhada no QUADRO 10.

QUADRO 10 - RECEPTORES POTENCIALMENTE EXPOSTOS À CONTAMINAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Receptor		Localização	Descrição
Eventual	Adulto	*on site*	Pessoas que eventualmente entram na propriedade contaminada
Residentes	Criança	*on site*	Moradores de terrenos localizados sobre a pluma de contaminação
	Adulto	*on site*	Moradores de terrenos localizados sobre da pluma de contaminação
Residentes	Criança	*off site*	Moradores de terrenos adjacentes, no sentido do fluxo de água subterrânea e a 30 m da fonte de contaminação
	Adulto	*off site*	Moradores de terrenos adjacentes, no sentido do fluxo de água subterrânea e a 30 m da fonte de contaminação
Trabalhadores de obras	Adulto	*on site*	Trabalhadores de obras civis executadas dentro do terreno contaminado
	Adulto	*off site*	Trabalhadores de obras civis localizadas em áreas adjacentes, no sentido do fluxo de água subterrânea e a 30 m da fonte de contaminação

FONTE: A autora (2017).

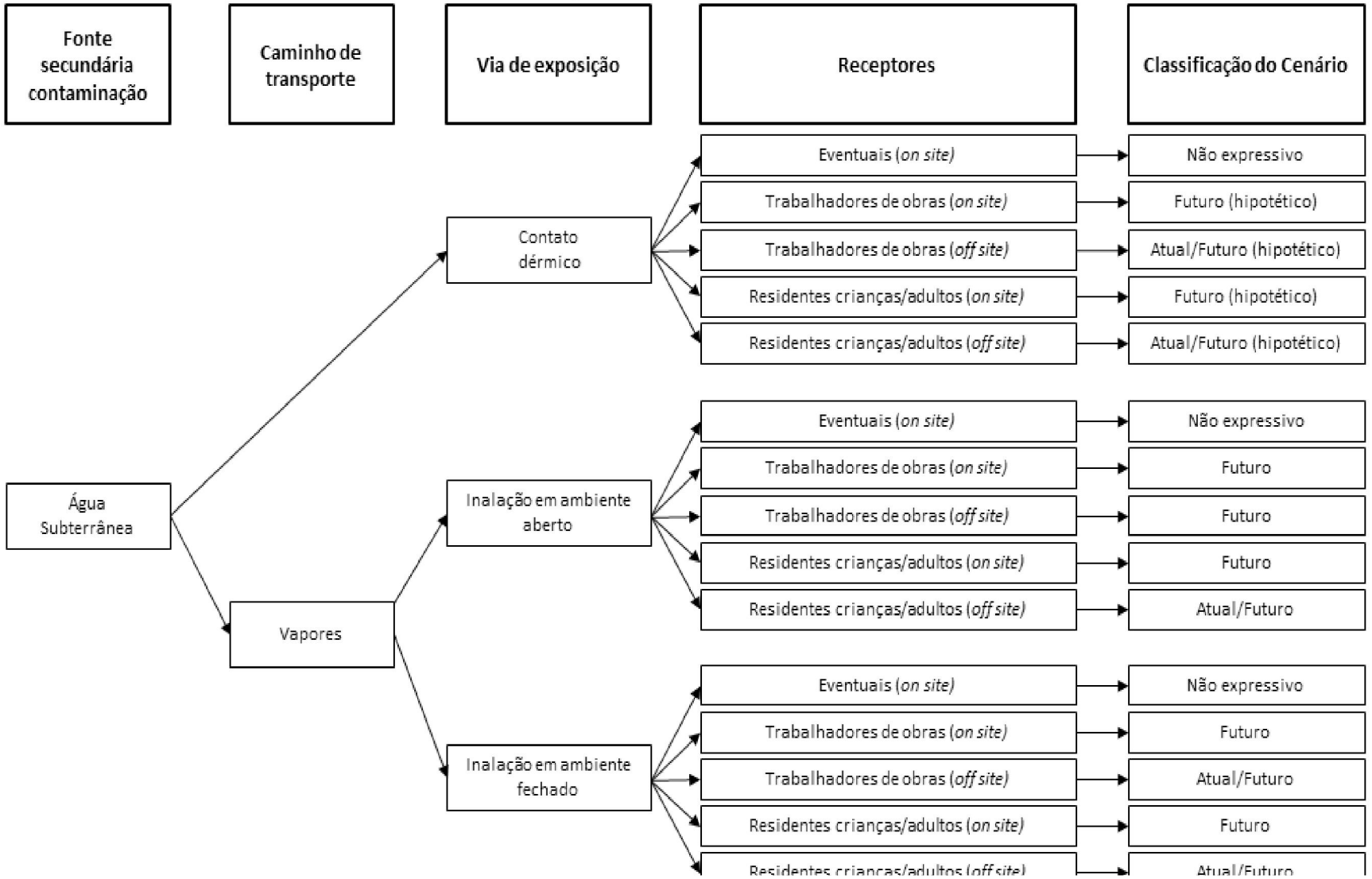
Neste estudo, foi considerado que os receptores *off site* estão a uma distância de 30 m da fonte de contaminação. A distância definida refere-se àquela entre a fonte de contaminação até a primeira residência observada ao redor da propriedade em estudo, e no sentido do fluxo subterrâneo.

O proprietário do terreno e os consultores ambientais que realizam trabalhos de campo no local foram considerados os receptores eventuais, cuja frequência de visitas à área de estudo e, portanto exposição aos contaminantes, foi considerada não expressiva ao ser comparada com a de outros receptores avaliados. Dessa maneira, a quantificação de riscos associados a esses receptores não foi simulada nas ferramentas.

5.1.3 Cenários de exposição

A FIGURA 13 apresenta o resumo de todos os cenários de exposição identificados para a área de estudo. Cada cenário foi associado a uma fonte de contaminação, uma via de ingresso, um ponto de exposição e um receptor.

FIGURA 13 – FLUXOGRAMA DOS CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO



FONTE: A autora (2017).

A fonte de contaminação foi definida como a pluma dissolvida de PCE e TCE na água subterrânea. Os mecanismos de transporte envolvidos na exposição aos contaminantes foram: a volatilização a partir da água subterrânea e o transporte via zona saturada. Como apresentado na FIGURA 13, as vias de exposição resumiram-se em: inalação em ambiente aberto (externo), inalação em ambiente fechado e contato dérmico com água subterrânea.

Na propriedade avaliada, e assim sendo sobre a pluma de contaminantes (*on site*), nenhum receptor foi identificado na situação de uso atual do terreno, além dos receptores eventuais já discutidos. Portanto, não foram simulados cenários de exposição *on site* atuais. O uso futuro da área incluiu a realização de obras civis para construção de estruturas, e posteriormente, a ocupação para fins residenciais. Deste modo, tanto residentes *on site* como trabalhadores de obras foram classificados como receptores futuros.

No sentido do fluxo, apenas residentes (crianças e adultos) foram identificados atualmente morando em áreas adjacentes (*off site*). Esses receptores também foram considerados nos cenários futuros.

A classificação hipotética foi dada aos cenários que consideraram a exposição via contato dérmico com a água subterrânea. A hipótese assumida resulta da não confirmação de uso que exponha os receptores residenciais e trabalhadores aos contaminantes por esta via. Entretanto, tendo em vista que obras civis podem ocorrer alcançando o nível do lençol freático e os residentes podem expor-se via atividades de jardinagem ou abastecimento via poço cacimba, a via contato dérmico foi incluída no modelo conceitual.

Na avaliação de risco realizada por Santos (2009) em outra área de estudo, além dos cenários de inalação, a via de contato e de ingestão de água contaminada também foi abrangida. Porém, o uso da área onde se localizava o terreno investigado por Santos (2009) se enquadrava como rural, e, portanto, possivelmente sem distribuição de água tratada. Colonese (2010) também considerou o contato dérmico com a água como via de exposição, porém, não avaliou a via inalação.

Santos (2009) e Colonese (2010) não consideraram em seus modelos conceituais o receptor trabalhador de obras. Este receptor, apesar de não representar o principal usuário de um terreno, possivelmente estará presente em uma área

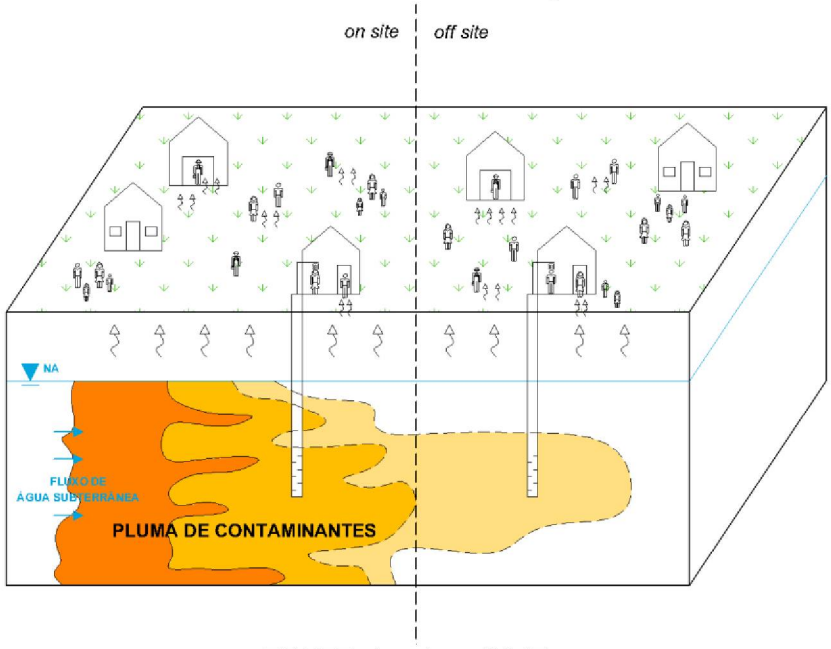
contaminada, independentemente do uso ou ocupação do local. Assim, o trabalhador poderá ficar sujeito ao contato com a água subterrânea e o solo contaminado, bem como inalar vapores provenientes desses meios. O principal risco associado à exposição de trabalhadores será o não carcinogênico, uma vez que o tempo de exposição considerado em avaliações de risco é de apenas alguns anos.

Optou-se por não incluir a via de exposição por ingestão de água subterrânea, pois este é um caminho extremamente conservador, ou seja, resguardando a segurança da população, visto que, os resultados encontrados na avaliação de risco realizada por AKVOPLAN (2010) na propriedade avaliada foram extremamente próximos ou até menores que os padrões de potabilidade estabelecidos pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Na área de estudo, a exposição por contato dérmico com a água subterrânea foi avaliada considerando a exposição durante atividades de irrigação de hortas e jardins nas áreas residenciais, e no caso de receptores trabalhadores de obras, considerando o contato acidental com a água subterrânea durante serviços de escavação.

Com base na caracterização da área de estudo e delimitação da contaminação existente foi definido o modelo conceitual de exposição, apresentado na FIGURA 14.

FIGURA 14 - MODELO CONCEITUAL DE EXPOSIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO



FONTE: A autora (2017).

5.2 CARACTERÍSTICAS DAS FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO

As informações gerais, parâmetros e modelos matemáticos adotados, por cada ferramenta, para quantificações dos riscos à saúde humana e CMAs são avaliados e comparados nesta seção.

No QUADRO 11 é apresentada a síntese das características básicas para aplicação de cada ferramenta estudada.

QUADRO 11 – CARACTERÍSTICAS BÁSICAS DAS FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO

	Planilhas da CETESB	RISC5
Desenvolvimento (ano)	2009	1994
Última atualização (ano)	2013	2011
Idioma	português/usuário	inglês
Hardware	Windows XP *Microsoft Excel*® 2007 ou superior	15MB de memória Windows XP/Vista/7 *Microsoft Excel*® 2003 ou superior
Custo	sem custo	$875[(1)]
Receptores padrão	Adulto urbano Criança urbano Adulto rural Criança rural Trabalhador Comercial Trabalhador de Obra	Adulto Criança Aditivo Trabalhador Comercial Trabalhador de Obra Recreacional
Substâncias Químicas	755	128

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
(1) Equivalente a R$2.704,45 reais pela cotação do Banco Central do Brasil em 08/09/2017.

Os principais itens apresentados no QUADRO 11 são discutidos a seguir.

5.2.1 Desenvolvimento e Atualização

A primeira diferença básica verificada entre as ferramentas foi quanto ano de desenvolvimento e suas atualizações. O *software* RISC foi desenvolvido há mais de 20 anos, e desde sua criação foi modificado cinco vezes. A última atualização do algoritmo ocorreu em 2011, e algumas complementações foram feitas ao manual do usuário em 2013 (SPENCE; WALDEN, 2013). As planilhas da CETESB, por sua vez, são mais recentes, e foram disponibilizadas apenas em 2009, sendo atualizadas uma

única vez em 2013. Verificou-se que as planilhas não contam com um guia ou manual do usuário, dificultando aos usuários menos experientes seu entendimento.

Segundo Spence e Walden (2013), a cada nova versão, o *software* RISC5 agregou mais cenários de exposição, SQIs e modelos matemáticos. As modificações feitas na última versão das planilhas da CETESB se resumiram ao banco de dados de substâncias químicas e parâmetros envolvidos nos cálculos de exposição. (CETESB, 2013).

5.2.2 Material de apoio das ferramentas (manuais)

Outra característica importante verificada na comparação das duas ferramentas refere-se a transparência na apresentação dos modelos e premissas consideradas para estimar os riscos e as CMAs.

Durante o desenvolvimento deste trabalho, foram constatadas divergências entre as informações metodológicas do manual do usuário do *software* RISC5 (SPENCE; WALDEN, 2013). Segundo os desenvolvedores, a nova metodologia da U.S.EPA (2009) foi considerada pelos algoritmos para quantificar riscos associados a inalação. Porém, a fórmula apresentada em seu guia refere-se a metodologia antiga, que considerava a taxa de inalação e peso corporal do receptor no cálculo do ingresso. Outro ponto verificado é que o manual do RISC5 não especificou as fórmulas de transporte intermeios conforme o nível de abordagem selecionada. Tendo em vista que este é um *software* comercial, questiona-se se a limitação desse detalhamento ocorre para que se mantenha confidencialidade no algoritmo empregado pela ferramenta.

As planilhas da CETESB, apesar de serem gratuítas e, portanto, de fácil acesso, não possuem um manual ou guia do usuário, o que dificultou na visualização dos modelos matemáticos e premissas utilizados. A identificação exata das equações utilizadas pelas planilhas da CETESB foi possível apenas pela “barra de fórmulas” do Excel.

Travis et al. (2004) mencionam a importância de uma ferramenta ser transparente para que haja aceitação de seus resultados pela comunidade e para o fácil entendimento pelo público envolvido.

5.2.3 Banco de dados

O banco de dados das planilhas da CETESB foi atualizado em 2013 com os valores toxicológicos e físico-químicos das novas SQIs inseridas na ferramenta. Esses dados foram baseados na RSL (U.S.EPA, 2017c) publicada em 2012. A versão atual das planilhas (CETESB, 2013) permite a realização de avaliação de risco associado a 755 substâncias químicas. Em contra partida, apenas 128 SQIs sãos disponíveis no *software* RISC5.

Ainda sobre a referências das informações no banco de dados das ferramentas, contatou-se que a maioria dos parâmetros físico-químicos do banco de dados do RISC5 foi baseada em referências da década de 90. As referências dos fatores toxicológicos apresentados no RISC5 são a RSL publicadas pela U.S.EPA em 2010 e a Agência Ambiental da Califórnia (CalEPA).

Durante a realização deste trabalho, verificou-se a ausência de valores toxicológicos para efeitos não carcinogênicos (RfC e RfD) para o composto TCE no *software* RISC5. Essa falta de informação impossibilitou a quantificação de quocientes de perigo para as vias de exposição avaliadas.

5.2.4 Receptores padrão

Cinco receptores padrão, ou seja, perfis de receptores com dados de exposição pré definidos e apresentados pela feramenta, foram identificados no *software* RISC5. Além desses, o programa disponibilizou a personalização de receptores conforme a necessidade do avaliador de risco. Assim a definição de receptores no *software* RISC5 torna-se ilimitada. Em cada simulação da avaliação de risco, entretanto, foi possível selecionar no máximo dois receptores.

A principal particularidade constatada no *software* RISC5 em relação aos receptores foi a possiblidade de simulação de um receptor “aditivo”. Na quantificação dos riscos associados ao receptor aditivo, o ingresso de contaminante considera o tempo de exposição durante a infância e a fase adulta, complementarmente. O receptor, por conseguinte, representaria uma pessoa que permanece no local avaliado desde a infância até se tornar adulto. Consequentemente, os riscos à saúde humana quantificados seriam mais representativos da realidade.

Em relação aos receptores disponíveis pelas planilhas da CETESB, foram identificados seis perfis padrão. Como já mencionado, cenários de exposição envolvendo o receptor trabalhador de obras localizado *off site* não foram disponibilizados nesta ferramenta. A quantificação de riscos associados aos receptores *off site* é importante para delimitação das áreas ou região onde o risco não é aceitável e que necessitam de medidas de intervenção.

5.2.5 Entrada de dados

Nas planilhas da CETESB, os parâmetros do meio físico possíveis de serem modificados pelo usuário encontram-se divididos por via de exposição. Porém, foi verificado que parâmetros utilizados em mais de uma via de exposição foram solicitados apenas uma vez. Este foi o caso da fração de carbono no solo (foc) e densidade do solo, empregados tanto para cenários de inalação, como aqueles envolvendo transporte de contaminantes em zona saturada.

A comparação da aplicação das ferramentas empregadas neste trabalho identificou como diferença mais sensível a liberdade de modificação e inserção de dados para quantificação dos riscos e CMAs. A ferramenta da CETESB só possibilitou a modificação de algumas informações referentes à contaminação e ao meio físico. Ainda assim, limitou o usuário quanto à introdução de dados físico-químicos e toxicológicos de contaminantes. Outros dados também protegidos foram referentes à exposição (como frequência, características dos receptores, entre outros) e limites considerados aceitáveis para os riscos avaliados. O *software* RISC5 permitiu a modificação dos valores de todos os parâmetros envolvidos na quantificação dos riscos e CMAS.

A flexibilidade na introdução de dados nas ferramentas de avaliação de risco é importante, segundo Travis et al. (2001), pois permite a caracterização da área de estudo e assim a redução da incerteza causada pelas aproximações e simplificações dos modelos analíticos utilizados.

5.2.6 Cenários de exposição

Ambas as ferramentas estudadas têm limitações quanto à escolha e aplicação de cenários de exposição. Com o *software* RISC5, não foi possível realizar simulações para receptores *on* e *off site* simultaneamente. Durante sua aplicação, foi possível escolher apenas dois receptores por simulação. No caso deste estudo, foi necessário aplicar o programa separadamente para os receptores residenciais *on site, off site* (30 m) e por fim para trabalhadores de obras.

Em compensação, as planilhas da CETESB não contam com cenários mais específicos e reais como os considerados pelo RISC5. Exemplos desses cenários são: o receptor aditivo (risco aditivo associado à criança e ao adulto), trabalhadores fora do site, receptores transeuntes, exposição via irrigação e ingestão de vegetais irrigados com água contaminada.

As premissas consideradas para os cenários envolvendo contato dérmico com água subterrânea contaminada foram outro ponto importante desta avaliação de ferramentas. No cenário de exposição com crianças e adultos como receptores, as planilhas da CETESB consideraram que o contato dérmico ocorreu exclusivamente durante os banhos. Sabe-se que, em áreas urbanas, a maioria da população conta com abastecimento de água de rede geral (IBGE, 2011). Deste modo, esta interpretação de cenário se apresentou extremamente conservadora (em prol da segurança da população exposta), e não condizente com a realidade da população urbana do país.

Uma consideração mais razoável seria aquela feita pelo *software* RISC5. Em seu cenário de exposição via contato dérmico, existem duas opções de exposição, uma considerando o contato via banho, e uma segunda, via irrigação. Já para os trabalhadores de obras, as planilhas da CETESB consideraram para a mesma via de exposição o contato durante um turno de trabalho de 8 horas.

5.3 COMPARAÇÃO DE DADOS DE ENTRADA E ALGORITMOS MATEMÁTICOS

Os resultados da comparação são apresentados a seguir e foram divididos em: parâmetros do meio físico, dados sobre as substâncias químicas de interesse (PCE e TCE), parâmetros exposicionais e por fim os algoritmos matemáticos.

5.3.1 Parâmetros representativos do meio físico

Os parâmetros definidos como representativos do meio físico da área de estudo e utilizados nas três simulações de quantificação de risco são apresentados QUADRO 12.

QUADRO 12 - CORRESPONDÊNCIA E COMPARAÇÃO DOS PARÂMETROS DO MEIO FÍSICO REPRESENTATIVOS DA ÁREA DE ESTUDO

DESCRIÇÃO	Planilhas da CETESB	UNIDADE	Simulação 1 RISC5	UNIDADE
Profundidade do nível d'água (CETESB)/ Distância da fonte até a fundação (RISC5)	243	cm	2,43	m
Temperatura da água subterrânea	293,21	K	-	-
Porosidade total (zona vadosa)	0,4369	-	0,4369	-
Densidade do solo	1,75	g/cm^3	1,75	g/cm^3
Fração de carbono orgânico	0,00102	-	0,00102	-
Largura da área fonte na direção paralela ao fluxo da água subterrânea/	7.000	cm	70	m
Espessura da pluma dissolvida na água subterrânea	534	cm	-	-
Umidade (zona vadosa)	0,170	cm^3/cm^3	0,3627	cm^3/cm^3
Espessura da zona vadosa	238	cm	2,13	m
Espessura da fonte na água subterrânea	534	cm	5,34	m
Largura da Fonte	2.100	cm	21	m
Distância entre a área fonte na água subterrânea e o ponto de exposição	3.000	cm	30	m
Gradiente hidráulico	0,0865	-	0,0865	-
Condutividade hidráulica	611,34	cm/dia	6,1134	m/d
Porosidade efetiva (zona saturada)	0,150	-	0,150	-

FONTE: Adaptado de CETESB (2013); SPENCE; WALDEN (2013).

Os valores de todos os parâmetros apresentados no QUADRO 12 foram alterados com informações sobre a área avaliada.

Dentre os parâmetros apresentados, a temperatura da água subterrânea foi solicitada apenas pelas planilhas da CETESB. Segundo Gouvêa Júnior (2011), a temperatura está associada aos cenários que consideram o particionamento dos contaminantes para a fase de vapor. Assim, quanto maior a temperatura, maior será a quantidade de SQI volatilizada.

A fração de carbono orgânico no solo (fco) foi utilizada no *software* RISC5 e planilhas da CETESB para calcular o coeficiente de distribuição (kd), este que é

utilizado para quantificar o fator de volatilização e fator de atenuação (retardo). Notou-se que esses dois parâmetros foram utilizados pelas ferramentas para o transporte de contaminantes nas zonas vadosa e saturada, respectivamente, e portanto, deveriam empregar uma fco específica para cada camada de solo. Da mesma forma, a densidade do solo, foi empregada em cenários de inalação e com transporte *off site,* porém, utilizou-se um único dado representativo do solo heterogêneo.

Apesar de existir informação sobre a quantidade de água por volume de solo na zona vadosa (umidade), não foi possível aplicar este dado diretamente nas planilhas da CETESB por se tratar de um campo fixo. O valor definido para a área foi de 0,3627 cm^3/cm^3 (AKVOPLAN, 2010). As planilhas da CETESB, entretanto, utilizaram a porosidade total, também definida por AKVOPLAN (2010), para calcular esse parâmetro (0,170 cm^3/cm^3). Este fator foi utilizado na definição dos coeficientes de difusão efetiva do solo ($Deff_v$), empregados pelos algoritmos de transporte de vapores na zona vadosa.

A espessura da zona vadosa (h_v) foi outro fator, que contribuiu no coeficiente de difusão da água subterrânea para o solo ($Deff_v$), com algumas particularidades. Para a definição deste parâmetro foram utilizadas a profundidade do lençol freático e a espessura da franja capilar (h_{cap}). Entretanto, a espessura da franja capilar não pôde ser alterada nas planilhas da CETESB. Os valores utilizados pelas planilhas da CETESB e RISC5 foram de 5 cm e 30 cm, respectivamente. Esse parâmetro é dependente do tipo do solo e pode variar de centímetros até metros. Segundo Mumford, Mustafa e Gerhard (2015), ao considerar menores espessuras a concentração no ponto de exposição será maior e dessa maneira o risco será superestimando.

A caracterização da fonte de contaminação foi definida nas planilhas da CETESB e no *software* RISC5 pelo comprimento da fonte, denominado pela CETESB com a largura da fonte de contaminação paralela ao fluxo de água subterrânea, a largura da fonte e a espessura da pluma dissolvida.

A área de exposição via inalação em ambiente aberto foi considerada de maneira padrão nas planilhas da CETESB como o tamanho da pluma de contaminação. Já o RISC5 utilizou a metodologia chamada "*box*" (caixa), que considerou o receptor dentro de uma caixa, cuja largura, comprimento e altura são definidos pelo usuário. Spence e Walden (2013), entretanto, sugerem que as

dimensões da superficie da caixa no solo sejam as mesmas que as da pluma de contaminantes, como é realizado pela CETESB. O algoritmo empregado considerou que toda a pluma contribuiu para o fluxo de massa que entra na caixa e será inalado pelo receptor. Portanto, caso a área utilizada seja menor que a dimensão da pluma, o volume da caixa será menor e consequentemente a concentração de contaminantes será maior.

Gouvêa Júnior (2011) estudou os parâmetros que mais influenciam a modelagem do transporte de contaminantes da água subterrânea até ambientes fechados. Ele identificou que a profundidade da fonte, a umidade e a fração de carbono orgânico presentes no solo foram os dados que mais colaboraram para a atenuação da fase de vapor no interior de edificações. Dentre esses fatores, a profundidade da fonte e a fração de carbono foram iguais nas três simulações realizadas neste estudo.

Os outros parâmetros relacionados ao meio físico utilizados nos algoritmos das ferramentas, porém onde não foram utilizados dados específicos da área de estudo são apresentados no QUADRO 13.

Os parâmetros em negrito representam campos que podem ser alterados nas planilhas da CETESB Para as vias envolvendo intrusão de vapores nos edifícios, foi disponibilizada pela CETESB, a modificação dos seguintes dados da área: área da fundação, pé direito e espessura das fundações. Entretanto, como na área de estudo, ainda não foram construídas residências, os valores sugeridos pela ferramenta foram mantidos nas simulações.

Uma das diferenças identificadas na introdução de parâmetros específicos do meio físico da área avaliada foi referente a área de intrusão de vapores. No caso das planilhas da CETESB, a área da fundação considerada foi de 200.000 cm² (20 m²). Já o *software* RISC5, considerou para definição da área, os parâmetros largura e comprimento, separadamente. O valor padrão utilizado por esta ferramenta foi de 100 m². Portanto, a área utilizada pela CETESB pode ser considerada referente a de uma residência, enquanto a área padrão do RISC5, a de um empreendimento comercial/industrial.

QUADRO 13 - CORRESPONDÊNCIA E COMPARAÇÃO DOS PARÂMETROS DO MEIO FÍSICO EMPREGADOS PELAS FERRAMENTAS

DESCRIÇÃO	Planilhas da CETESB	UNIDADE	Simulação 1 RISC5	UNIDADE
Área das fundações	200.000,00	cm^2	-	-
Pé direito	250,00	cm	2,00	m
Espessura das fundações/paredes de construções	10,00*	cm	15,00	cm
Comprimento do piso no ambiente fechado	-	-	10,00	m
Largura do piso no ambiente fechado	-	-	10,00	m
Razão de troca de ar em espaços fechados	$1,39\ 10^{-4}$	1/seg	0,50	1/hora
Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes	$1\ 10^{-2}$	-	$2\ 10^{-3}$	-
Conteúdo volumétrico de ar nas fundações/paredes	$28\ 10^{-2}$	-	$25\ 10^{-2}$	-
Conteúdo volumétrico de água nas fundações/paredes	0,18	-	0,00	-
Perímetro das fundações	1.788,85	cm	-	-
Profundidade da base das fundações	10,00	cm	-	-
Altura da zona de mistura do ar	200,00	cm	2,00	m
Largura da caixa	-	-	10,00	m
Comprimento da caixa	-	-	10,00	m
Velocidade do ar na zona de respiração	100,00	cm/s	2,25	m/s
Espessura da franja capilar	5,00	cm	30,00	cm
Ar na franja capilar	0,04	-	0,03	-
Umidade na franja capilar	0,40	-	0,36	-
Fator de atenuação de biodegradação	-	-	1	-
Dispersão longitudinal	fórmula CETESB	-	fórmula RISC5	-
Dispersão transversal	fórmula CETESB	-	fórmula RISC5	-
Dispersão vertical	fórmula CETESB	-	fórmula RISC5	-
Distância do nível d'água até o topo do filtro do poço	-	-	0	m
Distância do nível d'água até o fundo do filtro do poço	-	-	3	m
Número de pontos para média da concentração	-	-	2	-

FONTE: Adaptado de CETESB (2013); SPENCE; WALDEN (2013).
LEGENDA:
Para os cenários cujo receptor foi trabalhadores de obras a espessura considerada pelas planilhas da CETESB foi de 15 m.

Os coeficientes de dispersão foram definidos por equações específicas, abordadas neste trabalho na discussão sobre os algoritmos empregados pelas ferramentas.

5.3.2 Parâmetros físico-químicos e toxicológicos

Os dados referentes as propriedades físico-químicas e toxicológicas do PCE e TCE são apresentados no QUADRO 14.

QUADRO 14 - COMPARAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E TOXICOLÓGICOS DAS SQIS

(continua)

	DESCRIÇÃO	Planilhas da CETESB	UNIDADE	Simulação 1 RISC5	UNIDADE
	PCE				
Físico-químicos	Número CAS	127-18-4	-	127-18-4	-
	Concentração	657,8	µg/L	657,8	µg/L
	Taxa de degradação	6,85 10^{-4}	1/dia	9,60 10^{-4}	1/dia
	Solubilidade	206,00	mg/L	200,00	mg/L
	Constante de Henry	0,72	-	0,75	-
	Koc	265,00	L/kg	155,00	mL/g
	Kd	270,30	L/kg	ND	mL/g
	Coeficiente de difusão no ar	0,05	cm²/s	0,07	cm²/s
	Coeficiente de difusão na água	9,50 10^{-06}	cm²/s	8,20 10^{-06}	cm²/s
Toxicológicos	Unidade de risco inalação	2,60 10^{-07}	m³/µg	5,90 10^{-06}	m³/µg
	Slope factor inalação (calculado com a unidade de risco)	0,91 10^{-3}	1/(mg/kg/dia)	20,65 10^{-3}	1/(mg/kg/dia)
	Concentração de referência inalação	0,04	mg/m³	0,27	mg/m³
	Dose de referência inalação (calculado da concentração de referência)	11,43 10^{-3}	mg/kg /dia	77,14 10^{-3}	mg/kg dia
	Coeficiente de permeabilidade da pele	3,34 10^{-2}	cm/hora	4,80 10^{-2}	cm/hora
	Slope factor oral	0,21 10^{-2}	1/(mg/kg/dia)	54,00 10^{-2}	1/(mg/kg/dia)
	Dose de referência oral	6,00 10^{-3}	mg/kg/dia	10,00 10^{-3}	mg/kg/dia
	TCE				
Físico-químicos	Número CAS	79-01-6	-	79-01-6	-
	Concentração	713,3	µg/L	713,3	µg/L
	Taxa de degradação	3 10^{-4}	1/dia	4 10^{-4}	1/dia
	Solubilidade	1.280,00	mg/L	1.100,00	mg/L
	Constante de Henry	0,40	-	0,42	-
	Koc	94,30	L/kg	166,00	mL/g
	Kd	96,19	L/kg	ND	mL/g
	Coeficiente de difusão no ar	0,07	cm²/s	0,08	cm²/s
	Coeficiente de difusão na água	1,02 10^{-05}	cm²/s	9,10 10^{-06}	cm²/s

QUADRO 14 - COMPARAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E TOXICOLÓGICOS DAS SQIS

(conclusão)

DESCRIÇÃO		Planilhas da CETESB	UNIDADE	Simulação 1 RISC5	UNIDADE
TCE					
Toxicológicos	Unidade de risco inalação	$4{,}10\ 10^{-06}$	m³/µg	$2{,}00\ 10^{-06}$	m³/µg
	Slope factor inalação (calculado com a unidade de risco)	$14{,}35\ 10^{-3}$	1/(mg/kg/dia)	$7{,}00\ 10^{-3}$	1/(mg/k/-dia)
	Dose de referência inalação (calculado com a concentração de referência)	$0{,}57\ 10^{-3}$	mg/kg /dia	ND	mg/kg /dia
	Concentração de referência inalação	$2{,}00\ 10^{-3}$	mg/m³	ND	mg/m³
	Coeficiente de permeabilidade da pele (água)	0,012	cm/hora	0,23	cm/hora
	Slope factor oral	$4{,}60\ 10^{-2}$	1/(mg/kg/dia)	$0{,}59\ 10^{-2}$	1/(mg/kg/dia)
	Dose de referência oral	$0{,}05\ 10^{-2}$	mg/kg/dia	ND	mg/kg/dia

FONTE: Adaptado de CETESB (2013); SPENCE; WALDEN (2013).
LEGENDA:
ND: Não disponível.

Durante a segunda simulação com o *software* RISC5, constatou-se que não foi possível alterar o valor de solubilidade do TCE. Assim, o valor utilizado nas duas simulações com o RISC5 foi de 1.100 mg/L. Este valor foi próximo ao utilizado pelas planilhas da CETESB (1.280 mg/L). Apesar da diferença entre os valores de solubilidade do TCE, verificou-se que ambos são similares aos de fontes reconhecidas e amplamente empregadas. Os dados de solubilidade do TCE no RISC5 são os mesmos utilizados por Pankow et al. (1996). Já aqueles utilizados pelas planilhas da CETESB são provenientes do banco de dados PHYSPROP e PUBCHEM (2017).

A solubilidade, além de ter sido considerada para a determinação de fase livre de um composto, também interferiu na diluição e, consequentemente, no transporte da pluma de contaminantes. Porém, não foi possível identificar qual a sua influência direta na quantificação da concentração no ponto de exposição *off site* pois diversos outros parâmetros contribuíram nos resultados do transporte das SQIs.

Os dados toxicológicos utilizados pelas planilhas da CETESB, referentes ao PCE e TCE, são o mesmos publicados na RSL de 2017. As planilhas foram atualizadas em 2013 com os dados da RSL de 2012. Por meio de uma breve investigação no *website* da RSL (U.S.EPA, 2017c), foi verificado que a lista de referências é atualizada todo o ano, conforme avanço nas pesquisas sobre a toxicologia dos contaminantes. A última atualização referente ao PCE na RSL foi feita em maio de 2012 e do TCE em novembro de 2011, com dados do IRIS. Diante desses

fatos, os fatores toxicológicos da ferramenta CETESB foram considerados atualizados.

Em compensação, os dados toxicológicos dos compostos PCE e TCE utilizados pelo *software* RISC5 foram derivados dos bancos de dados ATSDR, RSL: Cal EPA (2008) e U.S.EPA *Soil Screening Guidance* (1996). Como já mencionado, o *software* não disponibilizou dados referentes aos efeitos adversos não carcinogênicos do TCE.

Em breve investigação no histórico de atualizações da RSL (U.S.EPA, 2017f) verificou-se que, em 2008, a RfC e RfD referentes ao TCE deixaram de compor seu banco de dados. Segundo a U.S.EPA, aqueles valores não foram comprovados como protetivos contra efeitos adversos não carcinogênicos. Anteriormente, os valores utilizados eram de 0,04 mg/m³ (RfC) e 0,0003 mg/kg /dia (RfD), respectivamente. Com o avanço das pesquisas sobre o tema, novos parâmetros de referência foram publicados para o TCE. Na RSL mais recente, referente ao ano de 2017, como já mencionado, os valores de RfC e RfD publicados foram de 0,002 mg/m³ e 0,0005 mg/kg /dia. Essa atualização demonstra que a exposição via inalação passou a ser mais crítica, enquanto as vias relacionadas às exposições oral e dérmica foram consideradas menos tóxicas.

O mesmo foi observado para os dados toxicológicos do banco de dados padrão referente ao PCE, com isso, constatou-se que apesar da atualização em 2011, o RISC5 ainda emprega dados toxicológicos desatualizados. Fato este que, como será apresentado e discutido a frente, influenciou diretamente nos resultados obtidos nas simulações realizadas.

Além disso, constatou-se que ambas as ferramentas calcularam a RfD e o SF, referentes a exposição via inalação, a partir das RfC e IUR, respectivamente, da taxa de inalação e do peso corporal do receptor. Nas planilhas da CETESB, entretanto, verificou-se que foram utilizados, nesta conversão, apenas dados referente ao receptor adulto (taxa de inalação de 20 m³/dia e 70 kg de peso corporal). Assim, essa abordagem pode contribuir para um resultado mais conservador da quantificação dos riscos à saúde humana de receptores crianças. Esse mesmo procedimento foi realizado pelo *software* RISC5, não considerando as diferentes taxas de inalação e peso corporal entre adultos e crianças.

Ainda, verificou-se um erro na introdução e consideração das RfD e SF referentes a via oral para o cálculo dos riscos via contato dérmico no RISC5. O *software* não apresentou esta informação quando a via de exposição contato dérmico com a água subterrânea durante o banho foi selecionada na simulação. E inicialmente não foram calculados os riscos e CMAs associados a essa rota de exposição. Apenas após a seleção de outra via, envolvendo a exposição dérmica com a água subterrânea, o *software* apresentou os dados padrão na primeira aplicação e possibilitou a alteração dos mesmos na segunda aplicação do RISC5.

5.3.3 Parâmetros exposicionais

Os parâmetros de exposição, utilizados pelas ferramentas neste trabalho, são apresentados no QUADRO 15.

QUADRO 15 - COMPARAÇÃO DOS PARÂMETROS EXPOSICIONAIS DOS RECEPTORES

(continua)

DESCRIÇÃO		Planilhas da CETESB	UNIDADE	Simulação 1 RISC5	UNIDADE
RECEPTOR RESIDENTE ADULTO					
Geral	Tempo médio para carcinogênicos	72	anos	70	anos
	Tempo médio para não-carcinogênicos	30	anos	-	-
	Expectativa de vida	72	anos	-	-
	Peso corporal	70	anos	70	kg
	Duração da exposição	30	anos	24	anos
Contato dérmico	Frequência de exposição a água subterrânea	350	dias/ano	350	eventos/ano
	Tempo de exposição no banho	4	hora/dia	0,58	hora/dia
	Área total da pele exposta (água subterrânea)	10.367	cm²	23.000	cm²
Inalação ambiente fechado	Frequência de exposição ao ar ambiente fechado	350	eventos/ano	350	eventos/ano
	Taxa de inalação em ambiente fechado	0,95	m³/hora	0,63	m³/hora
	Tempo em ambiente fechado	16	hora/dia	24	hora/dia
Inalação ambiente aberto	Frequência de exposição ao ar ambiente aberto	350	eventos/ano	350	eventos/ano
	Taxa de inalação em ambiente aberto	1,2	m³/hora	1,6	m³/hora
	Tempo em ambiente aberto	8	hora/dia	2,5	hora/dia

QUADRO 15 - COMPARAÇÃO DOS PARÂMETROS EXPOSICIONAIS DOS RECEPTORES
(conclusão)

DESCRIÇÃO		Planilhas da CETESB	UNIDADE	Simulação 1 RISC5	UNIDADE
RECEPTOR RESIDENTE CRIANÇA					
Geral	Tempo médio para carcinogênicos	72	anos	70	anos
	Tempo médio para não-carcinogênicos	30	anos	-	-
	Expectativa de vida	72	anos	-	-
	Peso corporal	15	kg	15	kg
	Duração da exposição	6	anos	6	anos
Contato dérmico	Frequência de exposição a água subterrânea	350	eventos/ano	350	eventos/ano
	Tempo de exposição no banho	2	hora/dia	1	hora/dia
	Área total da pele exposta (água subterrânea)	4.783	cm²	8.760	cm²
Inalação ambiente fechado	Frequência de exposição ao ar ambiente fechado	350	eventos/ano	350	eventos/ano
	Taxa de inalação em ambiente fechado	0,620	m³/hora	0,625	m³/hora
	Tempo em ambiente fechado	16	hora/dia	24	hora/dia
Inalação ambiente aberto	Frequência de exposição ao ar ambiente aberto	350	eventos/ano	350	eventos/ano
	Taxa de inalação em ambiente aberto	0,78	m³/hora	1,2	m³/hora
	Tempo em ambiente aberto	8	hora/dia	24	hora/dia
RECEPTOR TRABALHADOR DE OBRAS					
Geral	Tempo médio para carcinogênicos	72	anos	70	anos
	Tempo médio para não-carcinogênicos	2	anos	-	-
	Expectativa de vida	72	anos	-	-
	Peso corporal	70	anos	70	kg
	Duração da exposição	2	anos	2	anos
Contato dérmico	Frequência de exposição a água subterrânea	290	dias/ano	250	eventos/ano
	Tempo de exposição	8	hora/dia	0,58	hora/dia
	Área total da pele exposta (água subterrânea)	2.457	cm²	5.300	cm²
Inalação ambiente fechado	Frequência de exposição ao ar ambiente fechado	290	eventos/ano	0	eventos/ano
	Taxa de inalação em ambiente fechado	1,20	m³/hora	0,83	m³/hora
	Tempo em ambiente fechado	8	hora/dia	8	hora/dia
Inalação ambiente aberto	Frequência de exposição ao ar ambiente aberto	290	eventos/ano	250	eventos/ano
	Taxa de inalação em ambiente aberto	1,20	m³/hora	2,5	m³/hora
	Tempo em ambiente aberto	8	hora/dia	8	hora/dia

FONTE: Adaptado de CETESB (2013); SPENCE; WALDEN (2013).

As principais diferenças entre os valores de exposição utilizados pelas ferramentas foram observadas para os parâmetros: área total da pele exposta, taxa de inalação, tempos de exposição. Couto (2006) verificou que esses fatores, além do peso corporal, apresentados por fonte internacionais de dados de exposição não condizem com a realidade brasileira. Ainda foi identificado por Couto que existem diferenças significativas entre alguns desses fatores mesmo entre regiões do país.

Segundo Maximiano (2011), as planilhas da CETESB são uma importante ferramenta nacional para avaliação de risco, pois consideram cenários de exposição adaptados à realidade brasileira. Entretanto, os valores atualmente utilizados pela CETESB são extremamente conservadores (superestimando a exposição), como pode ser verificado pelo tempo de exposição durante o banho (QUADRO 15). As planilhas da CETESB consideram que um adulto passa 4 horas por dia tomando banho, enquanto o RISC5 considerou 0,58 hora, que seria equivalente a 35 minutos. Os valores apresentados por Toledo (2016), baseados na U.S.EPA (2011) são de 0,28 horas/dia, que corresponde a um banho com duração de aproximadamente 17 minutos. Toledo, entretanto não considerou o período de férias (15 dias) em que o receptor estaria ausente de sua residência e consequentemente sem exposição à contaminação.

A comparação dos tempos exposicionais aplicados pelas ferramentas também indicou que as exposições consideradas para cenários de inalação são maiores no *software* RISC5 para residentes, exceto na inalação em ambiente fechado por adultos. Ainda constatou-se que os tempos considerados pelas planilhas da CETESB para a exposição via inalação em ambiente aberto e fechado são complementares totalizando nas 24 horas de um dia. A ferramenta considerou que a exposição, tanto de crianças como adultos, foi de 16 horas em ambiente fechado e 8 horas em ambientes abertos. Já o RISC5 considerou 24 horas de exposição nos dois cenários.

Todos os tempos de exposição relacionados ao contato dérmico com a água subterrânea são maiores no banco de dados das planilhas da CETESB.

Assim como no estudo de Couto (2006), ressalta-se a importância em se utilizar valores exposicionais representativos da população em estudo. No caso das planilhas da CETESB, os fatores exposicionais não puderam ser alterados para a avaliação de risco. Alguns deles merecem atenção, como é o caso do tempo de

exposição no banho, do tempo em ambientes fechados e abertos e da taxa de inalação, pois a partir da correpondência entre os parâmetros e comparação dos valores empregados, verificou-se grande diferença com relação aos dados utilizados pelo RISC5. As taxas de inalação e a superfície corpórea das planilhas da CETESB, apesar de apresentarem diferenças com relação ao RISC5, são similares aos valores recomendados no estudo de Couto (2006).

Os tempos de exposição via inalação considerados para os trabalhadores de obras em ambiente fechado e aberto foram iguais em ambas as ferramentas, e referem-se a uma jornada de trabalho de 8 horas. Para o contato dérmico as planilhas a CETESB também consideraram um tempo de 8 horas, o que sugere que o trabalhador estaria em contato com o lençol freático durante toda jornada de trabalho. No RISC5 esse valor foi de apenas 0,58 horas (ou 35 minutos), o mesmo tempo considerado para residentes adultos. Além disso, a duração da exposição de trabalhadores de obras foi considerada, em ambas as ferramentas, como de 2 anos. Todavia, essa duração também pode ser variável, segundo estudo realizado por Coutinho et al. (2012), o tempo de execução de uma obra varia com a área a ser construída, o custo orçado, a capacidade técnica operacional, a tipologia do serviço e a estação do ano.

Ainda referente a este receptor, notou-se que o *software* RISC5, apesar de possuir em seu banco de dados valores para a taxa de inalação e eventos de exposição, o tempo de exposição foi considerado zero. Dessa forma, a ferramenta não considerou que etapas da construção civil são realizadas, mesmo após a estrutura das edificações estarem prontas. O risco para este cenário, por consequência, não foi quantificado.

Considerando que as planilhas da CETESB foram atualizadas em 2013, e basearam suas referências principalmente em materiais publicados pela U.S.EPA, como é o caso dos parâmetros toxicológicos, notou-se que os valores exposicionais não foram atualizados com recomendações mais atuais e realísticas, como é o caso de U.S.EPA (2011), utilizada como referência por Toledo (2016).

Segundo Couto (2006), os fatores exposicionais dependem das incertezas associadas aos métodos de amostragem de dados, e da variabilidade espacial, temporal e entre indivíduos. Assim, Couto recomenda que as avaliações de riscos adotem parâmetros específicos para cada estudo. Como discutido anteriormente,

dentre as duas ferramentas avaliadas neste estudo, apenas o *software* RISC5 permite ao usuário a personalização recomendada por Couto (2006).

5.3.4 Algoritmos matemáticos

Algumas particularidades e diferenças foram identificadas nos modelos envolvendo o transporte intrameios e intermeios das SQIs relacionados aos cenários de inalação e de receptores *off site*. A comparação dos algoritmos matemáticos utilizados pelas ferramentas planilhas da CETESB e RISC5 é apresentada nos QUADRO 16 a QUADRO 19, por via de exposição.

As ferramentas utilizadas neste trabalho não consideraram o fator de ajuste por idade - *Age Dependent Adjustment Factor* (ADAF). Segundo Toledo (2016), esta abordagem ainda é recente, e resulta em uma avaliação mais conservadora. O ADAF está relacionado ao efeito de mutagenicidade, causado por um composto químico (U.S.EPA, 1989). As avaliações de toxicidade realizadas pelo IRIS indicaram o TCE, contaminante abordado neste trabalho, como um agente mutagênico, atuante no fígado (U.S.EPA, 2017b).

QUADRO 16 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE CONTATO DÉRMICO

continua

	Planilhas da CETESB	RISC5
Risco carcinogênico	$RISCO = C_{gw}\, PC\ \ FI\, SF_{dérmico}$	$RISCO = SF_{dérmico} LADD$
	C_{gw} = Concentração na água subterrânea (mg/L) PC = Constante de permeabilidade da pele específica do contaminante (cm/h) FI = Fator de ingresso (L-h/kg-cm /dia) $SF_{dérmico}$ = *Slope fator* (mg/kg /dia)$^{-1}$	LADD = Dose diária média no tempo de vida (mg/kg /dia) $SF_{dérmico}$ = *Slope factor* (mg/kg /dia)$^{-1}$
Dose ou fator de ingresso	$FI = \frac{AS\ EF_{dérmico}\ ED\ ET_{gwdérmico}}{BW\ LT}$	$LADD = C_{gw}\ \frac{PC\ AS\ EF_{dérmico}\ ED\ ET_{dérmico}}{BW\ LT}$
	AS = Área superficial da pele disponível para contato dérmico (cm²) $EF_{dérmico}$ = Frequência de exposição para contato dérmico com a água subterrânea (dias/ano)	C_{gw} = Concentração na água subterrânea (mg/L) PC = Constante de permeabilidade da pele específica do contaminante (cm/h) AS = Área total da pele (cm²) $EF_{dérmico}$ = Frequência de exposição para contato dérmico com a água subterrânea (eventos/ano)

QUADRO 16 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE CONTATO DÉRMICO

(conclusão)

	Planilhas da CETESB	RISC5
Dose ou fator de ingresso	ED= Duração da exposição (anos) $ET_{dérmico}$ = Tempo de exposição para contato dérmico com água subterrânea (h/dia) BW = Massa corpórea (kg) LT = Expectativa de vida (anos)	ED = Duração da exposição (anos) $ET_{dérmico}$ = Tempo de exposição (h/dia) BW = Peso corporal (kg) LT = Expectativa de vida (anos)
Slope factor	$SF_{dérmico} = \frac{SF_{oral}}{ABS_{gi}}$	$SF_{dérmico} = \frac{SF_{oral}}{ABS_{gi}}$
	SF_{oral} = *Slope fator* via oral ABS_{gi} = Fator de absorção gastrointestinal	SF_{oral} = *Slope fator* via oral ABS_{gi} = Fator de absorção gastrointestinal
Quociente de perigo	$HQ = \frac{C_{gw}\ PC\ FI}{RfD_{dérmico}}$	$HQ = \frac{CADD}{RfD_{dérmico}}$
	$RfD_{dérmico}$ = Dose de referência via contato dérmico (mg/kg /dia) PC = Constante de permeabilidade da pele específica do contaminante (cm/h) FI – Fator de ingresso (L-h/kg-cm /dia)	CADD = Dose diária média crônica (mg/kg /dia) $RfD_{dérmico}$ = Dose de referência via contato dérmico (mg/kg /dia)
Dose ou fator de ingresso	$FI = \frac{AS\ EF_{dérmico}\ ET_{dérmico}}{BW}$	$CADD = C_{gw}\ \frac{PC\ AS\ EF_{dérmico}\ ET_{dérmico}}{BW}$
	AS = Área superficial da pele disponível para contato dérmico (cm²) $EF_{dérmico}$ = Frequência de exposição para contato dérmico com a água subterrânea (dias/ano) $ET_{dérmico}$ = Tempo de exposição para contato dérmico com água subterrânea (h/dia) BW = Massa corpórea (kg)	C_{gw} = Concentração na água subterrânea (mg/L) PC = Constante de permeabilidade da pele específica do contaminante (cm/h) AS = Área total da pele (cm²) EF = Frequência de exposição para contato dérmico com a água subterrânea (eventos/ano) ET = Tempo de exposição (h/dia) BW = Peso corporal (kg)LT = Expectativa de vida (anos)
Dose de referência	$RfD_d = RfD_o\ ABD_{gi}$	$RfD_d = RfD_o\ ABD_{gi}$
	RfD_{oral} = Dose de referência via oral ABD_{gi} = Fator de absorção gastrointestinal	RfD_{oral} = Dose de referência via oral ABD_{gi} = Fator de absorção gastrointestinal

FONTE: Adaptado de CETESB (2013); SPENCE; WALDEN (2013).

Como apresentado no QUADRO 16, pôde-se verificar que ambas as ferramentas calcularam os riscos carcinogênicos de maneira semelhante utilizando

como base a equação (2), e o quociente de perigo baseado na equação (4) para a via de exposição contato dérmico.

As ferramentas, entretanto, quantificaram de maneira distinta os riscos associados à inalação de vapores. Os algoritmos utilizados para as vias de inalação em ambiente aberto e fechado podem ser visualizadas no QUADRO 17 e no QUADRO 18, respectivamente.

QUADRO 17 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO

(continua)

	Planilhas da CETESB	RISC5
Risco carcinogêni	$RISCO = C_{aa}\ FI\ SF_{inalação}$	$RISCO = FI\ URF$
	C_{aa} = Concentração no ar em ambiente aberto (mg/m³) FI = Fator de ingresso (m³/kg /dia) $SF_{inalação}$ = Slope factor (mg/kg /dia)$^{-1}$	FI = Fator de ingresso (mg/m³) URF = Fator de unidade de risco (m³/µg)
Fator de ingresso	$FI = \frac{IR_{diaria\ aberto}\ EF_{aberto}\ ET_{aberto}\ ED}{BW\ LT}$	$FI = C_{aa}\ \frac{EF_{aberto}\ ET_{aberto}\ ED}{LT}$
	$IR_{diário\ aberto}$ = Taxa de inalação em ambiente aberto (m³/h) EF_{aberto} = Frequência de exposição em ambiente aberto (eventos/ano) ET_{aberto} = Tempo de exposição em ambiente aberto (h/dia) ED = Duração da exposição (anos) BW = Peso corporal (kg) LT = Expectativa de vida (anos)	C_{aa} = Concentração ar em ambiente aberto (mg/m³) EF_{aberto} = Frequência de exposição em ambiente aberto (dias/ano) ET_{aberto} = Tempo de exposição em ambiente aberto (h/dia) ED = Duração da exposição (anos) LT = Expectativa de vida (anos)
Slope factor	$SF_{inalação} = \left(\frac{IUR\ 70(kg)}{20(\frac{m^3}{dia})}\right)$	
	IUR = Unidade de risco (m³/µg)	
Quociente de perigo	$HQ = \frac{C_{aa}\ FI}{RfD_{inalação}}$	$HQ = \frac{FI_{aberto}}{RfC_{inalação}}$
	C_{aa} = Concentração no ar em ambiente aberto (mg/m³) FI = Fator de ingresso (m³/kg /dia) $RfD_{inalação}$ – Dose de referência via inalação (mg/kg /dia)	FI_{aberto} (mg/m³) $RfC_{inalação}$ = Concentração de referência via inalação (mg/m³)
Fator de ingresso	$FI = \frac{IR_{diaria\ aberto}\ EF_{aberto}\ ET_{aberto}}{BW}$	$FI_{aberto} = C_{aa}\ EF_{aberto}\ ET_{aberto}$
	$IR_{diário\ aberto}$ = Taxa de inalação em ambiente aberto (m³/h) EF_{aberto} = Frequência de exposição em ambiente aberto (dias/ano) ET_{aberto} = Tempo de exposição em ambiente aberto (h/dia) BW = Peso corporal (kg)	C_{aa} = Concentração ar em ambiente aberto (mg/m³) ET_{aberto} = Tempo de exposição em ambiente aberto (h/dia) EF_{aberto} = Frequência de exposição em ambiente aberto (dias/ano)

QUADRO 17 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO

(conclusão)

	Planilhas da CETESB	RISC5
Dose de referência	$RfD_{inalação} = \frac{RfC_{inalação}\ 20(\frac{m^3}{dia})}{70(kg)}$	
	RfC_{in} = Concentração de referência por inalação (mg/m³)	
Concentração no ambiente aberto	$C_{aa} = C_{gw}\ FV\ 1$	$C_{aberto} = \frac{F\ L}{u\ H}$
	C_{ar} = Concentração no ar (ambiente aberto)(mg/m³) C_{gw} = Concentração na água subterrânea (mg/L) FV = Fator de volatilização	C_{ar} = Concentração no ar (ambiente aberto)(mg/m³) F = Taxa de volatilização (g/cm²/s) L = Comprimento da pluma na área (m) u = Velocidade do vento na zona de respiração (m/s) H = Altura (m)
Fator/taxa de volatilização	$FV = \left(\frac{K_H}{1 + \left(\frac{(U_{ar}\ S_{ar}\ L_{gw})}{W_w\ D_{eff}}\right)}\right)$	$F = \frac{D_{eff}(C_{vs} - C_{vf})}{L_d}$
	K_H = Constante de Henry U_{ar} = Velocidade do ar na zona de respiração S_{ar} = Altura da Zona de Mistura do ar em Ambiente Aberto L_{gw} = Profundidade do Nível d'Água W_w = Comprimento da área fonte na direção paralela ao fluxo da água subterrânea D_{eff} = Coeficiente de Difusão Efetiva Total	C_{vs} = Concentração do vapor na franja capilar (g/cm³) C_{vf} = Concentração do vapor no solo L_d = Distância da difusão (distância até a fonte) (m)
Coeficiente de difusão efetiva	$D_{eff} = \frac{(h_{cap} + h_v)}{\left(\left(\frac{h_{cap}}{D_{eff\ cap}}\right) + \left(\frac{h_v}{D_{eff\ v}}\right)\right)}$	$D_{eff} = \frac{(d_{cap} + d_v)}{\left(\left(\frac{d_{cap}}{D_{eff\ cap}}\right) + \left(\frac{d_v}{D_{eff\ v}}\right)\right)}$
	D_{eff} = Coeficiente de Difusão Efetiva Total (cm²/s) h_{cap} = Altura da franja capilar (cm) h_v = Altura da zona zona vadosa (cm) $D_{eff\ cap}$ = Coeficiente de Difusão Efetiva da franja capilar (cm²/s) $D_{eff\ v}$ = Coeficiente de Difusão Efetiva da zona não saturada (cm²/s)	D_{eff} = Coeficiente de Difusão Efetiva Total (cm²/s) d_{cap} = Espessura da franja capilar (cm) d_v = Espessura da zona vadosa (cm) $D_{eff\ cap}$ = Coeficiente de Difusão Efetiva da franja capilar (cm²/s) $D_{eff\ v}$ = Coeficiente de Difusão Efetiva da zona vadosa (cm²/s)

FONTE: Adaptado de CETESB (2013); SPENCE; WALDEN (2013).

QUADRO 18 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO

(continua)

	Planilhas da CETESB	RISC5
Risco carcinogênico	$RISCO = C_{aa}\ FI\ SF_{inalação}$	$RISCO = FI\ URF$
	C_{aa} = Concentração no ar em ambiente aberto (mg/m³) FI = Fator de ingresso (m³/kg /dia) $SF_{inalação}$ = Slope factor (mg/kg /dia)$^{-1}$	FI = Fator de ingresso (mg/m³) URF = Fator de unidade de risco (m³/µg)
Fator de ingresso	$FI = \frac{IR_{fechado}\ EF_{fechado}\ ET_{fechado}\ ED}{BW\ LT}$	$FI = C_{aa} * \frac{EF_{fechado}\ ET_{fechado}\ ED}{LT}$
	$IR_{diário\ fechado}$ = Taxa de inalação em ambiente fechado (m³/h) $EF_{fechado}$ = Frequência de exposição em ambiente fechado (eventos/ano) $ET_{fechado}$ = Tempo de exposição em ambiente fechado (h/dia) ED = Duração da exposição (anos) BW = Peso corporal (kg) LT = Expectativa de vida (anos)	C_{aa} = Concentração no ar (ambiente aberto) (mg/m³) $EF_{fechado}$ = Frequência de exposição em ambiente fechado (dias/ano) $ET_{fechado}$ = Tempo de exposição em ambiente fechado (h/dia) ED = Duração da exposição (anos) LT = Expectativa de vida (anos)
Slope factor	$SF_{inalação} = \left(\frac{IUR\ 70(kg)}{20(\frac{m^3}{dia})}\right)$	
	IUR = Unidade de risco (m³/µg)	
Quociente de perigo	$HQ = \frac{C_{aa} FI_{fechado}}{RfD_{inalação}}$	$HQ = \frac{FI_{fechado}}{RfC_{inalação}}$
	C_{aa} = Concentração no ar em ambiente aberto (mg/m³) FI = Fator de ingresso (m³/kg /dia) $RfD_{inalação}$ – Dose de referência via inalação (mg/kg /dia)	FI_{aberto} (mg/m³) $RfC_{inalação}$ = Concentração de referência via inalação (mg/m³)
Fator de ingresso	$FI_{fechado} = \frac{IR_{fechado}\ EF_{fechado}\ ET_{fechado}}{BW}$	$FI_{fechado} = C_{aa}\ EF_{aberto}\ ET_{aberto}$
	$IR_{diário\ fechado}$= Taxa de inalação em ambiente fechado (m³/h) $EF_{fechado}$ = Frequência de exposição em ambiente fechado (dias/ano) $ET_{fechado}$ = Tempo de exposição em ambiente fechado (h/dia) BW = Peso corporal (kg)	C_{aa} = Concentração ar em ambiente aberto (mg/m³) ET_{aberto} = Tempo de exposição em ambiente aberto (h/dia) EF_{aberto} = Frequência de exposição em ambiente aberto (eventos/ano)
Dose de referência	$RfD_{inalação} = \frac{RfC_{inalação} 20(\frac{m^3}{dia})}{70(kg)}$	
	RfC_{in} = Concentração de referência por inalação (mg/m³)	
Concentração no ambiente fechado	$C_{af} = C_{gw}\ \alpha$	$C_{af} = C_{gw}\ \alpha$
	C_{af} = Concentração no ar (ambiente fechado) (mg/m³) C_{gw} = Concentração na água subterrânea (mg/L) α = Fator de atenuação (C_{ar} / C_{gw})	C_{af} = Concentração no ar (ambiente fechado) (mg/m³) C_{gw} = Concentração na água subterrânea (mg/L) α = Fator de atenuação (C_{ar} / C_{gw})

QUADRO 18 - COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS DE INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO

(conclusão)

	Planilhas da CETESB	RISC5
Fator de volatilização	$\alpha = \left(\frac{\left(\frac{D_{eff}}{L_{gw}}\right)}{K_H \frac{}{(ERL_b)}} \right) 10^3$ $1 + \left(\frac{\left(\frac{D_{eff}}{L_{gw}}\right)}{ERL_b} + \frac{\left(\frac{D_{eff}}{L_{gw}}\right)}{\left(\frac{D_{eff'}}{L_{crk}} n\right)} \right)$ (Johnson e Ettinger)	$\alpha = \left(\frac{\left(\frac{D_{eff}}{L_{gw}}\right)}{K_H \frac{}{(ERL_b)}} \right) 10^3$ $1 + \left(\frac{\left(\frac{D_{eff}}{L_{gw}}\right)}{ERL_b} + \frac{\left(\frac{D_{eff}}{L_{gw}}\right)}{\left(\frac{D_{eff'}}{L_{crk}} n\right)} \right)$ (Johnson e Ettinger)
	K_H = Constante de Henry D_{eff} = Coeficiente de Difusão Efetiva Total L_{gw} = Profundidade do Nível d'Água ER = Razão de troca de ar em espaços fechados L_b= Pé Direito $D_{eff'}$= Coeficiente de Difusão Efetiva nas Fendas da Fundação L_{crk} = Espessura das fundações/paredes de construções n = Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes	K_H = Constante de Henry D_{eff} = Coeficiente de Difusão Efetiva Total L_{gw} = Profundidade do Nível d'Água ER = Razão de troca de ar em espaços fechados L_b= Pé Direito $D_{eff'}$= Coeficiente de Difusão Efetiva nas Fendas da Fundação L_{crk} = Espessura das fundações/paredes de construções n = Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes
Coeficiente de difusão efetiva	$D_{eff} = \frac{(h_{cap} + h_v)}{\left(\left(\frac{h_{cap}}{D_{eff\ cap}}\right) + \left(\frac{h_v}{D_{eff\ v}}\right)\right)}$	$D_{eff} = \frac{(h_{cap} + h_v)}{\left(\left(\frac{h_{cap}}{D_{eff\ cap}}\right) + \left(\frac{h_v}{D_{eff\ v}}\right)\right)}$
	h_{cap} = altura (espessura) da franja capilar h_v = altura (espessura) da zona não saturada (zona vadosa) $D_{eff\ cap}$ = Coeficiente de Difusão Efetiva da franja capilar $D_{eff\ v}$ = Coeficiente de Difusão Efetiva da zona não saturada	h_{cap} = altura (espessura) da franja capilar h_v = altura (espessura) da zona não saturada (zona vadosa) $D_{eff\ cap}$ = Coeficiente de Difusão Efetiva da franja capilar $D_{eff\ v}$ = Coeficiente de Difusão Efetiva da zona não saturada

FONTE: Adaptado de CETESB (2013); SPENCE; WALDEN (2013).

Segundo os desenvolvedores do *software* RISC5, os riscos associados a inalação de vapores são calculados pela nova metodologia da U.S.EPA (2009), que trata exclusivamente desta via de exposição. Entretanto, notou-se que, apesar dessa informação, a apresentação da metodologia não está atualizada no manual da ferramenta, onde consta a equação anteriormente utilizada, dificultanto assim o entendimento por parte do usuário.

A nova metodologia da U.S.EPA (2009) refere-se a utilização apenas da concentração no ar ambiente para quantificação de risco, desprezando-se assim, a taxa de inalação (IR) e o peso corporal (BW), variáveis com o tipo de receptor. Essa consideração também utilizou a unidade de risco de inalação (IUR) como fator toxicológico, no lugar do fator de carcinogenicidade (*slope factor*). Dessa forma, a

dose de ingresso dependerá fortemente dos tempos de exposição e não mais da quantidade de contaminante que entra no corpo (estimado pela taxa de inalação, peso corporal juntamente com a concentração no ar).

As planilhas da CETESB, por sua vez, apesar de serem mais recentes e possuírem um banco de dados atualizado, não seguiram o mesmo método da U.S.EPA (2009). Elas basearam a quantificação dos riscos carcinogênicos na métodologia antiga da U.S.EPA publicada em U.S.EPA (1989).

O *software* RISC5 disponibilizou durante as simulações realizadas a utilização de modelagem de vapores, considerando processos advectivos de transporte. Contudo, optou-se pela realização de uma abordagem simplificada e similar àquela das planilhas da CETESB. Esse modelo considerou, para a quantificação das concentrações no ar em ambiente fechado, apenas o transporte difusivo. As duas ferramentas basearam seus algoritmos de transporte e intrusão de vapores no modelo de Johnson e Ettinger (1991) (QUADRO 17 e QUADRO 18).

A equação matemática apresentada no QUADRO 18, referente à modelagem de intrusão de vapores em prédio e casas, é uma simplificação do modelo de Johnson e Ettinger (1991), pois não considera o transporte advectivo, originalmente empregado. Segundo Gouvêa Júnior (2011), o fluxo advectivo de entrada de vapores em edificações ocorre principalmente em casas com porões, devido a vários fatores como: mudanças barométricas, correntes térmicas, despressurização de ambientes. Deste modo, a premissa adotada pelas ferramentas está condizente com a realidade das casas brasileiras, que, em sua maioria, não possuem subsolos/porões fechados.

Nos cenários com receptores *off site*, as concentrações no ponto de exposição, a 30 m da fonte, foram estimadas com as equações de transporte em zona saturada, apresentadas no QUADRO 19. Essas equações simularam o transporte intrameios dos contaminantes até a fonte de exposição.

QUADRO 19 – COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS *OFF SITE*

(continua)

	Planilhas da CETESB	RISC5
Concentração *off site*	$C_{gw'} = C_{fonte} * e^{\left(\frac{\left(\frac{d}{100}\right)}{2\alpha_x}\right)*\left(1-\sqrt{1+\left(\frac{4\alpha_x*\lambda*R}{\frac{V_s*365}{100}}\right)}\right)} * erf\frac{\frac{S_w}{100}}{\left(4\sqrt{\alpha_y\left(\frac{d}{100}\right)}\right)} * erf\frac{\frac{S_d}{100}}{\left(2\sqrt{\alpha_z\left(\frac{d}{100}\right)}\right)}$	$R\frac{\delta C_{gw}}{\delta t} = \alpha_x\frac{\delta^2 C_{gw}}{\delta x^2} + \alpha_y\frac{\delta^2 C_{gw}}{\delta y^2} + \alpha_z\frac{\delta^2 C_{gw}}{\delta^2 z^2} - \bar{v}\frac{\delta C_{gw}}{\delta x} - \lambda C_{gw} + \frac{\dot{M}}{\Theta}$
	$C_{gw'}$ = Concentração na água subterrânea na distância x da fonte (mg/L) d= distância da fonte até o ponto de exposição (cm) α_x= Dispersividade longitudinal (m) α_y= Dispersividade transversal (m) α_z= Dispersividade vertical (m) λ = Coeficiente de decaimento de 1ª ordem R = Coeficiente de retardação (adimensional) V_s = Velocidade de escoamento (cm/dia) S_w = Largura da fonte na água subterrânea (cm) S_d= Espessura da fonte na água subterrânea (cm)	$C_{gw'}$ = Concentração na água subterrânea na distância x da fonte (g/L) x= distância da fonte até o ponto de exposição (m) y= distância transversal (do meio da pluma) (m) z = distância vertical (do nível do lençol d'água) (m) α_x= Dispersividade longitudinal (m) α_y= Dispersividade transversal (m) α_z= Dispersividade vertical (m) v = velocidade de escoamento (m/d) λ = Coeficiente de decaimento de 1ª ordem (1/dia) t = tempo (dias) R = Coeficiente de retardação (adimensional) M= fluxo de massa (g/d/m³) Θ = Porosidade efetiva (cm³/cm³)
Dispersão	$\alpha_y = x\ \ 0{,}1$	$\ln\alpha_x = -3{,}795 + 1{,}774 * \ln x - 0{,}093 * (\ln x)^2$
	$\alpha_y = \alpha_x\ 0{,}33$	$\alpha_y = \frac{\alpha_x}{3}$
	$\alpha_z = \alpha_x\ 0{,}05$	$\alpha_z = \frac{\alpha_y}{87}$
Concentração no poço		$C_{gw} = \frac{\left(\frac{1}{2}C_1 + C_2 + \frac{1}{2}C_3\right)}{2}$
		C_1 = Concentração no topo do poço (mg/L) C_2 = Concentração no centro (mg/L) C_3 = Concentração no fundo do poço (mg/L)
Fluxo de massa		$\dot{M} = A * V * C_{gw}$
		A = área transversal (largura da pluma * espessura da pluma) (m²) V = Velocidade de Darcy (k*i) (m/dia) $C_{gw'}$ = Concentração na água subterrânea na distância d da fonte (g/L)

QUADRO 19 – COMPARAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS NOS CENÁRIOS *OFF SITE*

(conclusão)

	Planilhas da CETESB	RISC5
Velocidade	$V_s = \frac{K.i}{\Theta_{ef}}$	$V_s = \frac{K.i}{\Theta_{ef}}$
	K = condutividade hidráulica (cm/d) i = gradiente hidráulico (adimensional) Θ_{ef} = Porosidade efetiva (cm³/cm³)	k = condutividade hidráulica (m/d) i = gradiente hidráulico (m/m) Θ = Porosidade efetiva (cm³/cm³)
Coeficiente de retardação	$R = 1 + \frac{(\rho_s * F_{oc} * K_{oc})}{\Theta_{ef}}$	$R = 1 + \frac{(\rho_s * F_{oc} * K_{oc})}{\Theta_{ef}}$
	K_{oc} = Coeficiente de partição de carbono orgânico (L/kg) F_{oc} = Fração de carbono orgânico (g-C/g-solo) ρ_s = Densidade do solo (g/cm³) Θ_{ef} = Porosidade efetiva (cm³/cm³)	ρ_s = densidade do solo na zona saturada (g/cm³) F_{oc} = Fração de carbono orgânico (g oc/g solo) K_{oc} = Coeficiente de partição de carbono orgânico (mL/g ou m³/kg) Θ_{ef} = Porosidade efetiva (cm³/cm³)

FONTE: Adaptado de CETESB (2013); SPENCE; WALDEN (2013).

A comparação dos algoritmos aplicados pelas ferramentas permitiu a identificação de diferentes modelos utilizados. Enquanto as planilhas da CETESB utilizaram as Equações de Domenico (DOMENICO, 1987), o *software* RISC5 utilizou o modelo de Yeh, também conhecido como AT123D (*Analytical Transient 1-, 2-, and 3- Dimensional Simulation of Waste Transport in the Aquifer System*).

Ambos os modelos consideraram nas simulações que a fonte de contaminação encontra-se em estado permanente e com concentração constante, sendo assim não representam o decaimento da concentração com o tempo. Entretanto, essa característica para o modelo de Yeh foi possível pois a duração da existência da fonte foi determinada por um período específico. Já a concentração no ponto de exposição foi dependente do tempo.

No transporte de contaminantes foram simulados os processos de advecção, dispersão, adsorção e decaimento biológico por ambos os algoritmos, além de difusão pelo AT123D.

Assim como Yoshinari (2015), Cecan e Schneiker (2010) não recomendam o uso do modelo de transporte de Domenico em avaliações de risco, pois este pode subestimar os riscos associados aos receptores *off site* em determinadas condições do meio físico. Seria o caso quando a advecção tem igual importância quanto a dispersão hidrodinâmica e o aquífero tem permeabilidade baixa.

Yoshinari, Teramoto e Chang (2015) e Cecan e Schneikar (2010) concordam que o modelo de Domenico está defasado, e que com o advento de computadores

mais potentes, modelos exatos e mais confiáveis podem ser empregados sem dificuldades, como é o caso de modelos numéricos. Além disso, segundo Hadley e Newell (2014), os modelos de transporte que consideram, primordialmente para simular transporte de DNAPLs, os processos de dispersão e advecção estão ultrapassados. Hadley e Newell (2014) recomendaram que os estudos fossem realizados com base em modelos onde a difusão exerce uma maior influência no transporte desses contaminantes.

Foi verificado no estudo realizado por Yoshinari, Teramoto e Chang (2015), que os parâmetros que afetam a modelagem de Domenico são a largura da fonte do contaminante e a dispersão longitudinal.

No cálculo do risco via contato dérmico, as ferramentas planilhas da CETESB e RISC5 consideraram a concentração de PCE e TCE constante com o tempo e homogênea para toda dimensão da pluma. O RISC5, entretanto, como já mencionado considerou a contaminação como um pulso, ou seja, considerou que a fonte de contaminação permanece na área até o fim de um período de tempo (pulso), definido pelo usuário da ferramenta e após esse período a concentração decai.

Dunnivant e Anders (2016) afirmaram que as características físico-químicas e biológicas do PCE e TCE (QUADRO 3) fazem com que suas plumas representem fontes contínuas de contaminação fazendo com que esses contaminantes permaneçam durante décadas no meio contaminado. Diante disso, optou-se por utilizar nas simulações um pulso com duração de 50 anos.

Em estudo realizado por Baciocchi, Berardi e Verginelli (2010), foi concluído que a suposição de uma fonte com concentração constante resulta em riscos muito elevados. Baciocchi, Berardi e Verginelli (2010) propuseram um modelo analítico com a mesma simplicidade dos aplicados pelas ferramentas porém, que levasse em consideração o decaimento das concentrações originais da fonte de contaminação.

Como apresentado anteriormente, foi verificado diferenças nos parâmetros exposicionais relacionados aos receptores, bem como nas características toxicológicos dos contaminantes. Os algoritmos empregados para cálculo de risco são divergentes no que tange ao transporte em zona saturada e no cálculo do risco à saúde humana associado à inalação de contaminantes.

Com base nas similaridades e divergências constatadas, os resultados das simulações de risco com as planilhas da CETESB foram avaliados e as divergências

investigadas. Os resultados da quantificação de riscos carcinogênicos, não carcinogênicos e concentrações máximas aceitáveis são apresentados nos itens a seguir.

5.4 RISCOS À SAÚDE HUMANA

Os riscos carcinogênicos, quantificados nas três simulações realizadas, foram considerados inaceitáveis quando acima de 10^{-5}, e os quocientes de perigo quando maiores que 1. Esses limites também foram utilizados em avaliações de risco realizadas por Michels et al. (2004) e Gonçalves e Lena (2013). De modo diferente, nos estudos realizados por Chang et al. (2004), Fan et al. (2010) e Han et al. (2016), o limite adotado para risco carcinogênico foi de 10^{-6}. Observou-se, portanto, que a abordagem para efeitos carcinogênicos tem sido mais conservadora em outros países, seguindo o limite mais crítico de risco adotado pela U.S.EPA (2017d).

O valor do risco carcinogênico aceitável, utilizado neste estudo, representou um caso adicional de câncer em uma população exposta de 100.000 habitantes. Em relação aos quocientes de perigo, os cenários cujo risco foi considerado inaceitável (maior que 1) referem-se àqueles cujo ingresso da substância de interesse foram maiores que a dose de referência (RfD).

A interpretação dos resultados das simulações utilizando as planilhas da CETESB e RISC5 permitiu a identificação de similaridades e divergências entre as ferramentas de avaliação de risco. Os resultados são apresentados a seguir inicialmente na forma numérica, gráfica e então as discussões entre as simulações.

5.4.1 Contato dérmico

Os resultados numéricos de cada simulação para a via contato dérmico são apresentados, por contaminante e tipo de risco, nas TABELA 3 a TABELA 6. Os valores em **negrito** indicam os riscos quantificados que foram considerados inaceitáveis, e, portanto, para esses cenários, os receptores estariam sujeitos a desenvolver efeitos adversos.

TABELA 3 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO PCE VIA CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA SUBTERRÂNEA

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite Aceitável
Adulto *on site*	**1,09 10^{-5}**	**1,06 10^{-3}**	**1,09 10^{-5}**	1,00 10^{-5}
Adulto 30m *off site*	8,08 10^{-6}	**4,35 10^{-4}**	2,57 10^{-8}	1,00 10^{-5}
Criança *on site*	2,35 10^{-6}	**8,05 10^{-4}**	2,31 10^{-6}	1,00 10^{-5}
Criança 30m *off site*	1,74 10^{-6}	**3,29 10^{-4}**	1,60 10^{-8}	1,00 10^{-5}
Trabalhador de obras	2,86 10^{-7}	**1,40 10^{-5}**	2,72 10^{-7}	1,00 10^{-5}

FONTE: A autora (2017).

TABELA 4 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO TCE VIA CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA SUBTERRÂNEA

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite Aceitável
Adulto *on site*	**9,01 10^{-5}**	**6,04 10^{-5}**	**8,98 10^{-5}**	1,00 10^{-5}
Adulto 30m *off site*	**6,84 10^{-5}**	**2,49 10^{-5}**	9,77 10^{-6}	1,00 10^{-5}
Criança *on site*	**1,94 10^{-5}**	**4,57 10^{-5}**	**1,91 10^{-5}**	1,00 10^{-5}
Criança 30m *off site*	**1,47 10^{-5}**	**1,89 10^{-5}**	3,76 10^{-6}	1,00 10^{-5}
Trabalhador de obras	2,36 10^{-6}	7,92 10^{-7}	2,25 10^{-6}	1,00 10^{-5}

FONTE: A autora (2017).

TABELA 5 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO PCE VIA CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA SUBTERRÂNEA

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite Aceitável
Adulto *on site*	**2,08**	0,57	**2,05**	1,00
Adulto 30m *off site*	**1,54**	0,23	0,01	1,00
Criança *on site*	**2,24**	**1,74**	**2,20**	1,00
Criança 30m *off site*	**1,66**	0,71	0,02	1,00
Trabalhador de obras	0,82	0,09	0,78	1,00

FONTE: A autora (2017).

TABELA 6 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO TCE VIA CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA SUBTERRÂNEA

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite Aceitável
Adulto *on site*	**9,40**	NC	**9,27**	1,00
Adulto 30m *off site*	**7,14**	NC	**1,79**	1,00
Criança *on site*	**10,12**	NC	**9,95**	1,00
Criança 30m *off site*	**7,68**	NC	**1,96**	1,00
Trabalhador de obras	**3,69**	NC	**3,52**	1,00

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
NC: Não calculado.

Os riscos carcinogênicos quantificados pelas planilhas da CETESB para a via de exposição contato dérmico variaram entre 2,86 10^{-7} e 9,01 10^{-5}. Sendo o menor risco quantificado referente ao receptor trabalhador de obras para a substância PCE, e o maior para adultos *on site* para o TCE. Os quocientes de perigo variaram entre

0,82 e 10,12, associados respectivamente aos receptores trabalhadores de obras expostos ao PCE e crianças *on site* expostas ao TCE.

A simulação utilizando dados padrão do *software* RISC5 indicou os mesmos receptores associados aos menores e maiores riscos, quantificados em 7,92 10^{-7} e 1,0610^{-3} as probabilidades de incrementos de desenvolvimento de câncer. Os maiores quocientes de perigo na primeira simulação com o RISC5 também foram associados à exposição de crianças *on site* ao PCE, e os menores riscos associados aos trabalhadores de obras. Os quocientes de perigo na primeira simulação realizada com o *software* RISC5 para o TCE não foram quantificados pois, como já discutido, o banco de dados padrão da ferramenta não abrangeu valores toxicológicos não carcinogênicos para este composto.

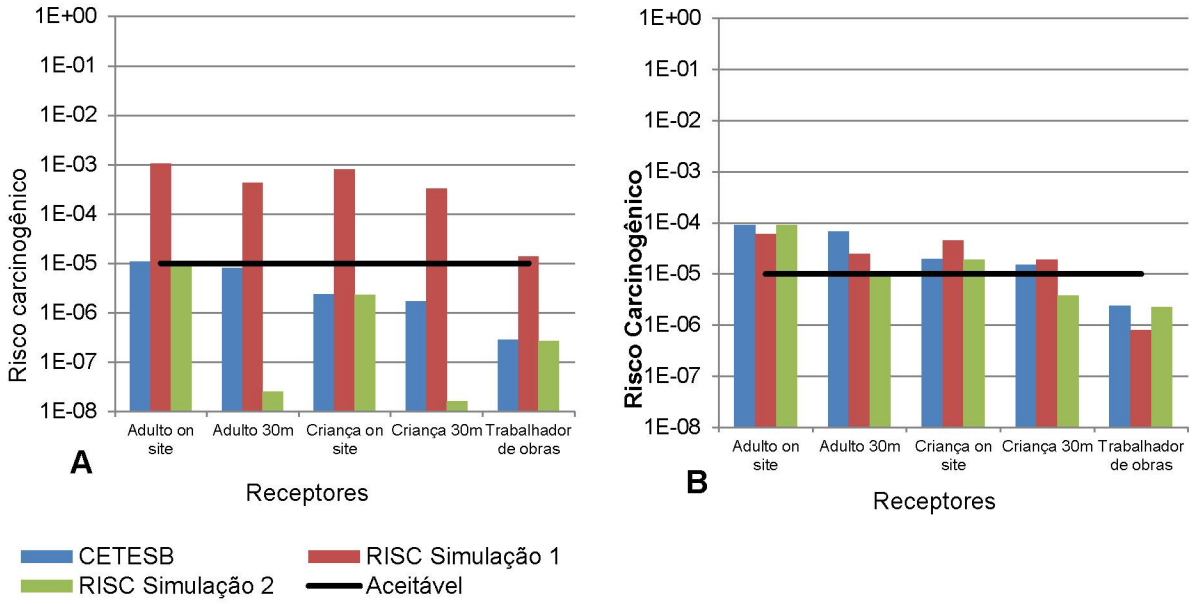
Conforme apresentado nas equações do QUADRO 16, os parâmetros envolvidos no cálculo dos riscos via contato dérmico com a água subterrânea associados às substâncias de interesse foram: o *slope factor* (SF), a concentração no ponto de exposição (Cgw) e a constante de permeabilidade (PC). Os fatores dependentes do receptor foram: a área superficial da pele (AS), o peso corporal (BW), os tempos e frequência de exposição (ET, ED e EF) e a expectativa de vida (LT).

Nas FIGURA 15 e FIGURA 16, são apresentados gráficos comparativos com os resultados das três simulações realizadas com as planilhas da CETESB e RISC5 para os cenários envolvendo exposição aos contaminantes via contato dérmico.

Na FIGURA 15 foram apresentados gráficos em escala logarítmica visando a melhor visualização das diferenças nas ordens de grandeza dos resultados. Foi verificado que os maiores riscos quantificados, em todas as simulações, para a via de exposição por contato dérmico, referem-se ao receptor adulto *on site.* Portanto, esse foi o receptor mais sensível aos efeitos carcinogênicos, tanto da contaminação de PCE, como de TCE.

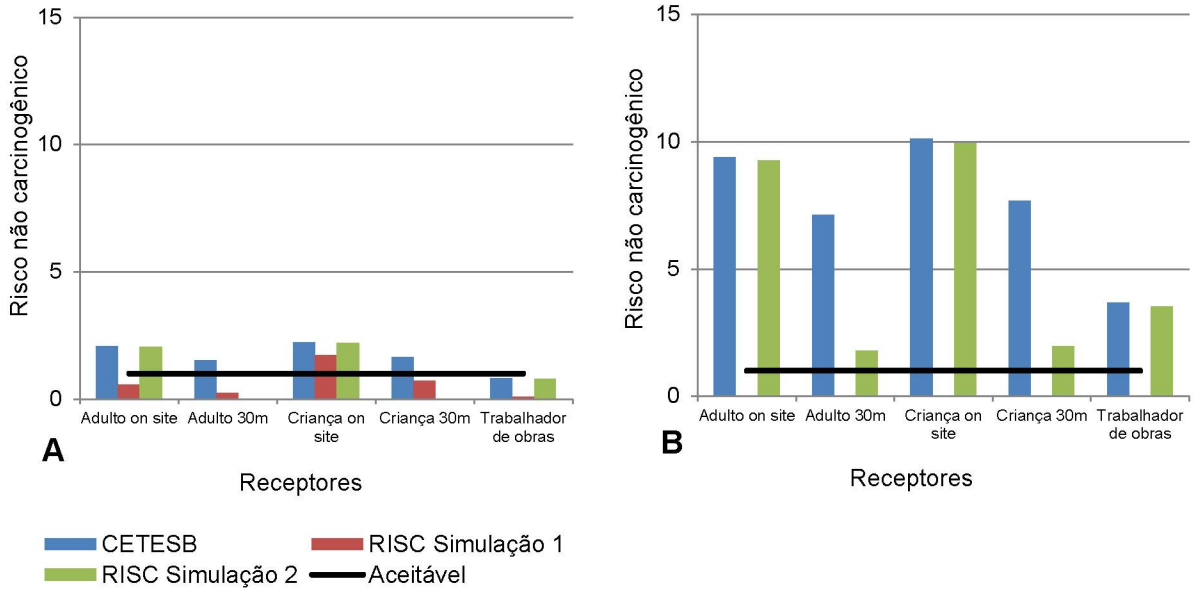
Na FIGURA 16, os valores dos quocientes de perigo são apresentados em escala normal. O receptor mais crítico em relação aos efeitos não carcinogênicos, foram as crianças *on site*, nas três simulações, tanto para a contaminação de PCE, como de TCE.

FIGURA 15 – GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO CONTATO DÉRMICO COM ÁGUA SUBTERRÂNEA COM PCE (A) E TCE (B)



FONTE: A autora (2017).

FIGURA 16 – GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS AO CONTATO DÉRMICO COM ÁGUA SUBTERRÂNEA COM PCE (A) E TCE (B)



FONTE: A autora (2017).

5.4.1.1 Comparação entre planilhas da CETESB e RISC5 (2ª simulação)

A comparação dos resultados das aplicações das planilhas da CETESB e da segunda simulação como *software* RISC5 indicaram as similaridades e diferenças entre os algoritmos empregados por cada ferramenta.

As simulações para quantificação de riscos, carcinogênicos e não carcinogênicos, resultaram em valores semelhantes para receptores *on site* expostos à contaminação. Algumas diferenças foram observadas entre esses valores, sendo a maior delas representando 4,61% de diferença percentual, e podem ter ocorrido devido ao arredondamento durante os cálculos. Assim, essas diferenças nos resultados foram consideradas insignificantes, sendo os resultados, neste caso, considerados teoricamente iguais.

Os resultados foram coerentes com a comparação apresentada no QUADRO 16, que indicou que os algoritmos matemáticos empregados por cada ferramenta para quantificação da exposição via contato dérmico são iguais.

No caso dos receptores *on site*, as ferramentas não aplicaram modelos matemáticos de transporte intrameios para estimar a concentração no ponto de exposição. Além disso, por se tratar de uma via de exposição direta com o meio contaminado, a concentração de exposição utilizada nas simulações foi diretamente aquela definida como representativa da água subterrânea da propriedade em estudo (QUADRO 9).

De maneira oposta, os riscos quantificados para receptores *off* site foram diferentes, sendo maiores com a aplicação das planilhas da CETESB em até duas ordens de grandeza para riscos carcinogênicos associados ao PCE, e uma ordem de grandeza para o TCE. Os riscos não carcinogênicos divergiram também em duas ordens de grandeza para o PCE, e se enquadraram na mesma ordem de grandeza para o TCE.

As diferenças observadas decorreram da utilização de diferentes modelos matemáticos para quantificar a concentração das SQIs no ponto de exposição a 30 m da pluma de contaminantes. Como apresentado no QUADRO 19, as planilhas da CETESB basearam sua quantificação nas equações de Domenico (1987), enquanto o *software* RISC5 utilizou a modelagem de Yeh (1999).

As concentrações nos pontos de exposição *off site* quantificadas pelos modelos matemáticos empregados por cada ferramenta são apresentadas na TABELA 7.

TABELA 7 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NA ÁGUA SUBTERRÂNEA NO PONTO DE EXPOSIÇÃO OFF SITE

SQI	Concentrações *off site* (mg/L)				
	CETESB	RISC5			
	Residente	Adulto		Criança	
	-	C	NC	C	NC
PCE	0,487	0,002	0,004	0,004	0,004
TCE	0,541	0,077	0,136	0,138	0,138

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
C: concentração associada ao tempo de exposição a carcinogênicos.
NC: concentração associado ao tempo de exposição a não carcinogênicos.

O modelo de Yeh, apresentado no QUADRO 19, considerou no cálculo da concentração o tempo decorrido. Assim como verificado por GOMES (2015), a concentração no ponto de exposição *off site* variou até atingir um máximo. Porém, a concentração a 30 m da pluma estimada pelo RISC5 não estabilizou dentro do período de exposição considerado.

Na TABELA 7 as concentrações quantificadas pelo RISC5 variaram com o receptor e com o tipo de risco (carcinogênico ou não carcinogênico). Essas diferenças ocorreram, pois o *software* considerou a média das concentrações ao longo do tempo de exposição (QUADRO 15).

Os resultados foram mais críticos, ou seja, os riscos no ponto *off site* foram maiores, na simulação com as planilhas da CETESB. Esse resultado coincide com a as observações feitas por Cecan e Schneikar (2010), que afirmaram que a modelagem de Domenico, também empregada no *software BRIOSCREEN,* subestima a mobilidade do contaminantes. Dessa forma, as plumas serão menores e a concentração será maior, superestimando os riscos.

5.4.1.2 Comparação entre planilhas da CETESB e RISC5 (1ª simulação)

Os resultados mais discrepantes foram associados ao composto PCE. Essa diferença foi associada aos parâmetros físico-químicos e toxicológicos desta SQI (QUADRO 14).

Os resultados das simulações utilizando os valores do banco de dados de cada ferramenta foram diferentes para receptores *on site* e *off site*. Tendo em vista que, como verificado anteriormente (QUADRO 16), o mesmo algoritmo foi utilizado

nos cenários envolvendo receptores na fonte de contaminação, entendeu-se que outros fatores influenciaram de forma significativa nos riscos carcinogênicos e não carcinogênicos.

Os resultados de risco carcinogênicos, associados ao PCE, obtidos tanto para receptores sobre a pluma (*on site*) de contaminantes como aqueles localizados a uma distância de 30 m (*off site)*, divergiram em duas ordens de grandeza. Os resultados da primeira simulação com o RISC5 foram maiores que os das planilhas da CETESB para todos os cenários envolvendo exposição ao PCE. Os resultados referentes ao TCE indicaram riscos com a mesma ordem de grandeza para crianças e adultos, e com uma ordem de diferença para trabalhadores de obras. Os resultados para adultos e trabalhadores foram maiores com a aplicação das planilhas da CETESB e menores para crianças.

As diferenças entre os resultados dos riscos não carcinogênicos foram de uma ordem de grandeza, considerando a contaminação de PCE, com exceção dos riscos para crianças *on site* identificados na mesma ordem de grandeza. Os riscos quantificados com as planilhas da CETESB foram maiores que utilizando o RISC5. Os resultados para o TCE foram considerados inaceitáveis para todos os receptores investigados. Como já mencionado, o *software* RISC5 não calculou os quocientes de perigo relacionados ao TCE.

Primeiramente, essas diferenças podem ser explicadas devido aos fatores de toxicidade considerados por cada ferramenta e para cada substância de interesse. Os fatores de carcinogenicidade para o PCE foram de 0,00210 1/(mg/kg /dia) e 0,54 1/(mg/kg /dia), considerados pelas planilhas da CETESB e RISC5 para a via contato dérmico, respectivamente (QUADRO 14). Da mesma forma, os resultados de PCE foram maiores também em duas ordens de grandeza na primeira simulação com o RISC5.

A diferença entre os *slope factors* do TCE foi de uma ordem de grandeza, os valores adotados pelas planilhas da CETESB e RISC5 foram 0,046 mg/kg /dia e 0,0059 mg/kg /dia, respectivamente, como apresentado no QUADRO 14. A diferença nos riscos para TCE foi menor, pois a diferença entre os valores de *slope factor* para essa substância também foram menores.

O PCE foi assumido como a SQI mais tóxica em termos de efeitos adversos carcinogênicos pelo *software* RISC5, já o TCE para as planilhas da CETESB.

A discrepância observada para os resultados de risco não carcinogênico do PCE, assim como ocorreu para o risco carcinogênico, podem estar relacionadas a variação de uma ordem de grandeza nos valores da dose de referência utilizados pelas ferramentas. Enquanto o RISC5 considerou uma RfD de 0,01 mg/kg /dia, as planilhas da CETESB utilizaram 0,006 mg/kg /dia para o PCE. A diferença foi de uma ordem de grandeza, entretanto a mesma ordem de diferença não foi observada nos riscos associados às crianças *on site* e trabalhadores de obras.

Não foram obtidos quocientes de perigo para o TCE na primeira simulação realizada com o *software* RISC5. Como já discutido, o banco de dados padrão da ferramenta não abrangeu valores toxicológicos de efeitos não carcinogênicos para este composto. Por conta disto, não foi possível investigar se as discrepâncias entre os resultados da simulação com dados padrão se relacionaram com os parâmetros específicos das SQIs (QUADRO 14), como realizado para os riscos carcinogênicos.

Ainda, como apresentado, foi verificado que a primeira aplicação com o RISC5 resultou em riscos carcinogênicos para o TCE maiores exclusivamente para receptores crianças *on* e *off site*. Foi observado pela comparação no QUADRO 14, que a diferença entre os fatores de toxicidade utilizados para o TCE foi menor. Esses resultados demonstraram que além dos fatores toxicológicos, houve influencia dos parâmetros de exposição específicos por receptor nos riscos calculados. A comparação realizada no QUADRO 15, indicou que todos os parâmetros envolvidos nos cálculos de riscos relacionados ao TCE foram similares, exceto a área superficial exposta ao contato dérmico (AS) e o tempo de exposição por dia (AT).

A área total da pele (AS) considerada para cada receptor no RISC5 foi aproximadamente duas vezes maior que as áreas apresentadas pelas planilhas da CETESB. Portanto, a influência deste fator seria visível em outros cenários (receptores). Assim pôde-se concluir que a diferença nos resultados de risco do TCE para crianças ocorreu devido ao tempo de exposição diária considerado, bem como a outros fatores relacionados com as substâncias químicas.

O tempo de exposição para adultos nas planilhas da CETESB representa 700% o valor considerado pelo RISC5, para o trabalhador de obras chega a aproximadamente 1.400%. Enquanto o tempo para as crianças foi de apenas 200% o valor utilizado pelo RISC5 (QUADRO 15). Os valores empregados pela CETESB consideram que um adulto estará exposto a água subterrânea duran te4 horas diárias,

o trabalhador de obras durante 8 horas e as crianças 2 horas, esses valores se comparados aos utilizados pelo RISC5 de aproximadamente meia hora e 1 horas, respectivamente, podem ser qualificados como superestimados. Assim, considerando que na quantificação dos riscos esse parâmetro contribui diretamente (QUADRO 16) para o risco quantificado, os riscos calculados pelas planilhas da CETESB também podem ser considerados superestimados. Essa superestimação do tempo de exposição pode ter ocorrido pois considerou-se que o trabalhador estaria expostos durante todo o seu turno de trabalho (8 horas) ao meio físico água subterrânea, por exemplo em um escavação que atingisse o nível do lençol freático. Já no tempo considerado para os residentes adultos e crianças, o tempo poderia compreender não apenas contatos durante o banho, mas outras atividades que utilizem contato com a água, como limpeza doméstica, higiene, etc.

Esta via de exposição referiu-se ao contato dérmico durante o banho para receptores residenciais, o RISC5 utilizou tempos menores, e mais reais, para a duração do banho (17 minutos), enquanto a CETESB considerou 4 horas diárias de exposição. Ainda assim, o risco quantificado pelo RISC5 foi considerado inaceitável com duas ordens de grandeza maior que a simulação utilizando o tempo de exposição maior. Dessa forma, constatou-se que o tempo de exposição, neste caso, foi menos preponderante para o resultado final da simulação e os fatores toxicológicos tiveram maior peso para o resultado final.

Couto (2006) identificou que os fatores de exposição mais influentes na quantificação do risco são o peso corpóreo (BW), a taxa de inalação (IR) e ingestão de água e solo. Apesar dos parâmetros terem o mesmo peso na equação do ingresso (QUADRO 16) pois todos possuem a mesmo potencia exponencial, os parâmetros variam em ordem de grandeza.

Na avaliação de risco realizada por Couto (2006), ao contrário dos resultados deste trabalho, a via de exposição por contato dérmico foi considerada não significativa. Também não foi verificada a influência da área superficial da pele em seus resultados. Possivelmente, essas divergências estão relacionadas diretamente com as SQIs avaliadas, que possuem características físico-químicas e toxicológicas diferentes.

5.4.2 Inalação em ambiente aberto

Os resultados numéricos das simulações para a exposição via inalação em ambienta aberto são apresentados nas TABELA 8 a TABELA 11.

TABELA 8 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO - PCE

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite aceitável
Adulto *on site*	$1{,}56\ 10^{-08}$	$2{,}97\ 10^{-10}$	$1{,}09\ 10^{-08}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Adulto 30m *off site*	$1{,}15\ 10^{-08}$	$1{,}20\ 10^{-10}$	$2{,}73\ 10^{-11}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Criança *on site*	$9{,}47\ 10^{-09}$	$7{,}04\ 10^{-10}$	$2{,}14\ 10^{-09}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Criança 30m *off site*	$7{,}01\ 10^{-09}$	$2{,}85\ 10^{-10}$	$1{,}58\ 10^{-11}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Trabalhador de obras	$8{,}63\ 10^{-10}$	$5{,}41\ 10^{-11}$	$5{,}74\ 10^{-10}$	$1{,}00\ 10^{-5}$

FONTE: A autora (2017).

TABELA 9 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO - TCE

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite aceitável
Adulto *on site*	$2{,}23\ 10^{-07}$	$7{,}93\ 10^{-11}$	$1{,}55\ 10^{-07}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Adulto 30m *off site*	$1{,}69\ 10^{-07}$	$3{,}21\ 10^{-11}$	$1{,}82\ 10^{-08}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Criança *on site*	$1{,}35\ 10^{-07}$	$1{,}88\ 10^{-10}$	$3{,}06\ 10^{-08}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Criança 30m *off site*	$1{,}02\ 10^{-07}$	$7{,}62\ 10^{-11}$	$6{,}50\ 10^{-09}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Trabalhador de obras	$1{,}23\ 10^{-08}$	$1{,}44\ 10^{-11}$	$8{,}17\ 10^{-09}$	$1{,}00\ 10^{-5}$

FONTE: A autora (2017).

TABELA 10 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO - PCE

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite aceitável
Adulto *on site*	0,00	0,00	0,00	1,00
Adulto 30m *off site*	0,00	0,00	0,00	1,00
Criança *on site*	0,01	0,00	0,00	1,00
Criança 30m *off site*	0,01	0,00	0,00	1,00
Trabalhador de obras	0,00	0,00	0,00	1,00

FONTE: A autora (2017).

TABELA 11 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE ABERTO - TCE

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite aceitável
Adulto *on site*	0,07	NC	0,04	1,00
Adulto 30m *off site*	0,05	NC	0,01	1,00
Criança *on site*	0,20	NC	0,04	1,00
Criança 30m *off site*	0,15	NC	0,01	1,00
Trabalhador de obras	0,05	NC	0,04	1,00

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
NC: Não calculado.

Os riscos não carcinogênicos, associados ao composto PCE, foram considerados teoricamente nulos em todos os cenários avaliados com exceção do receptor criança, *on* e *off site*, na simulação com as planilhas da CETESB (0,01).

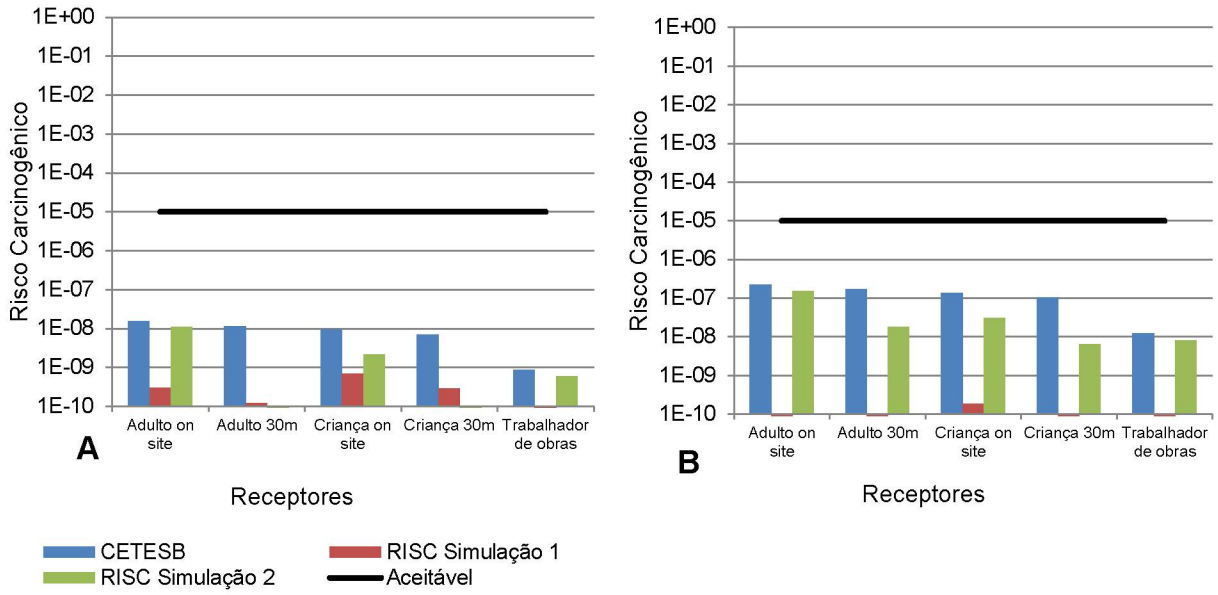
Os quocientes de perigo associados ao TCE, quantificados na segunda simulação com o *software* RISC5, foram similares (considerando duas casas decimais) para os receptores *on site* (0,04) e receptores *off site* (0,01). Os resultados provenientes da utilização das planilhas da CETESB foram diferentes para cada receptor investigado.

Os resultados das três simulações realizadas com as planilhas da CETESB e RISC5 para todos os receptores investigados derivaram riscos aceitáveis. Os riscos carcinogênicos quantificados pelas planilhas da CETESB variaram entre 8,63 10^{-10} e 2,23 10^{-07}, associados aos trabalhadores de obras expostos ao PCE e adultos *on site* inalando vapores de TCE, respectivamente. A primeira simulação com o RISC5 resultou em riscos variando entre 1,44 10^{-11} e 7,04 10^{-10}, referentes aos trabalhadores de obras expostos ao TCE e crianças *on site* ao PCE. Os quocientes de perigo com as planilhas da CETESB variaram entre nulo (considerando duas casas decimais) e 0,20 para crianças *on site* expostas ao TCE. Todos os quocientes quantificados na primeira simulação com o RISC5 foram considerados nulos para o PCE.

Diante dos resultados obtidos, a rota de exposição por inalação de PCE e TCE provenientes da fonte de água contaminada foi considerada não significante.

Na FIGURA 17 são apresentados os resultados de risco carcinogênico associados à inalação de PCE e TCE em ambiente aberto. Os gráficos foram apresentados em escala logarítmica para melhor visualização das diferenças nas ordens de grandeza dos resultados.

FIGURA 17 - GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO DE PCE (A) E TCE (B) EM AMBIENTE ABERTO



FONTE: A autora (2017).

O adulto *on site* foi o receptor mais sensível para os efeitos carcinogênicos tanto da contaminação por PCE como TCE nas simulações realizadas com as planilhas da CETESB e na segunda simulação com o RISC5. Em comparação, a primeira simulação com o *software* RISC5 resultou em maiores valores de riscos para o receptor criança. Esses resultados estão atrelados a parâmetros de exposição que dependem do receptor investigado.

Em nenhum cenário foi identificado um quociente de perigo não aceitável (maior que 1). Esse resultado significou que o ingresso (I) das SQIs nas simulações foram menores que os fatores de referência (RfC e RfD). O receptor mais crítico em relação aos efeitos não carcinogênicos foram as crianças *on site*, tanto para a contaminação de PCE como TCE.

5.4.2.1 Comparação entre planilhas da CETESB e RISC5 (2ª simulação)

Os resultados obtidos com as simulações utilizando as planilhas da CETESB e o RISC5 com os mesmos dados da CETESB foram diferentes para todos os receptores investigados. As planilhas da CETESB quantificaram riscos maiores para todos os receptores avaliados, e dessa forma, foi considerada como ferramenta mais

conservadora (a favor da segurança da população exposta) que o RISC5 para cenários de exposição via inalação em ambiente aberto.

Para esta via de exposição, os modelos matemáticos empregados pelas ferramentas simularam o transporte de contaminantes através da franja capilar e zona vadosa até o receptor, localizado em um ambiente aberto. Ambas as ferramentas consideraram o particionamento do PCE e TCE para a fase de vapor, e calcularam as concentrações de equilíbrio por meio da constante de Henry de cada SQI.

As diferenças nos resultados das simulações podem ser explicadas pelos diferentes algoritmos empregados para calculo do risco, tendo em vista que, as concentrações no ponto de exposição foram teoricamente similares como mostra a TABELA 12.

TABELA 12 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NO AR EM AMBIENTE ABERTO NO PONTO DE EXPOSIÇÃO ON SITE

SQI	Concentrações *on site* (mg/m³)							
	CETESB		RISC5					
	Residente	Trabalhador de obras	Adulto		Criança		Trabalhador de obras	
	-	-	C	NC	C	NC	C	NC
PCE	0,00031	0,00031	0,00031	0,00031	0,00031	0,00031	0,00030	0,00030
TCE	0,00028	0,00028	0,00028	0,00028	0,00028	0,00028	0,00027	0,00027

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
C: concentração associada ao tempo de exposição a carcinogênicos.
NC: concentração associado ao tempo de exposição a não carcinogênicos.

Na quantificação de riscos, como já mencionado, as planilhas da CETESB utilizaram a metodologia antiga de U.S.EPA (1989). O *software* RISC5 aplicou a nova metodologia desta mesma agência (U.S.EPA, 2009), deixando de empregar as taxas de inalação (IR) e peso corporal (BW) em seus algoritmos. Segundo Han et al. (2016), a nova metodologia afeta apenas os resultados dos receptores crianças, pois no método anterior os valores de IR e BW eram anulados com as conversões de RfC e IUR em RfD e SF, respectivamente.

Na quantificação de riscos utilizando as planilhas da CETESB, como já mencionado, os parâmetros toxicológicos, RfD e SF, foram calculados com base na RfC e na IUR, respectivamente, e na taxa de inalação e peso corporal de adultos. Dessa maneira, os riscos quantificados para crianças pode ter sido superestimado para a via inalação por não considerarem dados específicos do receptor.

A quantificação de risco para os cenários envolvendo receptores *off site* também envolveram algoritmos de transporte da pluma pela zona saturada diferentes, como já abordado nas discussões dos riscos via contato dérmico.

As concentrações nos pontos de exposição *off site* quantificadas pelos modelos matemáticos empregados por cada ferramenta são apresentadas na TABELA 13. Os valores foram apresentados em notação científica por serem de baixa ordem de grandeza.

TABELA 13 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NO AR EM AMBIENTE ABERTO NO PONTO DE EXPOSIÇÃO OFF SITE

SQI	Concentrações *off site* (mg/m³)				
	CETESB	RISC5			
	Residente	Adulto		Criança	
	-	C	NC	C	NC
PCE	$2{,}32\ 10^{-04}$	$7{,}88\ 10^{-07}$	$2{,}17\ 10^{-06}$	$2{,}28\ 10^{-06}$	$2{,}28\ 10^{-06}$
TCE	$2{,}15\ 10^{-04}$	$3{,}33\ 10^{-05}$	$5{,}85\ 10^{-05}$	$5{,}95\ 10^{-05}$	$5{,}95\ 10^{-05}$

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
C: concentração associada ao tempo de exposição a carcinogênicos.
NC: concentração associado ao tempo de exposição a não carcinogênicos.

As menores concentrações foram quantificadas para cenários *off site* no *software* RISC5, bem como os riscos carcinogênicos e não carcinogênicos.

5.4.2.2 Comparação entre planilhas da CETESB e RISC5 (1ª simulação)

Tendo em vista que os algoritmos empregados para quantificação dos riscos possuem diferenças, não foi possível realizar uma comparação entre os resultados das simulações com as planilhas da CETESB e primeira simulação com o *software* RISC5. Ainda assim, uma breve investigação dos parâmetros que levaram a tais discrepâncias por meio da avaliação dos resultados das três simulações foi realizada.

Como verificado na avaliação dos resultados da via contato dérmico, e especificamente por Han et al. (2016) para a via inalação de vapores, os parâmetros exposicionais e relacionados as SQIs podem ter influenciado nos resultados encontrados.

Comparando-se os resultados das planilhas da CETESB com os riscos da primeira simulação com o RISC5, utilizando os valores do banco de dados da

ferramenta, verificou-se que os resultados para o TCE foram mais discrepantes entre as simulações realizadas.

Também se verificou que a primeira simulação com o RISC5 resultou em valores de risco para o PCE e TCE maiores para crianças e menores para adultos. As planilhas da CETESB e a segunda aplicação do RISC5, entretanto, quantificaram os maiores riscos para os receptores adultos, para ambos contaminantes. Apesar de não ser possível identificar quais parâmetros influenciaram nesta diferença, tendo em vista as diferentes metodologias empregadas, pôde-se constatar que os parâmetros relacionados aos receptores são influentes nos resultados. A diferença entre os tempos de exposição foram maiores para os receptores crianças, sendo o tempo considerado pelo RISC5 igual a 300% aquele das planilhas da CETESB (QUADRO 15), para os adultos o maior tempo de exposição foi equivalente a 125% do menor tempo (RISC5). Pequenas diferenças também foram observadas para o parâmetro taxa de inalação.

Esses resultados também foram encontrados por Han et al. (2016) em estudo que comparou os resultados de outras duas ferramentas de avaliação de risco. Han et al. (2016) concluiu que os parâmetros de exposição influenciaram nas diferenças dos riscos calculados pelas ferramentas estudadas.

Os contaminantes críticos, responsáveis pelos maiores riscos, também foram diferentes entre as simulações. Os maiores riscos nas simulações com as planilhas da CETESB e a segunda simulação com o RISC5 foram verificados para o TCE. Em oposição, os maiores riscos calculados na primeira simulação com o RISC5 foram associados ao PCE. Dessa maneira, observou-se que houve influência também dos parâmetros específicos de cada SQI.

Esses resultados são concordantes com os parâmetros toxicológicos empregados pelas ferramentas. As unidades de risco de inalação (IUR) utilizadas pelas planilhas da CETESB para o composto PCE foram de 2,6 10^{-7} m³/µg e pelo *software* RISC5 de 5,9 10^{-6} m³/µg. As IUR do TCE foram diferentes, porém na mesma ordem de grandeza, os valores adotados pelas ferramentas foram de 4,1 10^{-6} m³/µg e 2,0 10^{-6} m³/µg, pela CETESB e RISC5, respectivamente. Esses valores demonstraram que a toxicidade carcinogênica do TCE é maior que a do PCE nas planilhas da CETESB, e de maneira oposta, que o PCE é o mais carcinogênico entre os dois compostos para o *software* RISC5.

5.4.3 Inalação em ambiente fechado

Os resultados numéricos das simulações para a exposição via inalação em ambienta fechado são apresentados por contaminante e tipo de risco nas TABELA 14 a TABELA 17.

Ambas as ferramentas utilizaram como base de seus algoritmos o modelo consagrado de Johnson e Ettinger (1991) para calcular o transporte através da franja capilar e zona vadosa e intrusão de vapores pela fundação das construções. Porém, possivelmente foram empregadas junto ao modelo original complementações ou simplificações que influenciaram no resultado final dos riscos, visto que os valores resultados foram diferentes.

Além dos modelos de transporte intermeios, nos cenários *off site*, também foram aplicados os modelos intrameios de Domenico e Yeh.

TABELA 14 – RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO - PCE

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite Aceitável
Adulto *on site*	$1{,}36\ 10^{-6}$	$4{,}02\ 10^{-6}$	$2{,}52\ 10^{-7}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Adulto 30m *off site*	$1{,}01\ 10^{-6}$	$1{,}72\ 10^{-6}$	$6{,}35\ 10^{-10}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Criança *on site*	$8{,}31\ 10^{-7}$	$9{,}92\ 10^{-7}$	$4{,}98\ 10^{-8}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Criança 30m *off site*	$6{,}15\ 10^{-7}$	$4{,}25\ 10^{-7}$	$3{,}68\ 10^{-10}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Trabalhador de obras	$4{,}09\ 10^{-8}$	NC	$6{,}65\ 10^{-9}$	$1{,}00\ 10^{-5}$

FONTE: A autora (2017).
NC: Não calculado.

TABELA 15 - RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO - TCE

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite Aceitável
Adulto *on site*	**$1{,}88\ 10^{-5}$**	$1{,}05\ 10^{-6}$	$3{,}31\ 10^{-6}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Adulto 30m *off site*	**$1{,}43\ 10^{-5}$**	$4{,}55\ 10^{-7}$	$3{,}90\ 10^{-7}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Criança *on site*	**$1{,}15\ 10^{-5}$**	$2{,}59\ 10^{-7}$	$6{,}53\ 10^{-7}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Criança 30m *off site*	$8{,}71\ 10^{-6}$	$1{,}12\ 10^{-7}$	$1{,}39\ 10^{-7}$	$1{,}00\ 10^{-5}$
Trabalhador de obras	$5{,}59\ 10^{-7}$	NC	$8{,}73\ 10^{-8}$	$1{,}00\ 10^{-5}$

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
NC: Não calculado.

TABELA 16 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO - PCE

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite Aceitável
Adulto *on site*	0,31	0,01	0,06	1,00
Adulto 30m *off site*	0,23	0,00	0,00	1,00
Criança *on site*	0,96	0,01	0,06	1,00
Criança 30m *off site*	0,71	0,00	0,00	1,00
Trabalhador de obras	0,14	NC	0,02	1,00

FONTE: A autora (2017).
NC: Não calculado.

TABELA 17 - RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO EM AMBIENTE FECHADO - TCE

Receptores	Planilhas da CETESB	Simulação 1 RISC5	Simulação 2 RISC5	Limite Aceitável
Adulto *on site*	**5,51**	NC	0,96	1,00
Adulto 30m *off site*	**4,18**	NC	0,20	1,00
Criança *on site*	**16,78**	NC	0,96	1,00
Criança 30m *off site*	**12,74**	NC	0,20	1,00
Trabalhador de obras	**2,45**	NC	0,38	1,00

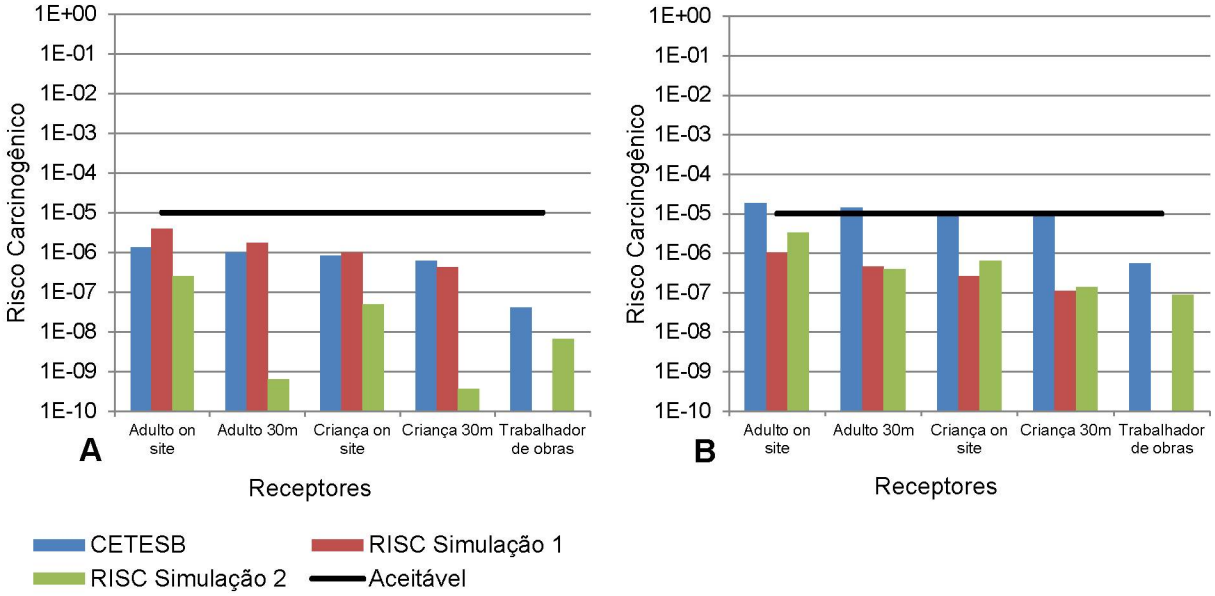
FONTE: A autora (2017).
NC: Não calculado.

Os riscos carcinogênicos quantificados pelas planilhas da CETESB variaram entre 4,09 10^{-8} para trabalhadores de obras e 1,88 10-5 associados a adultos *on site* expostos ao TCE. Os riscos não carcinogênicos quantificados pela ferramenta variaram em 0,14 e 16,78, sendo o menor quociente identificado para trabalhadores de obras e o maior para crianças *on site* expostas ao TCE no ar em ambiente fechado. Os menores riscos quantificados pela primeira simulação como RISC5 foi associado a crianças *off site* (3,68 10^{-10}) e o maior risco para o receptor adulto *on site* (3,31 10^{-6}). Os quocientes de perigo variaram entre nulo para exposição ao PCE e 0,96 associados a crianças e adultos *on site* expostos ao TCE.

Na FIGURA 18 são apresentados os resultados de risco carcinogênico associados à inalação de PCE e TCE em ambiente fechado. Os gráficos foram apresentados em escala logarítmica para melhor visualização das diferenças nas ordens de grandeza dos resultados.

O adulto *on site* foi o receptor mais sensível para os efeitos carcinogênicos tanto da contaminação por PCE como TCE nas simulações realizadas com as planilhas da CETESB e com o *software* RISC5.

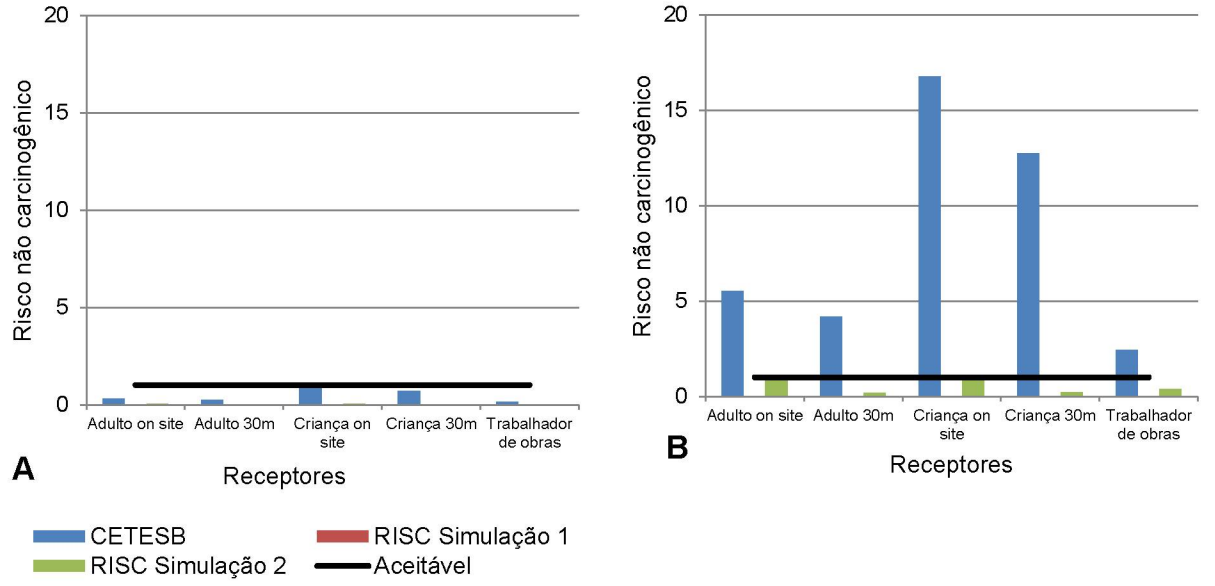
FIGURA 18 – GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO DE PCE (A) E TCE (B) EM AMBIENTE FECHADO



FONTE: A autora (2017).

Na FIGURA 19 os gráficos apresentam os valores quantificados para os riscos não carcinogênicos.

FIGURA 19 – GRÁFICOS COMPARATIVOS DOS RISCOS NÃO CARCINOGÊNICOS ASSOCIADOS À INALAÇÃO DE PCE (A) E TCE (B) EM AMBIENTE ABERTO



FONTE: A autora (2017).

Os maiores quocientes de perigo quantificados pelo *software* RISC5, em ambas as simulações, foram identificados para os receptores *on site* adulto e criança.

Os riscos quantificados pelas planilhas da CETESB indicaram a criança *on site* como receptor crítico para o PCE e o TCE.

Esses resultados são coerentes com os obtidos por Gouvêa Junior (2011) em sua comparação feita entre os riscos quantificados pelas planilhas da CETESB, U.S.EPA e *BioVapor,* pois os resultados também foram mais conservadores com a aplicação das planilhas da CETESB.

Os riscos para o receptor trabalhador de obras não foi calculado na primeira simulação utilizando o *software* RISC5, pois o tempo de exposição considerado para este cenário foi de zero hora (QUADRO 15).

As concentrações no ponto de exposição *on site* são apresentadas na TABELA 18 e as referentes ao ponto de exposição em ambiente fechado *off site* na TABELA 19.

As concentrações quantificadas pelos modelos matemáticos no ponto de exposição *on site* foram diferentes entre as ferramentas nas simulações que utilizaram os mesmos dados de entrada, comprovando a diferença da modelagem de transporte intermeios utilizada.

TABELA 18 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NO AR EM AMBIENTE FECHADO NO PONTO DE EXPOSIÇÃO *ON SITE*

SQI	Concentrações *on site* (mg/m³)							
	CETESB		RISC5					
	Residente	Trabalhador de obras	Adulto		Criança		Trabalhador de obras	
	-	-	C	NC	C	NC	C	NC
PCE	0,017	0,015	0,004	0,004	0,004	0,004	0,003	0,003
TCE	0,015	0,013	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003

TABELA 19 - CONCENTRAÇÕES DE PCE E TCE NO AR EM AMBIENTE FECHADO NO PONTO DE EXPOSIÇÃO *OFF SITE*

SQI	Concentrações *off site* (mg/m³)				
	CETESB	RISC5			
	Residente	Adulto		Criança	
	-	C	NC	C	NC
PCE	0,013	9,17E-06	2,53E-05	2,65E-05	2,65E-05
TCE	0,011	3,57E-04	6,27E-04	6,38E-04	6,38E-04

Assim como verificado para os resultados de risco, as concentrações em ambiente fechado *on site* e *off site* foram maiores com a aplicação das planilhas da CETESB.

5.5 CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS ACEITÁVEIS

As planilhas da CETESB apresentaram como resultado da avaliação de risco simulada, CMAs para cada cenário de exposição. Essas concentrações são apresentadas no APÊNDICE B. A partir delas, foram selecionadas apenas as menores concentrações (mais restritivas) para compor as metas de remediação. Observou-se que, embora as planilhas da CETESB quantifiquem os riscos acumulados por via de exposição ou substância química avaliada, a quantificação das CMAS não levou em consideração esse somatório de riscos.

O RISC5 apresentou apenas uma CMA por substância química, sendo a mais restritiva entre os riscos carcinogênicos e não carcinogênicos. Verificou-se ainda, que a CMA foi quantificada pelo *software* considerando o limite de 10^{-5} para o índice de risco e 1 para o risco de perigo, ou seja, a CMA apresentada como resultado da simulação considerou o risco acumulado da exposição por meio de várias vias de acesso do contaminante como receptor. Esta CMA portanto é mais restritiva do que aquela que considera apenas o risco associado a uma via de exposição, entretanto, ainda assim, é específica para uma substância e não agregou os riscos causados pelas outras substâncias presentes na área de estudo para a mesma via de exposição.

Dessa forma, verificou-se que a metodologia empregada para o cálculo de CMAs pelo RISC5 foi mais conservadora (no sentido da segurança da população exposta). Notou-se, portanto, uma falha nas exigências do órgão ambiental paulista, que determina simultaneamente que as CMAs quantificadas considerem o índice de risco (somatório dos riscos) a fim de proteger a população de forma sistêmica, e que seja utilizada sua ferramenta na etapa de avaliação de risco, que não quantificou as CMAs cm base nos riscos cumulativos.

Na TABELA 20, são apresentadas as CMAs mais restritivas por composto químico e por tipo de risco, no caso das simulações com as planilhas da CETESB.

As CMAs mais restritivas obtidas com a utilização das planilhas da CETESB para a área de estudo resultaram dos riscos não carcinogênicos quantificados pela ferramenta. Essas concentrações foram relacionadas à exposição de adultos via contato dérmico durante o banho com a água subterrânea contaminada com PCE e crianças expostas ao ar em ambiente fechado contaminado com vapores de TCE oriundos da água subterrânea, ambos *on site*.

TABELA 20 – PRINCIPAIS CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS ACEITÁVEIS

PCE (mg/L)			
	Planilhas da CETESB	Simulação1 RISC5	Simulação2 RISC5
Carcinogênico	0,602	0,006	0,307
Não carcinogênico	0,294		
TCE (mg/L)			
	Planilhas da CETESB	Simulação1 RISC5	Simulação2 RISC5
Carcinogênico	0,079	0,116	0,069
Não carcinogênico	0,043		

FONTE: A autora (2017).

As concentrações definidas como metas de remediação a partir dos resultados apresentados pelas planilhas da CETESB foram de: 294 µg/L para o PCE e 43 µg/L para o TCE. Notou-se que o valor referente ao composto TCE é próximo ao padrão de potabilidade da água estabelecido pela Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2011) de 20 µg/L. Ainda, observou-se que como informado anteriormente, nesta simulação de avaliação de risco, a pluma de TCE não pôde ser delimitada, e os riscos associados a esse contaminante podem ter sido subestimados.

As CMAs mais restritivas, obtidas a partir da primeira simulação com o RISC5, foram: 6 µg/L de PCE e 116 µg/L de TCE. Essas CMAs referem-se aos receptores adultos, cujos riscos acumulados foram os maiores dentre os receptores investigados. O valor de CMA sugerido para o PCE foi ainda mais restritivo que o adotado pela Resolução CONAMA N.º 420/2009 de 40 µg/L. Os valores de investigação do CONAMA são geralmente baseados em dados da OMS e representam concentrações obtidas por meio de avaliações de risco de cenários genéricos de contaminação considerando a ingestão da água subterrânea.

Os resultados obtidos da simulação com o *software* RISC5 com os valores do banco de dados das planilhas da CETESB foram: 307 µg/L para o PCE e 69 µg/L para o TCE. Neste caso, o padrão dos resultados com as planilhas da CETESB foram seguidos, ou seja, as CMAs obtidas foram maiores para o PCE e menores para o TCE. Esses resultados estão relacionados principalmente com os fatores toxicológicos empregados pelas ferramentas para cada substância.

5.6 PLANILHAS DA CETESB VERSUS RISC5

5.6.1 Gerenciamento da área contaminada

A fim de identificar as consequências que a adoção de cada ferramenta avaliada neste estudo ocasionaria ao gerenciamento da contaminação e reabilitação da área de estudo, foram identificados os cenários cujos riscos foram considerados inaceitáveis no QUADRO 20. Os riscos acima do aceitável foram identificados como carcinogênicos (C) ou não carcinogênicos (NC).

Um dos objetivos da etapa de avaliação de risco no gerenciamento de áreas contaminadas é a de subsidiar os planos de ação da fase posterior, denominada intervenção. Portanto, para os cenários identificados no QUADRO 20 as possíveis consequências, bem como sugestões, foram abordadas considerando os resultados encontrados com a utilização de cada ferramenta de maneira padrão.

QUADRO 20 – QUADRO COMPARATIVO DE CENÁRIOS COM RISCOS INACEITÁVEIS

	Planilhas da CETESB	RISC5 Simulação 1	RISC5 Simulação 2
Inalação em Ambiente Aberto			
Adulto *on site*	RA	RA	RA
Adulto 30 m *off site*	RA	RA	RA
Criança *on site*	RA	RA	RA
Criança 30 m *off site*	RA	RA	RA
Trabalhador de obra	RA	RA	RA
Inalação em Ambiente Fechado			
Adulto *on site*	**C NC**	RA	RA
Adulto 30 m *off site*	**C NC**	RA	RA
Criança *on site*	**C NC**	RA	RA
Criança 30 m *off site*	**NC**	RA	RA
Trabalhador de obra	**NC**	RA	RA
Contato Dérmico			
Adulto *on site*	**C NC**	**C**	**C NC**
Adulto 30 m *off site*	**C NC**	**C**	**NC**
Criança *on site*	**C NC**	**C NC**	**C NC**
Criança 30 m *off site*	**C NC**	**C**	**NC**
Trabalhador de obra	**NC**	**C**	**NC**

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
C: Risco carcinogênico inaceitável; NC: Risco não carcinogênico inaceitável.
RA: Risco aceitável.

5.6.1.1 Planilhas da CETESB

Considerando o tempo de ação, foi observado que todos os cenários com riscos inaceitáveis tiveram a contribuição de riscos não carcinogênicos. Estes riscos estão associados aos efeitos adversos agudos, e que podem se manifestar após uma única exposição aos contaminantes existentes na área. Mesmo que não existam receptores atualmente ocupantes ou atuantes na área de estudo, segundo os resultados obtidos com as planilhas da CETESB, os riscos inaceitáveis foram identificados fora dos limites da propriedade. Dessa forma, a comunicação sobre o risco existente deve ser a primeira medida tomada.

Em termos de abrangência de medidas, os resultados obtidos com a aplicação das planilhas da CETESB para a área de estudo indicaram a necessidade de intervenção para as vias de exposição inalação em ambiente fechado e contato dérmico com a água.

Também se verificou que a área de risco não pôde ser delimitada, pois os receptores *off site* estão sujeitos a efeitos adversos causados pela exposição via inalação ou contato dérmico. Dessa forma, para que medidas institucionais, como a proibição do uso da água, sejam aplicadas de forma eficiente, a avaliação de risco deve ser expandida para distâncias maiores que 30 m até que seja definida uma área segura (com riscos dentro do limite aceitável).

Finalmente, considerando as medidas de intervenção voltadas para a efetiva remediação da contaminação, faz-se necessária a avaliação da aplicabilidade das CMAs. Como apresentado anteriormente, as metas de remediação propostas para a área (294 µg/L para o PCE e 43 µg/L para o TCE) são muito próximas da concentração quantificada para o TCE no último monitoramento realizado (657 µg/L), e no valor de potabilidade estabelecidos pela legislação vigente, para a CMA associada ao TCE (20 µg/L). Também, foi verificado que as CMAs não são protetivas dos riscos acumulados, provenientes da exposição de mais de uma via de contato ou substância. Sabe-se ainda, que no local já foram realizadas medidas de intervenção, como a oxidação química *in situ*, e a metodologia *pump & treat*.

Diante do exposto, sugere-se a realização de uma nova avaliação de risco com uma abordagem mais representativa da contaminação da área de estudo. Mantendo-se a pretensão de utilizar as planilhas da CETESB como ferramenta de

quantificação dos riscos e CMAs, e diante da inflexibilidade na alteração de dados toxicológicos e exposicionais, sugere-se a recaracterização da pluma de contaminantes .

Em relação ao cenário de contato dérmico, a ferramenta considerou a exposição de residentes através do banho diário. Entretanto, devem ser feitas duas observações quanto a esta premissa: a primeira é referente aos valores de exposição adotados que, como apresentados e discutidos anteriormente, foram avaliados como conservadores e não representativos da realidade brasileira. A segunda consideração concerne ao próprio cenário de utilização da água subterrânea como água de banho, que é extremamente conservador considerando que a área de estudo localiza-se em uma região urbanizada e com rede de água tratada.

A fim de não se descartar a possibilidade de contato dérmico com a água subterrânea, sugere-se que seja avaliada a exposição, via contato dérmico, que possa ocorrer durante atividades de jardinagem e outras realizadas com água de um possível poço instalado em alguma das residências da região apresentada na FIGURA 12. Ainda assim, não se pode garantir que o receptor não fará uso desta água para outros fins.

5.6.1.2 RISC5

Todos os riscos quantificados como inaceitáveis na primeira simulação com o *software* RISC5 foi caracterizada pela ferramenta como carcinogênicos. Além desses, o quociente de perigo esteve acima do aceitável para o receptor criança *on site.* Entretanto, este cenário foi caracterizado no modelo conceitual da área como de ocorrência no futuro. Portanto, não são necessárias medidas de intervenção imediatas.

Riscos inaceitáveis foram associados aos receptores localizados a uma distância de 30 m da fonte. Portanto, assim como proposto para a ferramenta planilhas da CETESB, optando-se em utilizar o RISC5 para quantificar os riscos da área de estudo, deve-se considerar uma expansão da avaliação de risco, incluindo a quantificação de riscos de receptores localizados a distâncias maiores que 30 m.

Os riscos inaceitáveis quantificados pelo RISC5 abrangeram apenas o cenário de exposição via contato dérmico, logo, medidas institucionais seriam suficientes para

impedir a existência de risco. Essa abordagem foi baseada na ASTM (2015) que indica que caso o caminho de exposição à contaminação não se complete, o cenário de risco não precisará ser avaliado.

As CMAs mais restritivas, obtidas a partir da primeira simulação com o RISC5, foram: 6 µg/L de PCE e 116 µg/L de TCE. O valor de CMA sugerido para o PCE foi mais restritivo que o adotado pela Resolução CONAMA N.º 420/2009 de 40 µg/L. Neste caso, sugere-se que a avaliação de risco seja feita novamente considerando uma abordagem mais detalhada, a nível *Tier* 3 da metodologia RBCA (ASTM, 2015).

Caso o *software* RISC5 fosse utilizado aplicando-se as informações constantes no banco de dados das Planilhas da CETESB, os riscos inaceitáveis se resumiriam a não carcinogênicos para a exposição via contato dérmico, e carcinogênico apenas para os receptores crianças e adultos *on site* pela mesma via. Dessa forma, apenas medidas institucionais, como restrição do uso da água, seriam suficientes para eliminar o caminho de exposição e consequentemente o risco da população investigada. Entretanto, medidas de comunicação do risco para os cenários atuais deverão ser tomadas tendo em vista a possibilidade de risco iminente.

5.6.2 Similaridades e diferenças entre as ferramentas

A partir das simulações realizadas neste trabalho e comparação das ferramentas planilhas da CETESB e *software* RISC5 foram identificadas semelhanças e discrepâncias entre a aplicação e resultados das ferramentas.

No QUADRO 21 foram compiladas as principais características observadas para cada ferramenta empregada neste estudo.

QUADRO 21 – RESUMO PRINCIPAIS SIMILARIDADES E DIFERENÇAS ENTRE AS FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA

(continua)

	Planilhas da CETESB	RISC5
Desenvolvimento e atualização	Primeira versão em 2009	Primeira versão em 1994
	Gratuita	Licença paga
Material de apoio (manual)	Não possui	Possui manual com algumas ressalvas
Banco de dados	Banco de dados atualizado em 2012 para 755 substâncias	Banco de dados desatualizado para 128 substâncias
Receptores padrão	Limitados	Receptores aditivos e personalizáveis
	Não disponível para o receptor trabalhador off site	
Entrada de dados	Limitação de inserção de dados toxicológicos	Flexível
	Limitação de alteração de dados exposicionais	
Apresentação de resultados	No próprio arquivo do *Microsoft Excel*® Instantaneamente com a introdução/ modificação de dados	Os resultados são apresentados a parte em no *software Microsoft Excel*® Caso haja modificação dos dados de entrada a atualização dos resultados deve ser solicitada através de comando no *software* RISC5
Cenários de exposição	Não possuem cenários de exposição acidental ou eventuais	Possibilidade de personalização de cenários acidental ou eventuais
Modelagem	Mesmo algoritmo para quantificação de riscos via contato dérmico (*on site)*	
	Antiga metodologia para calculo de risco via inalação	Nova metodologia para calculo de risco via inalação
	Modelagem de transporte mais conservadora (maiores riscos *off site)*	Modelagem de transporte considera variação da concentração no ponto de exposição (*on* e *off site*)
	Apresentação dos riscos quantificados por cenários de exposição	Apresentação apenas dos maiores riscos quantificados
	Quantificação de riscos cumulativos por via de exposição e SQI	Quantificação de riscos cumulativos por SQI, via de exposição ou total
	CMAs quantificadas por SQI e via de exposição	CMAs quantificadas cumulativas por cenário de exposição ou total
Metodologia RBCA	Apenas *Tier 2* disponível	*Tier 2* e *Tier 3* disponíveis (considerando apenas mudança de dados de entrada e utilizando modelos matemáticos analíticos)
Cenário mais conservador		
Carcinogênico	X	
Não Carcinogênico	X	

QUADRO 21 – RESUMO PRINCIPAIS SIMILARIDADES E DIFERENÇAS ENTRE AS FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA

(conclusão)

Receptores críticos		
Carcinogênico	Adulto *on site*	Adulto *on site*
Não Carcinogênico	Criança *on site*	Criança *on site*
SQI mais crítica		
Carcinogênico	TCE	PCE (utilizando banco de dados da ferramenta)
Não Carcinogênico	TCE	PCE (utilizando banco de dados da ferramenta)
CMAs mais restritivas		
PCE	-	Mais conservador (abaixo da Resolução CONAMA N.º 420/2009)
TCE	Mais conservador (próxima a Resolução CONAMA N.º 420/2009)	-

A metodologia de quantificação e avaliação de risco foi similar nas duas ferramentas e baseada nos procedimentos e diretrizes estabelecidos pelas publicações da U.S.EPA. Entretanto, notou-se desatualização dos dados fornecidos como padrão pela ferramenta RISC5 e no seu manual, dessa maneira seu uso deve ser feito com a ressalva de verificação dos valores de toxicidades das substâncias avaliadas visto o desenvolvimento constante de novas pesquisas nessa área de estudo.

Os cenários disponíveis para avaliação de risco também foram diferentes entre as ferramentas, e portanto para um estudo mais detalhadado sugere-se o uso do *software* RISC5 que disponibilizou receptores e cenários mais flexíveis quanto a personalização e representação de casos reais de exposição.

Em geral, foi verificado que os modelos matemáticos, parâmetros exposicionais e principalmente parâmetros toxicológicos influenciaram nos resultados de risco e CMAs e, consequentemente, no gerenciamento dos riscos encontrados.

Os riscos foram caracterizados em carcinogênico e não carcinogênicos, e considerados acima do aceitável quando identificados acima de 1×10^{-5} (efeitos carcinogênicos) ou maiores que 1 (quociente de perigo). Os cenários mais críticos identificados na aplicação das planilhas da CETESB foram: a) efeitos carcinogênico: contaminação de TCE, para o receptor adulto on site exposto via contato dérmico ($9{,}01 \times 10^{-5}$); b) efeitos não carcinogênicos: contaminação de TCE, para o receptor criança on site exposto via inalação em ambiente fechado (16,78). Já a primeira simulação utilizando o software RISC5 resultou em: a) efeitos carcinogênicos:

contaminação de PCE, para o receptor adulto on site exposto via contato dérmico (1,06 x 10^{-3}); b) efeitos não carcinogênicos: contaminação de PCE, para o receptor criança on site exposto via contato dérmico (1,74). Por fim, os resultados críticos quantificados na segunda simulação do RISC5 foram: a) efeitos carcinogênicos: contaminação de TCE, para o receptor adulto on site exposto via contato dérmico (8,98 x10^{-5}); b) efeitos não carcinogênicos: contaminação de TCE, para o receptor criança *on site* exposto via contato dérmico (9,95). A exposição via inalação em ambiente aberto foi considerada insignificante em todas as simulações tendo em vista que os riscos quantificados ficaram abaixo de 10^{-7} e 0,20.

As avaliações de risco deste estudo foram baseadas primordialmente em dados determinísticos e resultaram em uma CMA muito próxima dos valores de investigação estabelecidos na Resolução CONAMA N.º 420/2009 (40 µg/L para PCE e 20 µg/L para TCE). As CMAs mais restritivas, menores concentrações, foram selecionadas para serem utilizadas como metas de remediação, sendo elas: 294 µg/L para o PCE e 43 µg/L para o TCE (planilhas da CETESB); 6 µg/L de PCE e 116 µg/L de TCE (primeira simulação com o RISC5); 307 µg/L para o PCE e 69 µg/L (segunda simulação com o RISC5).

No caso de uma nova simulação com as ferramentas a fim de avaliar os riscos pela abordagem *Tier* 3 da metodologia RBCA, a ferramenta disponível seria o RISC5 por possibilitar a personalização de receptores, dados exposicionais, toxicológicos e inclusão de premissas que representam melhor o meio físico.

Com base no que foi apresentado, ressalta-se que a escolha da ferramenta é subjetiva. Por meio do trabalho realizado, verificou-se que as planilhas da CETESB não empregam as metodologias mais recentes de quantificação de risco via inalação, e quantificação de concentrações máximas aceitáveis. Portanto, atenção especial deve ser dada a essa ferramenta, que tem sido cada vez mais recomendada pelos órgãos ambientais, visto que é prática, e os resultados são obtidos mais rapidamente e sem custos.

Devido principalmente à flexibilidade e a maior complexidade das premissas o uso do *software* RISC5 foi mais adequado para cenários específicos de exposição. Esta ferramenta, entretanto, deve ser usada com cautela pois a flexibilidade na entrada de dados e na escolha de modelos matemáticos pode auxiliar na determinação do risco para a área de estudo, porém, também pode resultar em

avaliações de riscos inadequadas. As informações toxicológicas do banco de dados desta ferramenta encontram-se desatualizadas e influenciaram sensivelmente na quantificação e caracterização dos riscos.

6 CONCLUSÕES

Este estudo comparou duas ferramentas empregadas na avaliação de risco à saúde humana de áreas contaminadas, sendo elas: as planilhas da CETESB e o *software* RISC5. As ferramentas foram aplicadas para um caso verídico de contaminação de água subterrânea com PCE e TCE em uma área atualmente desocupada, mas que, será utilizada para fins residenciais, no futuro.

A partir da comparação realizada verificou-se que ambas as ferramentas se basearam na mesma metodologia de avaliação de risco à saúde humana. Além disso, a principal similaridade identificada entre elas foi a equivalência nos algoritmos utilizados para o cenário de contato dérmico.

As principais divergências encontradas foram quanto: as informações toxicológicas sobre o PCE e TCE, a metodologia de quantificação de riscos associados a via inalação, os parâmetros exposicionais. Também foram identificadas limitações significantes na inserção de dados específicos sobre os hábitos dos receptores, área de estudo e substâncias químicas de interesse nas planilhas da CETESB.

Dessa forma, concluiu-se que as planilhas da CETESB foi a ferramenta mais conservadora, a favor da segurança da população exposta a contaminação. Entretanto, os CMAs quantificados foram considerados impraticáveis por se encontrarem muito próximos dos limites legais. Ainda assim, após análise da ferramenta, constatou-se que apesar da quantificação de riscos cumulativos, os CMAs não seguiram a mesma abordagem.

A partir das comparações realizadas neste trabalho, concluiu-se que a definição da melhor ferramenta dependerá do ponto de visto do usuário. As planilhas da CETESB é indicada, principalmente pela sua praticidade e conservadorismo, para o uso pelos órgãos públicos, aumentando a confiabilidade nos resultados de avaliações de risco. Enquanto o *software* RISC5, sendo mais complexo, é sugerido para o uso em casos que demandam mais detalhamento no estudo de avaliação de risco.

Sugere-se como continuação deste trabalho de pesquisa, a investigação e análise de outros cenários de exposição, além dos abordados nesta dissertação, bem como de outros compostos químicos utilizando as ferramentas avaliadas.

REFERÊNCIAS

AKVOPLAN. **Relatório de investigação detalhada**. AKVOPLAN - Meio Ambiente Planejado. Curitiba. 2009.

AKVOPLAN. **Relatório de avaliação de risco à saúde humana**. AKVOPLAN - Meio Ambiente Planejado. Curitiba. 2010.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **E1739-95: Risk-based corrective action applied at petroleum release site**. ASTM. West Conshohocken. 2012.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **E1527-13: Standard practice for environmental site assessments: phase I environmental site assessment process**. West Conshohocken. 2013.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **E1689−95: Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites**. ASTM. West Conshohocken. 2014.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **E2081-00: Standard Guide for Risk-Based Corrective Action**. ASTM. West Conshohocken. 2015.

ARAÚJO-MOURA, A. A. C. D.; CAFFARO FILHO, R. A. Panorama do gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil após a Resolução CONAMA 420/09. **Águas Subterrâneas**, p. 202-212, 26 julho 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE METALURGIA, MATERIAIS E MINERAÇÃO (ABM)/COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **CETESB divulga planilha para avaliação de riscos em áreas contaminadas**, 16 outubro 2009. Disponivel em: <https://goo.gl/6toaJw>. Acesso em: 28 março 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO/IEC 17.025: requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração**. Rio de Janeiro. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 15515-1: passivo ambiental em solo e água subterrânea parte 1: avaliação preliminar**. Rio de Janeiro. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 16.209: avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas**. Rio de Janeiro. 2013.

ÁVILA, L. **Remediação de águas subterrâneas contaminadas por compostos organoclorados (PCE/TCE) através do uso de carvão ativado e permanganato de potássio**. Dissertação (Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2012.

BACIOCCHI, R.; BERARDI, S.; VERGINELLI, I. Human health risk assessment: models for predicting the effective exposure duration of on-site receptors exposed to contaminated groundwater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, n. 1-3, p. 226-233, Setembro 2010.

BARROS, D.; CARVALHO, D. D. Utilização da metodologia RBCA em atividades de revenda de combustíveis - Estudo de caso no município do Rio de Janeiro. **XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas** , São Luis, 2012.

BRAGA, M.; BRITO, M. P. S.; ARONCHI NETO, P.; BRAGA, P. S.; BERTOLO, R. A. Investigação detalhada de uma área contaminada por etenos clorados. **I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo - Águas Subterrâneas**, São Paulo, 15 a 18 setembro 2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução N.º 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do

solo quanto à presença de substâncias qualidade do solo quanto à presença de substâncias. **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, 2009. Disponivel em: <https://goo.gl/ZdYV7r>. Acesso em: 26 março 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). Portaria N.º 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Ministério da Saúde**, Brasília, 2011. Disponivel em: <https://goo.gl/PE9Ud>. Acesso em: 26 março 2017.

BUTLER, B.; PETTS, J. **Land contamination risk assessment tools - an evaluation of some of the commonly used methods**. Loughborough University. Loughborough. 2000.

CAPELETI, A. R; LEMOS, M. M. G.; DIAS, C. L.; CASARINI, D. C. P. Quantificação das variáveis para cálculo da exposição populacional utilizando o modelo de avaliação de risco C-SOIL para gerenciamento de qualidade de solos e águas subterrâneas. **X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, São Paulo, 9 a 11 setembro 1998.

CATHCART, D. **Análise comparativa de modelos de avaliação de risco à saúde humana para o gerenciamento de áreas contaminadas**. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 168. 2014.

CATHCART, D. **Avaliação de risco à saúde humana no gerenciamento de áreas contaminadas e a sua mitigação por meio de medidas de controle**. Monografia (Especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho) Universidade do Sul de Santa Catarina. Florianópolis. 2017.

CECAN, L.; SCHNEIKER, R. A. Bioscreen, AT123D and MODFLOW/MT3D, a comprehensive review of model results. **Proceedings of Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy**, Vol. 13, Janeiro 2010.

CHANG, S.-H.; KUO, C.; WANG, J.-W.; WANG, K.-S. Comparison of RBCA and CalTOX for setting risk-based cleanup levels based on inhalation exposure. **Chemosphere**, v. 56, p. 359-367, 2004.

CHEN, Y.-C.; MA, H.-W. Model comparison for risk assessment: A case study of contaminated groundwater. **Chemosphere**, v. 63, p. 751-761, 2006.

CHIU, W. A.; JINOT, J.; SCOTT, C. S.; MAKRIS, S. L.; COOPER, G. S.; DZUBOW, R. C.; BALE, A. S.; EVANS, M. V.; GUYTON, K. Z.; KESHAVA, N.; LIPSCOMB, J. C.; BARONE Jr., S.; FOX, J. F.; GWINN, M. R.; SCHAUM, J.; CALDWELLI, J. C. Human health effects of trichloroethylene: key findings and scientific issues. **Environ Health Perpect**, 3, Março 2013. 303-311.

COMMON FORUM. About Commom Forum - History, 2018. Disponível em: <https://www.commonforum.eu/>. Acesso em: 12 maio 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Decisão de Diretoria N.º 103/2007/C/E. Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas.** São Paulo. 2007.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Encontro lança programa para conscientizar a população e os empresários sobre os procedimentos em áreas contaminadas**, 21 outubro 2009. Disponivel em: <https://goo.gl/MziByF>. Acesso em: 28 março 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Sistema ambiental paulista - áreas contaminadas. **Planilhas para avaliação de risco em áreas contaminadas sob investigação**, maio 2013. Disponivel em: <https://goo.gl/U2j1ST>. Acesso em: 02 março 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Texto explicativo - relação de áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo**. Diretoria de Controle e Licenciamento Ambiental. São Paulo. 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Decisão de Diretoria N.º 38/2017/C**. São Paulo. 2017a.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Qualidade do solo. **Valores orientadores para solo e água subterrânea**, 2017b. Disponivel em: <https://goo.gl/4B4QRe>. Acesso em: 28 março 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB), GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT (GTZ). **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo. 2001.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM), CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS (CERH-MG). **Deliberação normativa conjunta COPAM/CERH-MG N.º 02**. Belo Horizonte. 2010.

CORREIA, J. A.; RIBEIRO, R. C. D. C.; LIMA, C. A. D. Avaliação de risco à saúde humana dos resíduos gerados no beneficiamento de pegmatitos. **Jornada de Iniciação Científica**, Rio de Janeiro, v. 24, n. CETEM: MCTIC, p. 5, 2016.

COULIBALY, L.; LABIB, M. E.; HAZEN, R. Comparative studybetween CalTOX and soil screening levels modeling approaches. **Soil and Sediment Contamination**, v. 10, n. 3, p. 285-300, 2001.

COUTINHO, L. S. D. A. L; DUARTE, A. A. A. M.; NEVES, R. M.; COUTINHO NETO, B.; MANESCHY, C. E. de A.; PINHEIRO, A. M. G. S. Modelagem do tempo de execução de obras civis: estudo de caso na Universidade Federal do Pará. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 12, n. 1, p. 243-256, fevereiro 2012. ISSN ISSN.

COUTO, M. L. T. **Atualização dos fatores de exposição e sua influência nos valores de intervenção para solo do estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2006.

CUNHA, R. C. D. A. **Avaliação de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas – estudo de caso**. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo. 1997.

CUNHA, R. C. D. A. Apresentação do seminário sul-brasileiro de gerenciamento de áreas contaminadas. **Análise de Risco como Ferramenta para Tomada de Decisões**, 3 e 4 setembro 2012. Disponivel em: <https://goo.gl/BZvHd3>. Acesso em: 12 fevereiro 2017.

DAMGAARD, I.; BJERG, P. L.; BAELUM, J.; SCHEUTZ, C.; HUNKELER, D.; JACOBSEN, C. S.; TUXEN, N.; BROHOLM, M. M. Identification of chlorinated solventes degradation zones inclay till by high resolution chemical, microbial and compound specific isotope analysis. **Journal of Contaminant Hydology**, 2012.

DIAS, C. L.; LEMOS, M. M. G.; CAPELETI, A.; CASARINI, D.C.P. Derivação de valores de intervenção para chumbo, benzeno e tetracloroetileno, utilizando o modelo de avaliação de risco C_SOIL, para controle da contaminação de solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. **X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, São Paulo, 9 a 11 setembro 1998.

DIAS, C. L.; CASARINI, D. C. P.; LEMO, M. M. G. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas**. São Paulo. 2001.

DOMENICO, P. A. An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. **Journal of Hidrogeology**, Amsterdam, v. 91, p. 49-58, 1987.

DUNNIVANT, F. M.; ANDERS, E. **A basic introduction to pollutant fate and transport:** An integrate approach with chemistry, modeling, risk assesment and environmental legislation. New Jersey: Wiley-Interscience, 2006.

ECO REG DO BRASIL. **Plano de remediação**. ECO REG do Brasil Consultoria e Serviços Ambientais. Curitiba. 2011.

ECO REG DO BRASIL. **Oxidação química in situ e monitoramento ambiental**. ECO REG do Brasil Consultoria e Serviços Ambientais. Curitiba. 2013.

ECO REG DO BRASIL. **Relatório de remediação ISCO (in situ chemical oxidation)**. ECO REG do Brasil Consultoria e Serviços Ambientais. Curitiba. 2013.

ECO REG DO BRASIL. **Relatório de monitoramento ambiental**. ECO REG do Brasil Consultoria e Serviços Ambientais. Curitiba. 2014.

ECO REG DO BRASIL. **Relatório de remediação ISCO (in situ chemical oxidation)**. ECO REG do Brasil Consultoria e Serviços Ambientais. Curitiba. 2014.

ECO REG DO BRASIL. **Relatório de monitoramento ambiental**. ECO REG do Brasil Consultoria e Serviços Ambientais. Curitiba. 2016.

ECO REG DO BRASIL. **Relatório de monitoramento ambiental**. ECO REG do Brasil Consultoria e Serviços Ambientais. Curitiba. 2017.

FAN, C.; CHEN, Y.; MA, H.; WANG, G.. Comparative study of multimedia models applied to the risk assessment of soil and groundwater contamination sites in Taiwan. **Journal of Hazardous Materials**, v. 182, p. 778-786, junho 2010.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE MINAS GERAIS (FIEMG). **Gerenciamento de áreas contaminadas - conceitos e informações gerais**. Disponivel em: <https://goo.gl/tNNatz>. Acesso em: 29 março 2017.

FEENSTRA, S.; CHERRY, J. A.; PARKER, B. L. Conceptual models for the behavior of dense non-aqueous phase liquids (DNAPLs) in the subsurface. In: PANKOW, J. F.; CHERRY, J. A. **Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater**. Portland: Waterloo Press, 1996.

FERGUSON, C. C. Assessing risks from contaminated sites: policy and practice in 16 European countries. **Land Contamination & Reclamation**, Londres, v. 7, n. 2, p. 87-108, 1999.

FERNANDES, H. M.; VEIGA, L. H. S. Procedimentos integrados de risco e gerenciamento ambiental. In: BRILHANTE, O. M.; CALDAS, L. Q. D. A. **Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental**. [S.l.]: FIOCRUZ, 1999. p. 155.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Inventários de áreas suspeitas de contaminação e contaminadas no estado de Minas Gerais**. FEAM. Belo Horizonte. 2009.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Inventário de áreas contaminadas do estado de Minas Gerais**. FEAM. Belo Horizonte. 2016.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). Portal meio ambiente MG - declarações ambientais. **Gestão de áreas contaminadas**, 2017. Disponivel em: <http://www.feam.br/declaracoes-ambientais/gestao-de-areas-contaminadas>. Acesso em: 04 abril 2017.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). Portal meio ambiente MG - declarações ambientais. **Avaliação de risco em áreas contaminadas**, 2017. Disponivel em: <http://www.feam.br/declaracoes-ambientais/avaliacao-de-risco-em-areas-contaminadas>. Acesso em: 04 abril 2017.

GERIM, N. D. C. G. **Análise comparativa de metodologias de avaliação de locais contaminados**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geológica) - Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, p. 181. 2012.

GOMES, J. **Uso de uma abordagem estocástica para a avaliação do risco à saúde humana devido à ingestão de água subterrânea contaminada**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, p. 330. 2008.

GONÇALVES, J. A. C.; LENA, J. C. D. Avaliação de risco à saúde humana por contaminação natural de arsênio nas águas subterrâneas enos solos da área urbana de Ouro Preto (MG). **Revista do Instituto de Geociências**, São Pauçp, v. 13, n. 2, p. 145-148, junho 2013.

GOUVÊA JÚNIOR, J. C. R. **Influência dos parâmetros do meio físico sobre as concentrações de referência para intrusão de vapores de BTEX em ambientes fechados**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. São Paulo. 2011.

GRIMSKI, D. Revitalização de áreas degradadas e contaminadas na Alemanha e Europa. In: _____ **Remediação e revitalização de Áreas Contamiandas**. São Paulo: Signus, 2004.

HADLEY, P. W.; NEWELL, C. The new potential for understanding groundwater contaminant transport. **Groundwater**, v. 52, n. 2, p. 174-186, 2014.

HAN, L.; QIAN, L.; YAN, J.; LIU, R.; DU, Y.; CHEN, M. A comparison of risk modeling tools and a case study for human health risk assessment of volatile organic compounds in contaminated groundwater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23 N.2, n. Marcus Schulz, p. 1234-1245, january 2016.

HUANG, B.; LEI, C.; WEI, C.; ZENG, G. Chlorinated volatile organic compounds (Cl-VOCs) in environment — sources, potential human health impacts and current remediation technologies. **Environment International**, v. 71, p. 118-138, Julho 2014.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **IAP realiza seminário sobre mapeamento e gestão de áreas contaminadas**, 08 novembro 2013. Disponivel em: <https://goo.gl/WrQcKe>. Acesso em: 02 abril 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas de saneamento 2011**. IBGE. Rio de Janeiro. 2011.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Avaliação de áreas contaminadas**, 2017. Disponivel em: < https://goo.gl/a4iNvh >. Acesso em: 02 abril 2017.

IUPAC. Glossary of terms used in toxicology. **Pure Appl. Chem.**, v. 79, n. 7, p. 1153-1344, 2007. Disponivel em: <https://goo.gl/Uy1Uxc>. Acesso em: 2018 janeiro 09.

JAFFÉ, P. **Gerenciamento de contaminações por solventes clorados**. 1ª. ed. Cotia: NICKOL DO BRASIL, 2008.

JOHNSON, P. C.; ETTINGER, R. A. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. **Environmental Science & Technology**, Houston, v. 25, n. 8, p. 1445-1452, 1991.

JOUSSEF, K. L. **Influência da taxa de dose potencial variável em áreas contaminadas no cálculo de risco à saúde humana**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2013.

JOUSSEF, K. L.; NUNES, C. C.; CORSEUIL, H. X. A influência da variação temporal das concentrações de exposição em áreas contaminadas no cálculo de risco à saúde humana. **XVII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, Bonito, 2012.

KOLESNIKOVAS, C. **Avaliação de risco toxicológico para hidrocarbonetos totais de petróleo em forma fracionada aplicada à gestão e monitoramento de água subterrânea em um complexo industrial**. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências - Universidade de São Paulo. São Paulo. 2006.

KUEPER, B. H.; DAVIES, K. L. DNAPL Source zone characterization and delineation. **SERDP ESTCP Environmental Remediation Technology**, New York, 7, 2014.

MAGALHÃES, J. S. B. **Avaliação da gestão de sítios contaminados por resíduos perigosos nos EUA, Canadá, países europeus e Brasil, e exemplo de um manual simplificado de avaliação de saúde ambiental destes sítios para o Brasil**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública)- Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, p. 186. 2000.

MALUF, C. D. **Diagnóstico geoambiental e avaliação de risco à saúde humana para uma área industrial contaminada por hidrocarbonetos localizada no município de Paulínia (SP)**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Instituto de Geociências e Ciências Exatas - Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, p. 124. 2009.

MAXIMIANO, A. Apresentação do seminário FEAM - gerenciamento de áreas contaminadas em Minas Gerais. **Avaliação de Risco à Saúde Humana no Gerenciamento de Áreas Contaminadas**, 2011.

MAXIMIANO, A. M. D. S. **Determinação de níveis aceitáveis no ambiente para hidrocarbonetos utilizando o procedimento de ações corretivas baseadas no risco (RBCA). Aplicação para a cidade de São Paulo.** Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo. 2001.

MICHELS, C.; SCHNEIDER, M. R.; COELHO, J. I. E.; CORSEUIL, H. X. Avaliação de risco à saúde humana em terminais de armazenamento de petróleo e derivados: estudos de casos. **Águas Subterrâneas - Suplemento XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, São Paulo, 2004.

MINISTÉRIO DA SAÚDE (MS). **Documento base de elaboração da Portaria MS N.º2.914/2011**. Brasília. 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Áreas contaminadas. **Cidades sustentáveis**, 2017. Disponivel em: <https://goo.gl/u8oNHL>. Acesso em: 21 jan. 2017.

MORAES, S. L. D.; TEIXEIRA, C. E.; MAXIMIANO, A. M. D. S. **Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas**. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT). São Paulo. 2014.

MORRISON, R. T.; MURPHY, B. L. **Chlorinated solvents a forensic evaluation**. Cambridge: RSC Publishing, 2013.

MUMFORD, K. G.; MUSTAFA, N.; GERHARD, J. I. Probabilistic risk assessment of contaminant transport in groundwater and vapour intrusion following remediation of a contaminant source. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, 30, 21 setembro 2016. 1017-1031.

NASCIMENTO, G. G. C. C. **Análise de risco à saúde humana em área de contaminação ambiental no município de Adrianópolis, Vale do Ribeira, PR.** Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, p. 283. 2015.

OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH ADMINISTRATION (OSHA). OSHA occupational chemical database. **United States Department of Labor**. Disponivel em: <https://goo.gl/cNYUQr>. Acesso em: 15 maio 2017.

ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (MOE). **Procedures for the use of risk assessment under part XC.1 of the environmental protection act**. Toronto. 2005.

PANKOW, J. F.; FEENSTRA, S.; CHERRY, J. A.; RYAN, C. M. Dense chlorinated solvents in groundwater: background and history of the problem. In: PANKOW, J. F.; CHERRY, J. A. **Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in groundwater:** History, Behavior, and Remediation. Portland: Waterloo Press, 1996.

PANKOW, J. F.; CHERRY, J. A. **Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater:** History, Behavior, and Remediation. Portland: Waterloo Press, 1996.

PEREIRA, J. L.; ROHLFS, D. B. Exposição de populações a áreas contaminadas: avaliação de riscos como instrumento de gestão. **7ª Mostra de Produção Científica da Pós Graduação Lato Sensu da PUC Goiás**, 2012. Disponivel em: <https://goo.gl/V5Wawf>. Acesso em: 30 março 2017.

PHILIPPI JUNIOR, A.; FREITAS, V. P. D.; SPÍNOLA, A. L. S. (Eds.). **Direito ambiental e sustentabilidade**. Tamboré: Manole, 2016.

PHILP, R. B. **Ecosystems and human health toxicology and environmental hazards**. 3ª. ed. Boca Raton: CRC Press, 2013.

PINEDO, J.; IBÁÑEZ, R.; IRABIEN, Á. A comparison of models for assessing human risks of petroleum hydrocarbons in polluted soils. **Environmental Modelling & Software**, v. 55, p. 61-69, 2014.

PORFÍRIO, B.; GOMES, J.; JANISSEK, P. R. Avaliação de risco à saúde humana do aterro controlado de Morretes. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 19, n. 4, p. 441-452, 2014.

PUBCHEM. Laboratory chemical safety summary. **Open chemistry database**, 2017. Disponivel em: <https://goo.gl/TKLnvL>. Acesso em: 15 maio 2017.

REGENS, J. L.; OBENSHAIN, K. R. ; GUNTER, J. T. ; MILLER, V. Modeling radiological risks to human health from contaminated soils: Comparing MEPAS, MMSOILS, and RESRAD. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 6, n. 5, 2000.

RIVETT, M. O.; FEENSTRA, S.; CHERRY, J. A. A controlled field experiment on groundwater contamination by a multicomponent DNAPL: creation of the emplaced-

source and overview of dissolved plume development. **Contaminant Hidrology**, n. 49, p. 111-149, novembro 2000.

SANCHEZ, L. H. **Desengenharia:** o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais. São Paulo: Edusp, 2001.

SANTOS, M. D. A. **Avaliação de risco à saúde humana por exposição ambiental a hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos - estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde) Universidade de Brasília. Brasília. 2009.

SÃO PAULO (ESTADO). **Decreto N.º 59.263, de 5 junho de 2013. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas**. Legislação do Estado de São Paulo. São Paulo. 2013.

SCIULLI, B. E. **Remediação do composto tetracloroeteno em subsuperfície através do processo de oxidação química in situ (ISCO)**. Dissetação (Mestrado em Hidrogeologia e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo. 2008.

SENAGA, M. **Planilha CETESB deve ser utilizada no cálculo de risco à saúde humana e remediação em áreas contaminadas**, 08 setembro 2010. Disponivel em: <https://goo.gl/xoVv8k>. Acesso em: 03 março 2017.

SEPE, P. M.; SILVA, F. A. N. D. Revitalização de áreas contaminadas no município de São Paulo. In: AUTORES, V. **Remediação e Revitalização de Áreas Contaminadas**. São Paulo: Signus Editora, 2004.

SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM INDUSTRIAL (SENAI). **Relatório de investigação confirmatória**. SENAI-CIC/CETSAM. Curitiba. 2008.

SONG, S. O papel da análise de risco na remediação de áreas contaminadas. In: AUTORES, V. **Remediação e Revitalização de Áreas Contaminadas**. São Paulo: Signus Editora, 2004.

SPENCE, L.; WALDEN, T. **RISC5 user's guide**. [S.l.]: Spence Environmental Engineering e British Petroleum, 2013.

SQUISSATO, B. V. A. D. O. **Aplicação de sistema de informações geográficas para avaliação de**. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente), Instituto de Geociências e Ciências Exatas - Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, p. 110. 2012.

TEIXEIRA, C. E.; MOTTA, F. G.; MORAES, S. L. D. **Panorama do setor de gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil ("panorama GAC")**. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. São Paulo. 2016. (ISBN).

TERRELL, D. **Avaliação da qualidade da água subterrânea e, área de mineração de caulim: impactos e perspectivas de remediação, município de Mogi das Cruzes, SP.** Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) Universidade de São Paulo. São Paulo. 2007.

TOLEDO, M. C. **Avaliação probabilística de riscos à saúde humana em área contaminada por organoclorados**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública), Universidade de São Paulo. São Paulo. 2016.

TRAVIS, C.; OBENSHAIN, K. R.; REGENS, J. L.; WHIPPLE, C.. Limitations of multimedia models for use in environmental decision making. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 71, p. 51-60, 2001.

TRAVIS, C.; OBENSHAIN, K. R.; GUNTER, J. T.; REGENS, J. L.; WHIPPLE, C. Using multimedia modeling to expedite site characterization. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 11, n. 5, p. 302-306, 2004.

UMBUZEIRO, G. D. A. **Guia de potabilidade para substâncias químicas**. São Paulo: Limiar, 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). Risk assessment and management framework for decision making, 1985. Disponivel em: <https://goo.gl/zIhY18>.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). **Risk assessment guidance for superfund volume I human health evaluation manual (part A)**. Washington D.C. 1989.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). **Guidelines for carcinogen risk assessment**. Washington D.C. 2005.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). **Risk assessment guidance for superfund volume I: human health evaluation manual (part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment)**. Washington D.C. 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). **Exposure factor handbook: 2011 Edition**. National Center for Environmental Assessment. Washington, p. 1436. 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). Superfund remedy report. 14ª. ed. [S.l.]: [s.n.], 2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). NPL site totals by status and milestone, 2017a. Disponivel em: <https://goo.gl/Twxa1M>. Acesso em: 08 abril 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). The NRC risk assessment paradigm, 2017b. Disponivel em: <https://goo.gl/ERNULc>. Acesso em: 16 janeiro 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). Regional screening levels (RSLs), 2017c. Disponivel em: <https://goo.gl/LATyFM>. Acesso em: 01 outubro 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S.EPA). Contaminants at superfund sites, 2017d. Disponivel em: <https://goo.gl/wKnVyE>. Acesso em: 08 abril 2017.

VEIGA, L. H. S.; FERNANDES, H. M. Avaliação de risco para a saúde humana e ecossistemas. In: BRILHANTE, O. M.; CALDAS, L. Q. D. A. **Gestão e avaliação de risco em saúde humana**. [S.l.]: FIOCRUZ, 1999. p. 155.

XAVIER, L. L.; LOUREIRO, C. D. O. Análise de risco ambiental em cenários de contaminação do solo: uma avaliação metodológica comparativa. In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2004, Cuiabá. **Anais.**, Belo Horizonte, n. Águas Subterrâneas, 2004.

YONG, R. N. **Geoenvironmental engineering:** contaminated soils, pollutant fate and mitigation. Boca Raton: CRC Press LLC, 2001.

YOSHINARI, A. **Estudo comparativo entre o modelo analítico de Domenico (1987) e Wexler (1992) e suas implicações no gerenciamento de passivos ambientais**. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro. 2015.

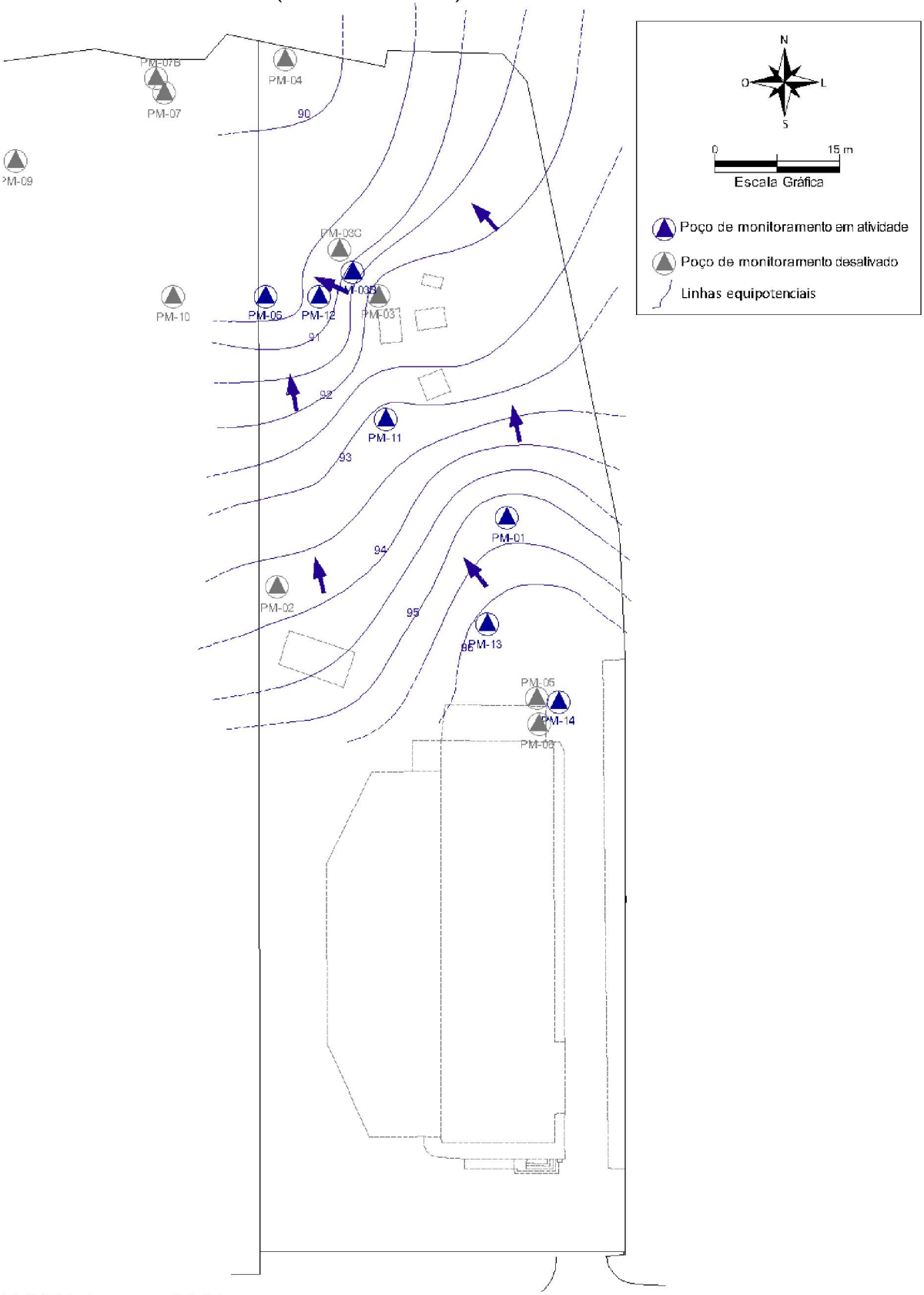
YOSHINARI, A.; TERAMOTO, E. H.; CHANG, H. K. Erro associado à solução aproximada de domenico em casos reais de contaminação e suas implicações para a quantificação de risco. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 1, p. 1-12, 2015.

ZHENG, F.; GAO, B.; SUN, Y.; SHI, X.; Xu, H.; Wu, J.; GAO, Y. Removal of tetrachloroethylene from homogeneous and heterogenous porous media: combined

effects of surfactant solubilization and oxidant degradation, v. 283, p. p. 595-603, Agosto 2015.

APÊNDICE A - CROQUIS DA ÁREA DE ESTUDO

MAPA POTENCIOMÉTRICO (JANEIRO DE 2017)



FONTE: A autora (2017).

APÊNDICE B - CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS ACEITÁVEIS QUANTIFICADAS PELAS PLANILHAS DA CETESB

CARCINOGÊNICO			
PCE (mg/L)			
Via de Exposição	**Inalação em Ambiente**		**Contato**
Receptor	**Aberto**	**Fechado**	**Dérmico**
Trabalhador de obra	RA	RA	RA
Residente adulto *on site*	RA	RA	0,60236
Residente criança *on site*	RA	RA	RA
Residente adulto *off site*	RA	RA	RA
Residente criança *off site*	RA	RA	RA
TCE (mg/L)			
Via de Exposição	**Inalação em Ambiente**		**Contato**
Receptor	**Aberto**	**Fechado**	**Dérmico**
Trabalhador de obra	RA	RA	RA
Residente adulto *on site*	RA	0,37886	0,07918
Residente criança *on site*	RA	0,62197	0,36775
Residente adulto *off site*	RA	0,49909	0,10431
Residente criança *off site*	RA	RA	0,48446
NÃO CARCINOGÊNICO			
PCE (mg/L)			
Via de Exposição	**Inalação em Ambiente**		**Contato**
Receptor	**Aberto**	**Fechado**	**Dérmico**
Trabalhador de obra	RA	RA	RA
Residente adulto *on site*	RA	RA	0,31624
Residente criança *on site*	RA	RA	0,29376
Residente adulto *off site*	RA	RA	0,42732
Residente criança *off site*	RA	RA	0,39695
TCE (mg/L)			
Via de Exposição	**Inalação em Ambiente**		**Contato**
Receptor	**Aberto**	**Fechado**	**Dérmico**
Trabalhador de obra	RA	0,29067	0,19320
Residente adulto *on site*	RA	0,12944	0,07588
Residente criança *on site*	RA	0,04250	0,07049
Residente adulto *off site*	RA	0,17052	0,09996
Residente criança *off site*	RA	0,05599	0,09285

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
RA – Risco aceitável, CMA não considerada para definição de meta de remediação.

APÊNDICE C – NÍVEIS D'ÁGUA AFERIDOS EM JANEIRO DE 2017 NA PROPRIEDADE AVALIADA

Poço de Monitoramento	NA (m*)
PM-01	4,78
PM-02	2,72
PM-03	0,75
PM-03B	1,13
PM-03C	0,63
PM-04	1,16
PM-06	1,16
PM-11	2,56
PM-12	1,13
PM-13	4,02
PM-14	6,64
Média	2,43

FONTE: A autora (2017).
LEGENDA:
* metros abaixo do topo da tubulação

ANEXO 1 - COMPILAÇÃO DE RESULTADOS ANALÍTICOS DO MONITORAMENTO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ÁREA DE ESTUDO REALIZADO POR ECO REG DO BRASIL (2017).

RESULTADOS ANALÍTICOS DO MONITORAMENTO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

SUBSTÂNCIAS	Res. CONAMA N.º 420/2009	PM-01	PM-03B	PM-06	PM-11	PM-12	PM-13	PM-14
PCE (µg/L)	40	**175,40**	**48,10**	10,40	**85,10**	**252,80**	**110,10**	**657,80**
TCE (µg/L)	20*	**116,70**	**79,90**	**27,40**	**60,30**	**221,10**	11,30	**713,30**

FONTE: Adaptado de ECO REG do Brasil (2016) e BRASIL,2009.
LEGENDA:
(*): Valor orientador estabelecido pela Portaria Ministério da Saúde (MS) de Potabilidade Nº 2914/11.
(**0.0**): Parâmetro acima do Valor de Investigação.