



Bianca de Souza Hacon

**Influência do meio físico no risco à saúde em áreas
contaminadas por HPAs**

Dissertação de Mestrado

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do Centro Técnico Científico da PUC-Rio.

Orientador: Prof. Eurípedes do Amaral Vargas Junior
Co-orientadora: Prof^a. Raquel Quadros Velloso

Rio de Janeiro
Outubro de 2016



Bianca de Souza Hacon

**Influência do meio físico no risco à saúde em áreas
contaminadas por HPAs**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do Centro Técnico Científico da PUC-Rio. Aprovada pela Comissão Examinadora abaixo assinada.

Prof. Eurípedes do Amaral Vargas Junior

Orientador

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – PUC-Rio

Prof^a. Raquel Quadros Velloso

Co-Orientadora

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – PUC-Rio

Prof^a. Ana Cristina Malheiros Gonçalves Carvalho

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – PUC-Rio

Prof. Ricardo Gonçalves Cesar

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Marcio da Silveira Carvalho

Coordenador Setorial do Centro Técnico Científico – PUC-Rio

Rio de Janeiro, 31 de outubro de 2016

Todos os direitos reservados. É proibida a reprodução total ou parcial do trabalho sem autorização da autora, do orientador e da universidade.

Bianca de Souza Hacon

Graduou-se em Engenharia Ambiental na PUC-Rio em 2011. Iniciou sua pesquisa em Avaliação de Risco à Saúde Humana durante a graduação através da pesquisa PIBIC e ingressou na área de consultoria ambiental em 2010, onde permanece até os dias atuais. Nesta, participa de diversos projetos de avaliação de risco em áreas contaminadas. Participou de diversos cursos e congressos na área de geotecnia ambiental, investigação ambiental e avaliação de risco e impactos à saúde em áreas contaminadas

Ficha Catalográfica

Hacon, Bianca de Souza

Influência do meio físico no risco à saúde em áreas contaminadas por HPAs / Bianca de Souza Hacon ; orientador: Eurípedes do Amaral Vargas Jr. ; co-orientadora: Raquel Velloso. – 2016.

183 f. : il. color. ; 30 cm

Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil, 2016.

Inclui bibliografia

1. Engenharia civil – Teses. 2. Avaliação de risco à saúde humana. 3. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. 4. Áreas contaminadas. 5. Parâmetros do meio físico. 6. Análise de sensibilidade. I. Vargas Júnior, Eurípedes do Amaral. II. Velloso, Raquel. III. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Engenharia Civil. IV. Título.

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais, que sempre me ensinaram que devemos fazer o que amamos, mesmo que isto requeira um grande esforço. À minha mãe, Sandra, por sempre me ensinar tanto, e ser um exemplo de profissional com sua incansável busca por conhecimento e ética. Ao meu pai, Derek, que mesmo tendo partido há 4 anos, se faz presente em tanto momentos. Obrigada por ter me ensinado a seguir na leveza e a tentar ultrapassar as limitações.

Agradeço à minha irmã por ter sido sempre um companheira de vida, nos momentos mais difíceis e bonitos que tivemos e por ter trazido o Mica para nossas vidas.

Ao Vicente por ter sido um companheiro sempre disposto a ajudar, na proximidade ou na distância.

Às minhas amigas e amigos que tanto me apoiaram e impulsionaram ao longo do processo de mestrado. Mesmo com minha ausência prolongada, nunca deixaram de estar presentes.

Às minhas companheiras de mestrado que se tornaram grandes amigas, Maria e Cris, que deram força e companhia para que o mestrado continuasse sendo possível mesmo com o trabalho, ao longo de fins de semanas e noites de estudos.

Ao meu orientador e co-orientadora, Professores Eurípedes Vargas e Raquel Velloso, pelas discussões e orientações.

Aos meus companheiros de trabalho da AECOM pelo constante compartilhamento do conhecimento e pela compreensão nos momentos nos quais estive mais ausente.

À PUC, por ser um ambiente de estudo no qual é um prazer estudar, e por oferecer recursos que possibilitem esta experiência, e aos integrantes do Departamento de Engenharia Civil pelo auxílio prestado ao longo do mestrado.

Resumo

Hacon, Bianca de Souza; Junior, Eurípedes do Amaral Vargas (Orientador). **Influência do meio físico no risco à saúde em áreas contaminadas por HPAs.** Rio de Janeiro, 2016. 183p. Dissertação de Mestrado – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

No Brasil, os riscos à saúde humana resultantes da exposição a compostos químicos vêm sendo abordados há poucos anos. Em 2009 foi publicada a Resolução CONAMA 420 que deu início à regulamentação desta prática e em 2013 o procedimento de avaliação de riscos à saúde humana em áreas contaminadas foi normatizado através da NBR 16209. Esta dissertação apresenta um estudo de avaliação de risco à saúde humana a partir de um estudo de caso de uma área contaminada com hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), considerando a exposição de futuros trabalhadores da área. Diante dos resultados obtidos foi realizada uma análise de sensibilidade dos parâmetros do meio físico da área de estudo para que fosse possível determinar e recomendar quais devem ser melhor investigados em estudos de áreas contaminadas com HPAs. Os resultados de risco à saúde humana mostraram que a rota de exposição mais crítica para o estudo de caso é a inalação de vapores em ambientes fechados, devido à ocorrência de compostos de baixo peso molecular, como o naftaleno. A análise de sensibilidade mostrou que o parâmetro do meio físico que exerceu maior influência nos resultados de risco à saúde humana foi a fração de carbono orgânico (FOC). Quanto maior a FOC menor foi o risco por inalação em ambientes abertos, fechados ou contato direto com a água subterrânea.

Palavras-chave

Avaliação de risco à saúde humana; hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; áreas contaminadas; parâmetros do meio físico; análise de sensibilidade.

Abstract

Hacon, Bianca de Souza; Junior, Eurípedes do Amaral Vargas (Advisor). **Influence of the soil physical parameters in risk to human health in areas contaminated by PAHs**. Rio de Janeiro, 2016. 183p. Dissertação de Mestrado – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

In Brazil, the risks to human health from exposure to chemical compounds have been discussed since few years ago. In 2009 federal resolution CONAMA 420 was published, starting the regulation of this practice, and in 2013 the procedure of human health risk assessment (HHRA) in contaminated areas was regulated by the Brazilian Regulatory Standard (NBR) 16209. This dissertation presents a HHRA for a case study of an area contaminated with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), considering the exposure of future workers in the area. Based on the results a sensitivity analysis of the soil physical parameters of the study area was performed to determine and recommend which of the parameters should be further investigated in studies of areas contaminated with PAHs. The results of the HHRA showed that the most critical exposure pathway to case study is the inhalation of indoor air due to the occurrence of low molecular weight compounds such as naphthalene. The sensitivity analysis showed that the soil physical parameter that had greater influence on the risk results was the fraction of organic carbon (FOC). The higher the FOC the lower was the risk for inhalation in outdoor spaces, enclosed spaces or direct contact with groundwater.

Keywords

Human health risk assessment; polycyclic aromatic hydrocarbons; contaminated areas; soil physical parameters; sensitivity analysis.

Sumário

1 Introdução	18
1.1 Objetivos	19
1.2 Organização do trabalho	20
2 Marco Teórico	22
2.1 A importância da geotecnia na avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas	22
2.1.1 Parâmetros do Meio Físico	23
2.1.2 Mecanismos de transporte e partição dos HPAs	29
2.2 Caracterização dos Contaminantes: Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos	34
2.2.1 Principais fontes de contaminação por HPAs e principais meios afetados	35
2.2.1.1 HPAs em meios aquáticos	37
2.2.1.2 HPAs na atmosfera	38
2.2.1.3 HPAs no solo	39
2.2.2 Propriedades físico-químicas dos HPAs	40
2.2.3 Vias e Rotas de Exposição por HPAs	43
2.2.4 Propriedades toxicológicas dos HPAs	43
2.3 Avaliação de Risco à Saúde Humana	44
2.4 Análise de Sensibilidade	47
3 Metodologia	49
3.1 Avaliação de Risco à Saúde Humana	50
3.1.1 Coleta, Avaliação e Validação dos Dados	50
3.1.2 Avaliação da Exposição	56
3.1.2.1 Caracterização da Exposição	56
3.1.2.2 Identificação dos Caminhos de Exposição	58
3.1.2.3 Quantificação da Exposição	60

3.1.3 Análise da Toxicidade	74
3.1.4 Caracterização do Risco	74
3.2 Análise de Sensibilidade dos Parâmetros do Meio Físico	77
4 Resultados e Discussão	79
4.1 Caracterização da Área de Estudo	79
4.1.1 Histórico e Caracterização da Contaminação	80
4.1.2 Caracterização Hidrogeológica	81
4.2 Cenário atual de contaminação na área de estudo	82
4.3 Avaliação da Exposição	89
4.3.1 Identificação dos Caminhos de Exposição	89
4.3.2 Identificação das Rotas de Exposição	91
4.3.3 Seleção das Substâncias Químicas de Interesse	92
4.4 Análise da Toxicidade	95
4.5 Quantificação da Exposição	98
4.6 Caracterização do Risco	104
4.7 Análise de Sensibilidade dos Parâmetros do Meio Físico	106
4.7.1 Condutividade Hidráulica	107
4.7.2 Porosidade	110
4.7.3 Gradiente Hidráulico	114
4.7.4 Profundidade do Nível D'água	117
4.7.5 Fração de Carbono Orgânico (FOC)	120
4.8 Análise de Incertezas	123
4.9 Limitações do Estudo	125
5 Conclusões	127
5.1 Estudos Futuros	130
6 Referências bibliográficas	131
7 Apêndices	144

Apêndice I – Dados de entrada e saída do programa <i>Risk-Based Corrective Action</i> (RBCA) para cálculo do risco à saúde humana.	144
Apêndice II – Resultados da análise de sensibilidade do risco à saúde humana frente à variação dos parâmetros do meio físico.	178

Lista de figuras

Figura 1 - Comparação entre (A) um cubo contendo esferas de mesmo diâmetro e (B) um cubo contendo esferas com vazios preenchidos por grãos de diâmetro menor, resultando em uma porosidade inferior à do cubo A (Modificado de Fetter, 2001).	24
Figura 2 - Efeitos de diferentes permeabilidades no transporte de contaminantes em um meio heterogêneo. (a) condições de contorno; (b) meio homogêneo; (c) existência de uma única camada de alta permeabilidade (K_2); (d) duas lentes de baixa permeabilidade (K_2); (e) duas lentes de alta permeabilidade (K_2) (Modificado de Freeze & Cherry, 1979).	26
Figura 3 - Representação do transporte de contaminantes por advecção e dispersão (Modificado de Freeze & Cherry, 1979).	31
Figura 4 - Variação das concentrações de equilíbrio de HPAs selecionados (Modificado de Mackay & Callcott, 1998).	32
Figura 5 - Equilíbrio dinâmico de HPAs entre as diferentes fases e sua relação com propriedades físico-químicas.	34
Figura 6 - Etapas da Avaliação de Risco à Saúde Humana (Modificado de U.S. EPA, 1989) seguida da Análise de Sensibilidade dos parâmetros geotécnicos, adaptadas para o presente estudo de caso.	50
Figura 7 - Fluxograma esquemático das etapas de coleta de dados até a realização da Avaliação de Risco à Saúde Humana.	51
Figura 8 - Localização das Sondagens de Reconhecimento e Poços de Monitoramento Instalados.	53
Figura 9 - Desenho esquemático da área de estudo e pontos de coleta.	83
Figura 10 - Potenciais caminhos de exposição para a área de estudo (Modificado de ITRC, 2015).	90
Figura 11 - Modelo Conceitual de Exposição da Área de Estudo	92
Figura 12 - Relação entre a variação dos valores de condutividade hidráulica e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.	108
Figura 13 - Relação entre a variação dos valores de condutividade hidráulica e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.	109

Figura 14 - Relação entre a variação dos valores de condutividade hidráulica e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.	109
Figura 15 - Relação entre a variação dos valores de condutividade hidráulica e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.	110
Figura 16 - Relação entre a variação dos valores de porosidade do solo e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.	112
Figura 17 - Relação entre a variação dos valores de porosidade do solo e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.	112
Figura 18 - Relação entre a variação dos valores de porosidade do solo e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.	113
Figura 19 - Relação entre a variação dos valores de porosidade do solo e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.	113
Figura 20 - Relação entre a variação dos valores de gradiente hidráulico e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.	115
Figura 21 - Relação entre a variação dos valores de gradiente hidráulico e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.	115
Figura 22 - Relação entre a variação dos valores de gradiente hidráulico e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.	116
Figura 23 - Relação entre a variação dos valores de gradiente hidráulico e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.	116
Figura 24 - Relação entre a variação dos valores de profundidade do nível d'água e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.	118
Figura 25 - Relação entre a variação dos valores de profundidade do nível d'água e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.	119
Figura 26 - Relação entre a variação dos valores de profundidade do nível d'água e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.	119
Figura 27 - Relação entre a variação dos valores de profundidade do nível d'água e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.	120
Figura 28 - Relação entre a variação dos valores de FOC e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.	121

Figura 29 - Relação entre a variação dos valores de FOC e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.	122
Figura 30 - Relação entre a variação dos valores de FOC e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.	122
Figura 31 - Relação entre a variação dos valores de FOC e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.	123

Lista de tabelas

Tabela 1 - Coeficientes de partição que governam o transporte de HPAs no meio subterrâneo	32
Tabela 2 - Propriedades físico-químicas de HPAs considerados prioritários.	42
Tabela 3 - Parâmetros de exposição dos receptores expostos na área de estudo.	57
Tabela 4 - Valores centrais e variações dos parâmetros do meio físico considerados no presente estudo.	78
Tabela 5 - Estatística descritiva dos resultados analíticos das amostras de solo superficial.	86
Tabela 6 - Estatística descritiva dos resultados analíticos das amostras de solo subsuperficial.	87
Tabela 7 - Estatística descritiva dos resultados analíticos das amostras de água subterrânea.	88
Tabela 8 – Resultados dos parâmetros geotécnicos do solo da área de estudo.	89
Tabela 9 – Resultados da Seleção de SQIs para a Avaliação de Risco à Saúde Humana na Área de Estudo	93
Tabela 10 - Dados de carcinogenicidade e toxicidade das SQIs selecionadas no presente estudo	96
Tabela 11 – Parâmetros de exposição e do meio físico utilizados	99
Tabela 12 - Resultados da Quantificação das Doses de Ingresso e Concentrações de Exposição dos HPAs para compostos carcinogênicos e não carcinogênicos	102
Tabela 13 – Resultados da quantificação do risco para receptores sobre a fonte de contaminação.	104
Tabela 14 - Resultados da quantificação do risco para receptores a 20 m de distância da fonte de contaminação.	104
Tabela 15 - Resultados da quantificação do risco para receptores a 100 m de distância da fonte de contaminação.	105

Lista de siglas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
APM – alto peso molecular
ARSH – Avaliação de Risco à Saúde Humana
ASTM – *American Society for Testing and Materials*
atm – atmosfera
ATSDR – *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*
BPM – baixo peso molecular
CAS – *Chemical Abstract Service*
CE – concentração de exposição
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CF – fator de conversão
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
 C_{PDE} – concentração no ponto de exposição
 C_0 – concentração inicial
DA – dose absorvida
DNAPL – *dense non aqueous phase liquid*
EFSA – *European Food Safety Authority*
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAD – fator de absorção dérmica
FD – frequência de detecção
FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente
FI – fração ingerida
FOC – fração de carbono orgânico
GC/MS – *Gas Chromatography / Mass Spectrometry*
IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis
IDEM – *Indiana Department of Environmental Management*
INEA – Instituto Estadual do Ambiente
H – constante de Henry
Hg – mercúrio

HPA – Hidrocarboneto policíclico aromático

H₂O – água

i – gradiente hidráulico

I – ingresso

IARC – *International Agency for Research on Cancer*

IEC – *International Electrotechnical Commission*

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia

IRIS – *Integrated Risk Information System*

ISO – *International Organization for Standardization*

ITRC – *Interstate Technology & Regulatory Council*

IUR – *Inhalation Unit Risk*

K_{aw} – coeficiente de partição ar / água

K_{oa} – coeficiente de partição octanol – ar

K_{oc} – coeficiente de partição carbono orgânico / água

K_{ow} – coeficiente de partição octanol - água

LNAPL – *light non aqueous phase liquid*

LQ – limite de quantificação

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MO – matéria orgânica

n – porosidade

NAPL – *non aqueous phase liquid*

n_e – porosidade efetiva

NBR – Norma Brasileira Regulamentadora

NRC – *National Research Council*

OAT – *one-at-a-time*

PDE – ponto de exposição

PID – *photoionization detector*

RBCA – *Risk-Based Corrective Action*

RfC – concentração de referência

RfD – dose de referência

SCF – *Scientific Committee on Food*

SF – *Slope Factor*

SQI – substância química de interesse

SVOC – compostos orgânicos semi-voláteis

TCEQ – *Texas Commission on Environmental Quality*

U.S. EPA – *United States Environmental Protection Agency*

VI – valores de investigação

VOC – compostos orgânicos voláteis

V_t – volume total de solo

V_v – volume de vazios do solo

V_v^i – volume de vazios interligados

μg – microgramas

*“Não te aflijas com a pétala que voa:
também é ser deixar de ser assim.
Rosas verá, só de cinzas franzida,
mortas, intactas pelo teu jardim.
Eu deixo aroma até nos meus espinhos
ao longe, o vento vai falando de mim.
E por perder-me é que vão me lembrando,
por desfolhar-me é que não tenho fim.”*

4º Motivo da Rosa (Cecília Meirelles)

1

Introdução

Áreas contaminadas podem ser definidas como áreas, terrenos ou edificações que apresentem concentrações de substâncias químicas que possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou outros bens a proteger (MMA, 2015).

Um dos principais e mais antigos marcos da discussão acerca do risco à saúde em áreas contaminadas data de 1956, quando em Minamata foi confirmado o envenenamento de centenas de pessoas por mercúrio resultante do lançamento de dejetos contendo este metal na baía de Minamata. Esta ocorrência no Japão foi o início de uma série de casos, que incluem o caso de Love Canal, nos Estados Unidos da América, e tantos outros casos de desdobramentos à saúde humana como resultado do contato com compostos químicos.

Setenta anos após o ocorrido em Minamata diversos ainda são os desafios no gerenciamento de resíduos perigosos e de compostos químicos que podem gerar risco à saúde, e inúmeras são as ciências que aplicam seus esforços nesta tarefa que exige tamanha multidisciplinaridade.

No Brasil, os riscos à saúde resultantes da exposição a compostos químicos vêm sendo abordados há poucos anos. Mais precisamente, em 2009 foi publicada a Resolução CONAMA 420 que deu início à regulamentação do gerenciamento de áreas contaminadas e em 2013 o procedimento de avaliação de riscos à saúde humana em áreas contaminadas foi normatizado através da Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) 16209.

Apesar destes importantes passos, em 2015 apenas três dos 26 estados brasileiros colocavam em prática o que foi estabelecido na Resolução CONAMA 420 (ARAÚJO-MOURA; FILHO, 2015).

Quando trata-se de risco à saúde humana em áreas contaminadas e tomada de decisão a partir dos resultados obtidos, deve-se considerar que uma equação deve ser solucionada: a equação de viabilidade de reabilitação de uma área e proteção da saúde

dos receptores presentes. Esta equação nem sempre é facilmente concluída nem tampouco possui uma única solução. As soluções devem ser acordadas entre os diversos atores envolvidos, incluindo indivíduos ou populações afetadas, empreendedores, governo e órgãos ambientais locais, e o corpo técnico envolvido na avaliação dos riscos.

Investigações ambientais requerem um aporte de verba considerável, principalmente quando é necessário um grande detalhamento para a realização de estudos de risco à saúde. Portanto, antes de investir recursos e esforços na obtenção de uma grande quantidade de dados, é necessário entender quais dados devem ser melhor detalhados para que a incerteza nos resultados seja reduzida e a saúde humana protegida.

A análise de sensibilidade de parâmetros envolvidos nos modelos matemáticos é essencial para este entendimento. No presente estudo optou-se por avaliar quais parâmetros do meio físico exercem maior influência nos resultados de risco à saúde humana.

A partir de um estudo de caso de uma área contaminada com hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) foi realizada uma avaliação de risco à saúde humana para que fosse caracterizado e quantificado o risco à saúde para futuros trabalhadores que irão ocupar a área de estudo. Diante dos resultados obtidos foi realizada uma análise de sensibilidade dos parâmetros do meio físico da área estudada para que fosse possível determinar e recomendar quais devem ser melhor investigados em estudos de áreas contaminadas com HPAs.

1.1

Objetivos

O objetivo geral do presente estudo é avaliar quais parâmetros do meio físico exercem maior influência na exposição humana em áreas contaminadas por HPAs.

Os objetivos específicos deste estudo são:

- Realizar um levantamento bibliográfico das principais características de HPAs no que toca à sua dinâmica no meio, principais fontes existentes e potencial tóxico à saúde humana;

- Realizar um levantamento histórico da evolução do processo de Avaliação de Risco à Saúde Humana no Brasil e no mundo;
- Descrever os principais parâmetros geotécnicos e físico-químicos capazes de influenciar a dinâmica de HPAs no meio subterrâneo e no transporte até potenciais receptores;
- Calcular o risco à saúde humana para a área contaminada por HPAs considerada no estudo de caso;
- Realizar uma análise de sensibilidade dos principais parâmetros do meio físico para determinar quais exercem maior influência sobre o risco à saúde humana na área contaminada com HPAs.

1.2

Organização do trabalho

O presente estudo foi organizado da seguinte forma: o Capítulo 1 apresenta a introdução ao tema e a motivação para a realização desta pesquisa, bem como seus objetivos.

O Capítulo 2 apresenta o embasamento teórico para a pesquisa que foi realizada. Neste capítulo são apresentados os principais temas abordados neste estudo com referência às pesquisas já realizadas e conhecimentos existentes e consolidados sobre parâmetros geotécnicos e físico-químicos relevantes, dinâmica de contaminantes no meio subterrâneo, caracterização dos HPAs, avaliação de risco e análise de sensibilidade. O Capítulo 2 tem como objetivo embasar o leitor para a compreensão da metodologia e resultados do estudo.

O Capítulo 3 apresenta a metodologia adotada nesta pesquisa. Neste capítulo são discutidos os métodos de Avaliação de Risco à Saúde Humana praticados internacionalmente e no Brasil e de Análise de Sensibilidade utilizados.

O Capítulo 4 apresenta os resultados da caracterização da área de estudo, a descrição da contaminação existente no cenário abordado no estudo de caso, os resultados da Avaliação de Risco à Saúde Humana e da Análise de Sensibilidade dos parâmetros do meio físico no estudo de risco à saúde humana, bem como as incertezas e limitações deste estudo.

Em seguida, o Capítulo 5 apresenta as conclusões do estudo a partir dos resultados obtidos. As referências bibliográficas utilizadas são apresentadas no Capítulo 6.

2 Marco Teórico

2.1

A importância da geotecnia na avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas

O gerenciamento de áreas contaminadas visa a minimizar os riscos à saúde humana e ao meio ambiente através da identificação e diagnóstico da contaminação e intervenção para posterior reabilitação da área, até as concentrações das substâncias detectadas atingirem níveis aceitáveis para o uso pretendido futuro, isto é, concentrações que não representem riscos à saúde pública.

De acordo com o Banco de Dados Nacional de Áreas Contaminadas, apenas os estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais possuem cadastro de áreas contaminadas (IBAMA, 2015), com um total de 136, 631 e 617 áreas contaminadas ou reabilitadas, respectivamente (INEA, 2015; CETESB, 2014; FEAM, 2015).

No que se refere à redução dos riscos à saúde humana, uma importante etapa é o conhecimento do meio através do qual a contaminação pode migrar. O conhecimento dos aspectos geotécnicos de um meio é um importante pilar na realização da avaliação de risco, uma vez que a identificação dos mecanismos de transporte de contaminantes em meios porosos permite a caracterização dos compartimentos ambientais (água, solo, vapor) mais críticos em termos de exposição humana em áreas contaminadas. O conhecimento dos aspectos geotécnicos do meio também é determinante para a avaliação da extensão da contaminação e para a previsão da possibilidade desta atingir receptores sensíveis, oferecendo risco à sua saúde. Desta forma, o conhecimento dos mecanismos de transporte possibilita a tomada de decisões a partir do conhecimento dos dados do meio físico para o detalhamento do cenário de contaminação e exposição, e possibilita que o risco a populações expostas seja reduzido. Isto somado a outros conhecimentos dos compartimentos ambientais envolvidos, como concentração de contaminantes, suas formas químicas, comportamentos dos ciclos biogeoquímicos, além do histórico de ocupação da área

estudada e tipo de exposição, poderá impedir a ocorrência de efeitos adversos resultantes da exposição a áreas contaminadas.

Através do conhecimento de dados da geotecnia local é possível priorizar a análise geotécnica do solo de uma determinada área contaminada para, então, detalhar a extensão da área a ser investigada para futuras análises químicas dos compostos de interesse, otimizando custos e tempo de estudo.

2.1.1 Parâmetros do Meio Físico

Os parâmetros do meio físico exercem influência sobre a distribuição das concentrações de compostos químicos (BEAR; CHENG, 2010, FETTER, 2001, MA et al., 2016) atuando diretamente nos cenários de risco em áreas contaminadas (JACQUES; REZENDE, 2013). Diversos são os parâmetros do meio físico que podem exercer esta influência (MAXWELL; KASTENBERG, 1999; BASTOS, 2005; JACQUES; REZENDE, 2013), e no presente estudo foram avaliados aqueles com maior potencial de impacto na variação do risco à saúde humana em áreas contaminadas com HPAs.

De acordo com a análise feita por Bastos (2005) em uma área impactada por hexaclorohexano (HCH), a distância longitudinal da fonte de contaminação, a porosidade, a permeabilidade, o tempo de simulação do modelo utilizado, o gradiente hidráulico, a dispersividade longitudinal e o decaimento da fonte foram os principais parâmetros a alterar os resultados de risco à saúde humana. Os resultados apresentados por Maxwell e Kastenber (1999) indicaram que a permeabilidade e dispersão do contaminante imprimem influência no resultado de risco à saúde humana, enquanto mecanismos de sorção não representam um efeito de primeira ordem nos resultados observados. Jacques & Rezende (2013) concluíram que em um cenário de contaminação por benzeno a velocidade de Darcy é a principal variável sobre os resultados de risco, e Ma et al. (2016), concluíram que a profundidade da fonte, a concentração do contaminante, permeabilidade do vapor (diretamente proporcional à condutividade hidráulica do solo) e porosidade exercem maior influência em cenários de intrusão de vapores. Segundo a U.S. EPA (2004), a porosidade e a fração de carbono orgânico são alguns dos parâmetros que podem impactar diretamente os riscos à saúde por inalação de vapores contendo compostos

tóxicos. Com base nestes dados e nas características específicas da área, foram selecionados os seguintes parâmetros do meio físico no presente estudo: condutividade hidráulica, porosidade, gradiente hidráulico, profundidade do nível d'água e fração de carbono orgânico, uma vez que os compostos de interesse (HPAs) têm tendência à sorção à matéria orgânica, principalmente os de alto peso molecular (contendo três ou mais anéis) (PEDROZO et al., 2002; HOWSAM; JONES, 1998).

A porosidade (n) é a fração de solo ocupada por poros, e é dada pela relação entre o volume de vazios do solo (V_v) e seu volume total (V_t). A porosidade é adimensional, seu valor varia entre zero e um, e pode ser expressa também em percentual, multiplicando-se o valor por 100.

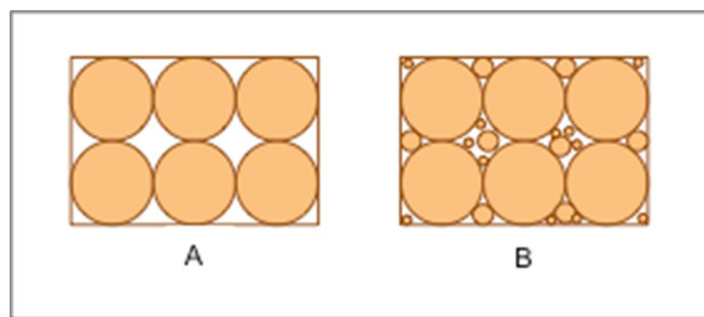


Figura 1 - Comparação entre (A) um cubo contendo esferas de mesmo diâmetro e (B) um cubo contendo esferas com vazios preenchidos por grãos de diâmetro menor, resultando em uma porosidade inferior à do cubo A (Modificado de Fetter, 2001).

Os poros intragranulares e intergranulares existentes no solo podem estar interconectados ou não. O espaço ocupado por poros interconectados que possibilita que haja fluxo entre eles é chamado de porosidade efetiva (n_e) (FITTS, 2013). Quando trata-se de fluxo de contaminantes, a porosidade efetiva é um parâmetro de grande importância, pois reflete a porosidade que de fato vai permitir que a água e o contaminante migrem, atingindo potenciais receptores. A porosidade efetiva pode ser bastante menor do que a porosidade total, e é dada pela relação entre o volume de vazios interligados (V_v^i) e o volume total de solo (V_t).

$$n_e = V_v^i / V_t$$

eq. (1)

A porosidade pode exercer grande influência na condutividade hidráulica. Geralmente, solos com alta porosidade possuem alta condutividade hidráulica (FREEZE; CHERRY, 1979). Uma exceção a esta regra, no entanto, é a argila que, por vezes, pode apresentar alta porosidade devido ao arranjo flocular dos grãos, e baixa condutividade hidráulica. Areias apresentam alta porosidade, que pode variar de acordo com a distribuição granulométrica (areais grossas, médias e finas).

A condutividade hidráulica, também chamada de permeabilidade, representa a facilidade com a qual um fluido percorre o meio poroso. A condutividade hidráulica depende exclusivamente das características do solo, diferente da permeabilidade intrínseca, que retrata a facilidade com a qual um fluido atravessa o meio poroso, mas considera características tanto do meio poroso quanto do próprio fluido.

Quando trata-se de áreas contaminadas, a condutividade hidráulica do meio assume grande importância, pois é um indicador da velocidade com a qual o contaminante pode migrar através de mecanismos de transporte primário, atingindo meios secundários, levando à exposição humana. A condutividade hidráulica está relacionada tanto com a migração do contaminante na fase aquosa quanto na forma de vapor. A permeabilidade efetiva do ar é diretamente proporcional à permeabilidade intrínseca do material que, por sua vez é diretamente proporcional à condutividade hidráulica do solo (JOHNSON, 2002).

Além disso, a condutividade hidráulica é determinante para o transporte de contaminantes em meios heterogêneos, uma vez que o caminho preferencial do contaminante dar-se-á através das camadas mais permeáveis do solo e estes tenderão a se acumular sobre camadas menos permeáveis, conforme apresentado na **Figura 2**.

A **Figura 2** mostra os efeitos de diferentes permeabilidades no transporte de contaminantes em meios heterogêneos. Na figura (a) são apresentadas as condições de contorno consideradas nas figuras (b) a (e), com uma fonte de contaminação localizada acima da seção avaliada, os limites da área nas extremidades direita e esquerda, ausência de fluxo na base, nível d'água constante, uma zona de descarga à direita, e permeabilidade K_1 na seção apresentada. O fluxo é representado através da área pontilhada, compreendida entre as linhas de fluxo. A figura (b) apresenta um meio homogêneo no qual o fluxo ocorre através da área pontilhada através da seção; a figura (c) considera a existência de uma camada de alta permeabilidade (K_2), sendo

K_2 100 vezes maior do que K_1 ; a figura (d) considera a existência de duas lentes de baixa permeabilidade (K_2), onde K_2 é 100 vezes menor do que K_1 ; e, por fim, a figura (e), com duas lentes de alta permeabilidade (K_2), onde K_2 é 100 vezes maior do que K_1 .

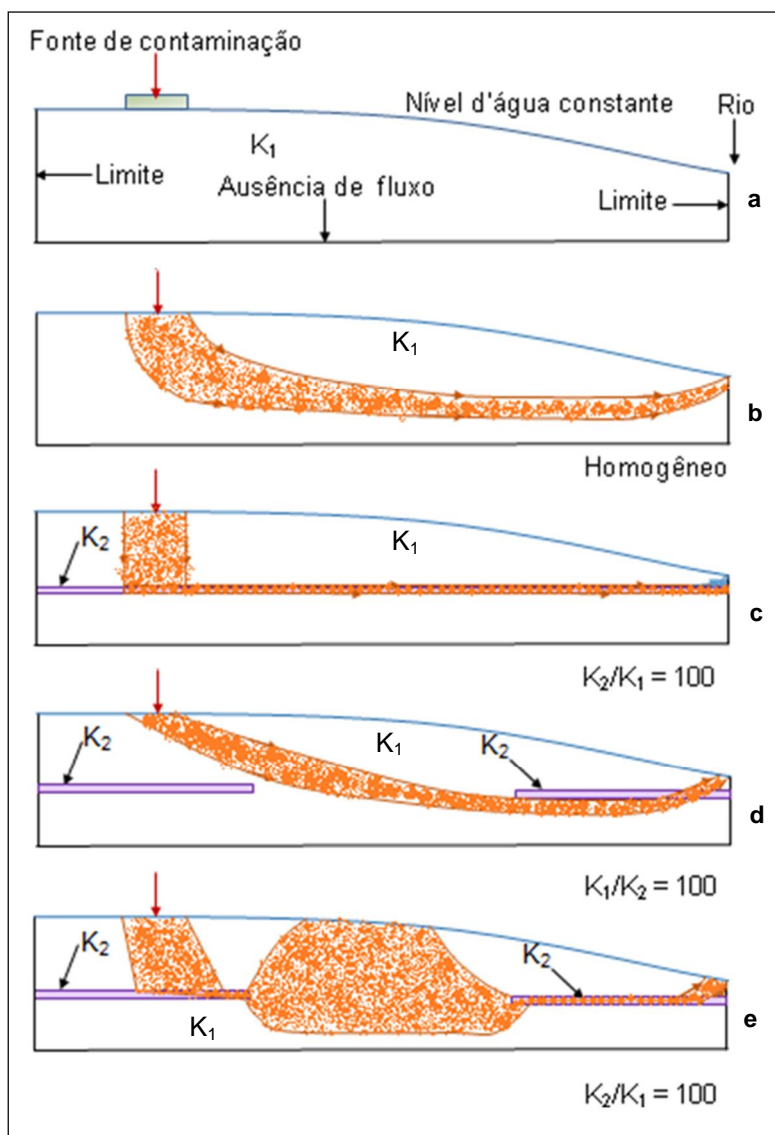


Figura 2 - Efeitos de diferentes permeabilidades no transporte de contaminantes em um meio heterogêneo. (a) condições de contorno; (b) meio homogêneo; (c) existência de uma única camada de alta permeabilidade (K_2); (d) duas lentes de baixa permeabilidade (K_2); (e) duas lentes de alta permeabilidade (K_2) (Modificado de Freeze & Cherry, 1979).

No entanto, a permeabilidade do meio não deve ser analisada de forma isolada. Argilas possuem baixa permeabilidade, mas devido à sua capacidade de reter matéria orgânica podem ser a grande responsável por reter parte dos contaminantes que se ligam facilmente a compostos orgânicos, como os HPAs.

Em se tratando de compostos hidrofóbicos adsorvidos ao solo, como HPAs, a principal propriedade relacionada ao grau de adsorção de um material é seu teor de matéria orgânica (LOGAN, 2012), que pode ser expressa através da fração de carbono orgânico (*fraction of organic carbon* - FOC) do solo. Este parâmetro pode ser compreendido como uma propriedade química do solo, mas que representa a porção de matéria orgânica disponível capaz de adsorver contaminantes orgânicos no solo (IDEM, 2007). De acordo com a agência ambiental norte americana (*United States Environmental Protection Agency – U.S. EPA*), o carbono orgânico compreende aproximadamente 58% do teor de matéria orgânica (MO) existente no solo superficial. Solos superficiais tendem a apresentar teores de MO maiores do que solos subsuperficiais, que geralmente têm seu percentual de FOC reduzido a 0,2% do teor de MO.

Valores de FOC podem ser obtidos através de análises geotécnicas de amostras de solo deformadas através do método publicado pela Embrapa Solos (2011). As amostras devem ser coletadas em áreas não contaminadas, com a mesma litologia da área a ser estudada e em diferentes profundidades. O valor da FOC reduz de forma significativa com a profundidade, portanto o valor a ser utilizado em estudos de Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH) deve ser a média das FOCs das diferentes profundidades (IDEM, 2007).

A relação entre a concentração do composto no vapor e a FOC pode ser observada através da expressão abaixo (MCALARY; PROVOOST; DAWSON, 2011). Observa-se que a concentração no vapor (C_{sg}) é inversamente proporcional à fração de carbono orgânico.

$$C_{sg} = \frac{C_{bs}}{\frac{1}{H} \times [FOC \times K_{OC} + \frac{1}{\rho_b} \times (\theta_{ws} + \theta_{as}) \times H]} \quad \text{eq. (2)}$$

Onde

C_{sg} é a concentração do composto na fase vapor no solo, expresso em microgramas por litro ($\mu\text{g/L}$);

C_b é a concentração do composto no solo, expressa em microgramas por quilograma ($\mu\text{g/kg}$);

H é a constante de Henry para o composto, expressa em microgramas por litro de vapor por microgramas por litro de água [$(\mu\text{g/L-vapor})/(\mu\text{g/L-H}_2\text{O})$];

FOC é a fração de carbono orgânico (adimensional);

K_{oc} é o coeficiente de partição carbono orgânico / água em mililitros por grama (mL/g);

ρ_b é a densidade do solo em gramas por mililitro (g/mL);

θ_{ws} é a umidade volumétrica do solo (adimensional);

θ_{as} é o conteúdo volumétrico de ar do solo (adimensional), dado pela diferença entre a porosidade total e θ_{ws} ;

Outro parâmetro importante no transporte de contaminantes e, portanto, na ARSH, é o gradiente hidráulico (i), dado pela relação entre a diferença de carga entre dois pontos e a distância entre estes dois pontos em condições de fluxo laminar (FREEZE; CHERRY, 1979).

O gradiente hidráulico indica a dimensão da variação de carga em uma dada seção, e indica a direção de migração do contaminante (NRC, 1994). A partir daí é possível estimar o trajeto do contaminante no meio.

A importância da profundidade do nível d'água (NA) no cenário de contaminação e ARSH, resulta do fato desta determinar a distância que o contaminante liberado no meio deve percorrer para atingir o lençol freático e a distância a ser percorrida pelo contaminante na forma de vapor.

HPAs podem ser classificados como sendo de baixo peso molecular (BPM) quando contêm três ou menos anéis aromáticos, e de alto peso molecular (APM), contendo 4 ou mais anéis aromáticos. De forma geral, HPAs de BPM podem ser encontrados dissolvidos em água ou na forma volátil, e aqueles de APM são mais frequentemente encontrados adsorvidos a partículas sólidas (JONSSON et al., 2007).

No caso de HPAs, se o composto tiver BPM, a profundidade do NA se traduzirá no espaço disponível que o vapor proveniente da água subterrânea contaminada tem para se dispersar ou atingir ambientes onde o ar será inalado. Por exemplo, uma área com nível d'água muito profundo pode levar o contaminante a se dispersar ao longo da zona não saturada e chegar à superfície com concentração baixa a ponto de não representar risco à saúde humana. Em contrapartida, se o nível d'água for raso, isto é, se a distância entre a água subterrânea contaminada e o receptor for pequena, é provável que o vapor não sofra dispersão suficiente para reduzir sua concentração, aumentando a probabilidade de oferecer risco à saúde. Segundo a U.S. EPA (2015a), há maior potencial de ocorrência de cenário de intrusão de vapores quando o nível d'água é raso. Uma vez que gases oferecem pouca resistência ao fluxo devido à sua baixa viscosidade, o transporte na fase gasosa na zona vadosa do solo é muito mais rápido do que o transporte advectivo na água subterrânea.

Contaminantes na fase vapor podem migrar na zona vadosa através de advecção ou difusão molecular. A advecção pode ocorrer devido a variações na densidade na fase gasosa criadas pela presença de contaminantes na fase vapor. Tanto a advecção quanto a difusão do vapor na zona vadosa do solo serão muito mais rápidas do que os mesmos mecanismos na zona saturada (FITTS, 2013).

A mobilidade do contaminante na fase líquida ou em solução é muito maior na zona saturada do que na zona não saturada (TRUEX; CARROLL, 2013). Uma vez que o contaminante atinge o lençol freático ele é transportado por meio da advecção, podendo atingir grandes distâncias. Mesmo que o contaminante seja um HPA, que tende a ser hidrofóbico, isto é, tem baixa afinidade com a água, ele pode ser adsorvido a pequenas partículas sólidas que irão migrar com a água. Contudo, esta migração provavelmente terá uma velocidade menor do que a dos compostos em solução.

2.1.2

Mecanismos de transporte e partição dos HPAs

A estabilidade química dos HPAs possibilita que estes compostos sejam transportados por longas distâncias, possibilitando sua detecção em locais distantes das fontes de contaminação primárias (NRC, 1994). Portanto, ressalta-se a importância da compreensão dos mecanismos de transporte e dos parâmetros geotécnicos do meio no qual o contaminante se encontra para que seja possível prever sua distribuição e a

futura ocorrência de seus impactos diretos e indiretos. No presente capítulo serão enfatizados os mecanismos de transporte de HPAs no meio subterrâneo, na zona saturada e na zona vadosa. É importante distinguir o fluxo de água subterrânea do transporte de contaminantes, uma vez que este último depende da interação entre mecanismos como advecção, difusão e dispersão, e de como o contaminante interage com o solo (BERKOWITZ; DROR; YARON, 2008).

Uma vez que um composto encontra-se em solução na água subterrânea ou adsorvido a partículas do solo, a migração seguirá a direção do fluxo da água através da advecção. A velocidade da advecção terá a mesma taxa da velocidade linear média do fluxo de água subterrânea, dada por:

$$v_x = -\frac{k}{n_e} \frac{\partial h}{\partial l} \quad \text{eq. (3)}$$

Onde

v_x = velocidade linear média

k = condutividade hidráulica

n_e = porosidade efetiva

$\partial h/\partial l$ = gradiente hidráulico

A velocidade de migração depende de quão hidrofóbico é o composto, uma vez que quanto maior sua hidrofobicidade, menor será a velocidade de transporte, pois ele terá mais afinidade com as partículas sólidas e orgânicas ao longo do percurso e tenderá a se adsorver a elas.

Ao longo do fluxo subterrâneo, a contaminação em contato com as partículas sólidas do meio poroso, as variações e heterogeneidades de variadas escalas, tenderá a sofrer um “espalhamento”, ou dispersão (BEAR; CHENG, 2010). Este processo faz com que o contaminante atinja áreas que não seriam alcançadas sem tal efeito. A dispersão, bem como os demais mecanismos de transporte de contaminantes, é altamente influenciada por parâmetros do meio físico descritos anteriormente e reduz a concentração inicial (C_0) do contaminante, uma vez que, além de espalhar, mistura a concentração existente com água que originalmente não contém contaminantes,

causando uma diluição de C_0 . A dispersão ocorre de formas distintas dependendo do tipo de fonte (contínua ou pulso).

Os mecanismos de advecção e dispersão são ilustrados na **Figura 3**. Na figura A há o espalhamento do contaminante devido à presença das partículas de solo. A figura B apresenta a avaliação temporal da concentração quando ocorre a dispersão de contaminantes, mostrando o espalhamento longitudinal e transversal e a diluição dos compostos, levando à redução da concentração original liberada na fonte.

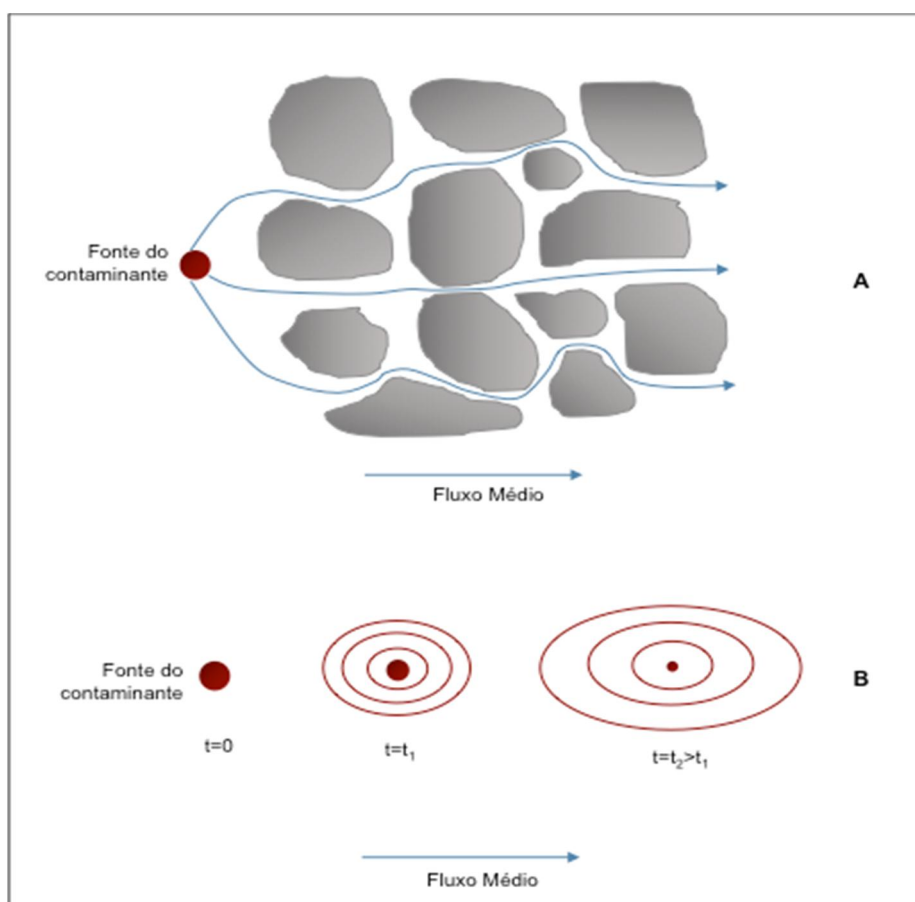


Figura 3 - Representação do transporte de contaminantes por advecção e dispersão (Modificado de Freeze & Cherry, 1979).

A partição de contaminantes orgânicos pode ocorrer entre três meios ou fases: ar, água e matéria orgânica, seja ela na biota, em solos ou sedimentos (MACKAY; CALLCOTT, 1998). Sua partição depende das características físico-químicas de cada composto (HOWSAM; JONES, 1998). Os coeficientes de partição governam os mecanismos de transporte dos contaminantes, e no que se refere aos HPAs, os principais são o coeficiente de partição octanol / água (K_{ow}), coeficiente de partição ar

/ água (K_{aw}), ou constante da lei de Henry (H'), coeficiente de partição octanol / ar (K_{oa}) e coeficiente de partição carbono orgânico / água (K_{oc}).

Estes quatro coeficientes são adimensionais e suas equações são apresentadas abaixo, na **Tabela 1**.

Tabela 1 - Coeficientes de partição que governam o transporte de HPAs no meio subterrâneo

Coeficiente	Equação	Parâmetros
K_{ow}	$K_{ow} = C_{oc}/C_w$ eq. (4)	C_{oc} : concentração em equilíbrio do composto em octanol C_w : concentração do composto em água
$K_{aw}^{(1)}$	$K_{aw} = H/RT$ eq. (5)	H : constante de Henry ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) T : temperatura (K) R : constante dos gases ($8,314 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol K}$)
K_{oa}	$K_{oa} = K_{ow} / K_{aw}$ eq. (6)	K_{ow} : coeficiente de partição octanol / água K_{aw} : coeficiente de partição ar / água
K_{oc}	$0,41 K_{ow}^{(2)}$ eq. (7)	K_{ow} : coeficiente de partição octanol / água

Legenda: ¹ K_{aw} pode ser equivalente à constante de Henry adimensional (H');

² O fator 0,41 pode variar entre 0,1 a aproximadamente 1, dependendo da natureza do carbono orgânico (MACKAY; CALLCOTT, 1998).

Através dos coeficientes de partição dos compostos orgânicos é possível identificar a qual meio o contaminante terá maior afinidade. A **Figura 4** mostra um exemplo de partição entre matéria orgânica (octanol), água e ar para os HPAs naftaleno, fenantreno, pireno e benzo(a)pireno diante de uma concentração de $10^6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de octanol.

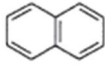
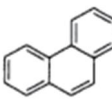
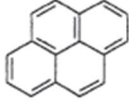
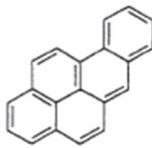
				
	Naftaleno	Fenantreno	Pireno	Benzo(a)pireno
Ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7,4	0,035	0,0025	0,000017
Água ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	427	26,9	6,61	0,910
Octanol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.000.000	1.000.000	1.000.000	1.000.000

Figura 4 - Variação das concentrações de equilíbrio de HPAs selecionados (Modificado de Mackay & Callcott, 1998).

Observa-se que quanto maior o número de anéis aromáticos, menor é sua concentração na água e ainda menor no ar.

Para compostos capazes de sofrer volatilização a temperaturas ambientes, como voláteis, semi-voláteis de baixo peso molecular e metais específicos (Hg, por exemplo), é possível haver migração de contaminantes através da zona não saturada, lateralmente e/ou verticalmente. Sua subsequente dissolução na água subterrânea pode ampliar a zona de contaminação do aquífero. A tendência de um contaminante volatilizar pode ser determinada a partir da constante da lei de Henry, de forma que quanto maior a constante de Henry (H) de um determinado contaminante, maior a sua tendência a volatilizar. Esta e outras características físico-químicas dos HPAs são apresentadas na Seção 2.2.2.

Além das fases sólida, vapor, e líquida (dissolvida em água), HPAs podem se apresentar na forma de fase líquida não aquosa e imiscível em água, também chamada de NAPL (*non aqueous phase liquid*), como são mais conhecidos (BERKOWITZ; DROR; YARON, 2008). A capacidade e dinâmica de migração dos NAPLs é regida por propriedades do contaminante e do meio físico (FITTS, 2013).

Devido à baixa solubilidade em água, os NAPLs não se comportam como fase dissolvida, e seu transporte é altamente influenciado por forças gravitacionais, diferenças de carga hidráulica, e pela presença de camadas de baixa permeabilidade como lentes de argila e o topo rochoso (FETTER, 1999; JACKSON et al., 2006). Propriedades como densidade, viscosidade e tensão interfacial do contaminante também determinam como ocorre a migração dos NAPLs (NRC, 1994).

Os NAPLs podem atuar como fonte secundária de contaminantes dissolvidos e na fase vapor, uma vez que o NAPL residual que fica retido nos poros da zona não saturada pode liberar contaminantes sob forma de vapor e na fase dissolvida continuamente até que desapareça completamente ou até que seja degradado a ponto de não ser mais capaz de liberar contaminantes. A partição entre a fase dissolvida e a fase vapor depende da volatilização relativa e da solubilidade em água de cada composto, diretamente relacionados aos coeficientes de partição K_{ow} e K_{oa} apresentados nesta seção, conforme apresentado na **Figura 5**.

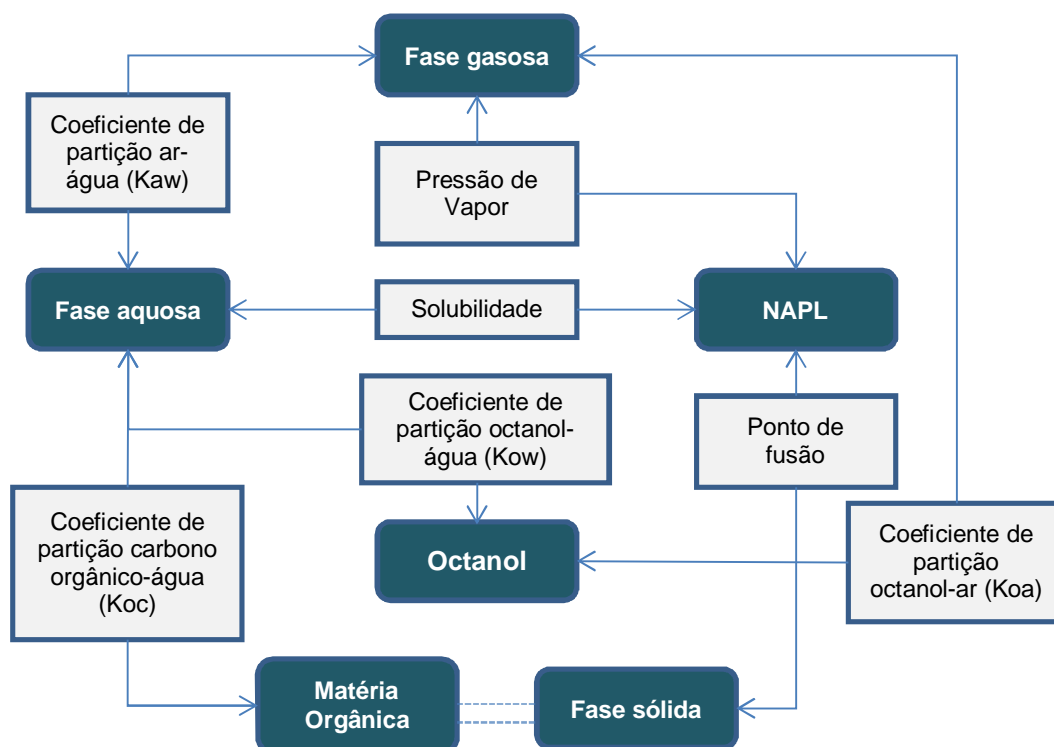


Figura 5 - Equilíbrio dinâmico de HPA entre as diferentes fases e sua relação com propriedades físico-químicas.

2.2

Caracterização dos Contaminantes: Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são compostos orgânicos formados por átomos de hidrogênio e carbono, que contêm dois ou mais anéis aromáticos, e são encontrados na forma de misturas de compostos (NEILSON, 1998; NRC, 1994).

HPAs são compostos frequentemente encontrados em diversos meios e podem ocorrer naturalmente no ambiente, mas o maior responsável por casos de contaminação por HPA são atividades antrópicas (FORSGREN, 2015), geralmente relacionadas à queima incompleta de materiais como carvão, óleo e gás, ou à utilização de tintas, produção de plásticos e pesticidas (NRC, 1994; U.S. EPA, 2008). Isto ocorre porque HPA não entram em combustão facilmente e são persistentes, isto é, podem permanecer no meio onde foram liberados por longos períodos de tempo.

Os HPA também são chamados de matéria orgânica policíclica, hidrocarbonetos polinucleares aromáticos e hidrocarbonetos polinucleares e podem ser encontrados em uma quantidade superior a 500 combinações (EFSA, 2008), apresentando

comportamentos variados. Alguns evaporam com facilidade, outros são facilmente adsorvidos ao solo, outros são encontrados dissolvidos em água.

Os HPAs fazem parte de famílias de compostos orgânicos, como a de compostos semi-voláteis e poluentes orgânicos persistentes. No entanto, cada composto se comporta de forma específica, de acordo com suas propriedades físico-químicas (HOWSAM; JONES, 1998). Os HPAs mais comumente encontrados são o benzo(a)pireno, benzo(e)pireno, benzo(a)antraceno, criseno, pireno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno, coroneno, dibenzo(a,h)antraceno e dibenzo(a,h)acridina (PICKERING, 1999; ATSDR, 2009). Alguns HPAs são conhecidamente carcinogênicos (IARC, 2010; U. S. EPA, 1993; ATSDR, 2009), sendo o benzo(a)pireno o HPA mais estudado até os dias atuais e que possui mais informações disponíveis acerca de seus potenciais carcinogênicos.

Frequentemente as referências aos HPAs são feitas em relação a grupos de compostos (misturas), cuja seleção de substâncias individuais pode variar de acordo com a agência ambiental. A Agência Norte Americana para Registros de Substâncias Tóxicas e Doenças (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry - ATSDR*) considera 17 compostos, que possuem mais dados disponíveis, são mais nocivos à saúde humana e com maior probabilidade de levar à exposição humana (ATSDR, 1995). A U.S. EPA considera o grupo de HPAs como 21 compostos, que são aqueles definidos como tóxicos pela *National Waste Minimization Program* (U.S. EPA, 2008). No Brasil, a Resolução CONAMA 420 (2009) que dispõe sobre o gerenciamento de áreas contaminadas, considera apenas seis compostos do grupo.

2.2.1

Principais fontes de contaminação por HPAs e principais meios afetados

HPAs são poluentes ubíquos na natureza, presentes em diversos meios, provenientes de variadas fontes. Estes compostos podem ser encontrados de forma natural em plantas aquáticas e terrestres, em combustíveis fósseis (ex. carvão e óleo cru), solos, sedimentos, oceanos e rios, emissão de vulcões e queimadas naturais (U.S. EPA, 2008). A quantidade de HPAs liberados a partir de fontes naturais varia de acordo com o tipo de material queimado, tipo e intensidade da queima (FORSGREN, 2015). No entanto, as principais fontes de HPAs são as fontes antrópicas (NEVES, 2006;

BERGKNUT, 2006; VARANASI, 1989), e podem ocorrer no solo, na água superficial ou subterrânea como resultado da disposição inadequada de resíduos e descargas industriais (U.S. EPA, 2008; LAGREGA; BUCKINGHAM; EVANS, 2010). Dados sobre fontes de HPAs no Brasil, apesar de limitados em quantidade, indicam que a disposição inadequada de resíduos (lodo, óleo queimado, areia contaminada e solo contaminado), queima de biomassa e emissões veiculares são importantes fonte de HPAs no solo, em meios aquáticos e na atmosfera (SISINNO et al., 2003; LIMA, 2006; NARDOCCI, 2010; PEREIRA NETTO et al., 2000).

As fontes antrópicas são variadas e vão desde vazamentos de óleo de pequena e larga escala, emissões de caldeiras a carvão e a gás e plantas de geração de energia a aquecedores residenciais, incineradores, queima de madeira ou lixo, fumaça de veículos ou cigarros, passando por todos os tipos de processos industriais (NRC, 1994; U.S. EPA, 2008). Mas, as principais fontes antrópicas de HPAs, segundo Harvey (1998), são aquelas resultantes da queima de combustíveis fósseis, óleo, carvão e óleo de xisto, contribuindo com 90% dos HPAs considerados contaminantes. Segundo Forsgren (2015), as maiores concentrações de HPAs ocorreram nos últimos trinta anos. Apesar da menor contribuição, a produção e o uso de creosoto e alcatrão de carvão são significativas fontes secundárias destes compostos (HOWSAM; JONES, 1998).

A variedade de compostos e concentrações liberados ao meio a partir de cada uma das fontes resulta em uma complexidade que torna difícil traçar e identificar especificamente quais as fontes que mais contribuem com a liberação de HPAs no ambiente.

As principais fontes de HPAs podem ser classificadas em pirogênicas ou petrogênicas, dependendo de sua origem e composição. Os HPAs oriundos de fontes pirogênicas são gerados a partir de processos pobres em oxigênio e altas temperaturas, como a combustão incompleta, pirólise, craqueamento e destilação destrutiva. HPAs oriundos de fontes petrogênicas provêm do petróleo, incluindo óleos crus, combustíveis, lubrificantes e derivados destes materiais (FORSGREN, 2015).

2.2.1.1

HPAs em meios aquáticos

A liberação de HPAs em meios aquáticos pode ser resultante do carreamento ou descarte de contaminantes diretamente em águas superficiais, ou percolação de um contaminante líquido através do solo até que este atinja a água subterrânea. No entanto, em geral, HPAs apresentam baixa solubilidade em água e são mais facilmente encontrados adsorvidos a partículas em suspensão.

A deposição de HPA presente na atmosfera em meios aquáticos é a principal fonte antrópica de contaminação por HPAs em águas (KOCHANY, 2015). Outra importante fonte de contaminação em meios aquáticos por HPAs é o lançamento direto destes compostos nos corpos hídricos, sendo os de maior destaque aqueles oriundos de terminais de petróleo, fábricas de gás, plantas de destilação de alcatrão e pátios ferroviários.

No ambiente aquático, a solubilidade, transporte e destino dos HPAs dependem da presença de substâncias húmicas que podem adsorvê-los e incorporá-los a moléculas de ácido húmico e fúlvico (ŠANTRŮČKOVÁ, 1995; MACKAY; CALLCOTT, 1998). Em geral, quando presentes no meio aquático, HPAs se ligam rapidamente a partículas sólidas e se depositam nos sedimentos, além de não sofrerem hidrólise (U.S. EPA, 2008).

A propensão de um determinado contaminante ocorrer e ser transportado na fase aquosa depende, primeiramente, da sua solubilidade em água (VARANASI, 1989; NRC, 1994). No que se refere a HPAs, a diversidade de compostos leva à existência de uma variedade de solubilidades, que podem ser influenciadas por outros parâmetros, como temperatura, hidrofobia, salinidade, matéria orgânica dissolvida, ou a presença de múltiplos compostos orgânicos na solução (cossolvência) (NRC, 1994).

A solubilidade é geralmente inversamente proporcional ao peso molecular do composto (ŠANTRŮČKOVÁ, 1995). Portanto, a ocorrência de HPAs de maior peso molecular favorece a sua associação com partículas em suspensão (DJOMO; GARRIGUES; NARBONNE, 1996). A solubilidade pode variar de acordo com a presença de um composto de forma isolada ou presente em mistura.

Devido à sua baixa solubilidade e alta afinidade por materiais particulados, HPAs possuem mobilidade baixa a intermediária (O'SULLIVAN; SANDAU, 2014). De acordo com a WHO (2003), sua presença em águas superficiais ou subterrâneas é uma indicação de uma fonte de poluição.

O grau de sorção de HPAs em ambientes aquáticos está geralmente relacionado ao coeficiente de partição octanol / água (K_{ow}). A solubilidade dos HPAs reduz com o aumento do K_{ow} , portanto, quanto maior o K_{ow} menor será a mobilidade do composto, uma vez que este tenderá a se ligar às partículas sólidas.

Os mecanismos de transporte dos contaminantes na fase aquosa diferem quando na zona não saturada ou saturada do solo. Na zona não saturada, o fluxo é regido pela força gravitacional e é, portanto, primariamente, vertical. Na zona saturada, o fluxo é, primariamente, horizontal (LOGAN, 2012) e o transporte apresenta a maior oportunidade para um contaminante migrar por longas distâncias. O fluxo natural da água subterrânea, no entanto, apresenta taxas baixas, quando comparada à água superficial e depende do tipo de solo no qual ela se encontra (NRC, 1994).

2.2.1.2

HPAs na atmosfera

HPAs podem estar presentes na atmosfera adsorvidos a materiais particulados ou na fumaça de cigarros, queima de madeira, lenha, carvão, biomassa e fumaça de diversas atividades industriais (U.S. EPA, 2008; POSTER; SANDER; WISE, 1998). As emissões atmosféricas de HPAs variam de acordo com o tipo de combustível queimado (óleo, carvão, biomassa, gás natural, etc.) e de acordo com a atividade realizada (produção de energia, indústria, atividades residenciais / comerciais, agricultura, etc.) (NRC, 1983a; FORSGREN, 2015).

HPAs de baixo peso molecular têm como principais fontes a queima de biomassa, transporte e desmatamento, nesta ordem, globalmente e em países em desenvolvimento. Países desenvolvidos compartilham dos dois primeiros lugares e o terceiro lugar é ocupado por fontes industriais. As principais fontes de HPAs de alto peso molecular também são queima de biomassa, fontes industriais e desmatamento, tanto em países em desenvolvimento quanto desenvolvidos (SHEN et al., 2013).

Muitos HPAs possuem ponto de ebulição entre 200 e 300°C e são suficientemente voláteis para existir predominantemente na fase gasosa a temperaturas superiores a 200°C. Mesmo em temperaturas ambientes, alguns dos HPAs mais voláteis encontram-se distribuídos entre a fase vapor e na forma de partícula adsorvida (NRC, 1994).

Shen et al. (2013) realizou um estudo com 16 HPAs (naftaleno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, indeno(1,2,3-cd)pireno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno e benzo(g,h,i)perileno), e elaborou um inventário de emissões atmosféricas de HPAs, que considera 28 fontes distintas, e mostra que a principal fonte de emissões de HPAs para a atmosfera no Brasil é o desmatamento (60,1%).

Em ambientes urbanos, a exaustão veicular merece destaque por ser a maior fonte de emissão de HPAs. Ao ar livre, a exaustão veicular pode ser diluída aproximadamente 1000 vezes nos segundos iniciais, portanto, a redução para temperatura ambiente é relativamente rápida (NRC, 1983a). No entanto, a adsorção de HPAs a partículas existentes pode ocorrer muitos metros atrás de um veículo, portanto permitindo uma mistura de diferentes plumas de diferentes fontes de emissão.

2.2.1.3 HPAs no solo

HPAs podem ser liberados no solo através de resíduos contendo estes compostos dispostos de forma inadequada (ATSDR, 1995) ou podem ser reinseridos no sistema através da dispersão atmosférica de particulados contendo HPAs. Resíduos contendo HPAs descartados no solo superficial permitem que seus contaminantes migrem para a porção subsuperficial devido à ação das águas das chuvas e da gravidade, além do fato de, frequentemente, sua densidade ser maior do que a da água.

Conforme mencionado anteriormente, HPAs podem também ser liberados como NAPLs. A migração do NAPL através do solo faz com que uma pequena parcela fique adsorvida aos poros ao longo do percurso através da zona não saturada até que atinja uma camada pouco permeável ou o nível d'água. Esta fase residual pode se tornar imóvel e liberar contaminantes tanto na forma gasosa quanto dissolvida em

água durante anos (PEDROZO et al., 2002). Desta forma, uma porção de solo muito maior do que a atingida inicialmente pode ser contaminada.

Assim como o NAPL, os componentes individuais da mistura podem se dissociar e migrar de forma isolada atingindo outras porções da área ou mesmo ultrapassar os limites do terreno inicialmente contaminado.

Como HPAs são, em grande parte, hidrofóbicos, a probabilidade de encontrar estes compostos em solo assim como a ordem de grandeza de suas concentrações, é significativamente maior do que na água subterrânea. No entanto, a deposição de HPAs nos sedimentos e em partículas de solo atua como uma reserva que vai lentamente liberando compostos de volta para a água. Assim, a contaminação do solo pode causar contaminação das águas subterrâneas (TORRETA, 2015).

HPAs no solo e em sedimentos podem ser biodegradados, apesar da taxa de degradação ser muito baixa. No entanto, quanto mais adsorvidos às partículas orgânicas, menor a biodisponibilidade à degradação destes compostos.

2.2.2

Propriedades físico-químicas dos HPAs

Uma vez que o contaminante chega à subsuperfície, seu destino depende não só das características físicas, químicas e biológicas do meio, mas também das propriedades físico-químicas do contaminante.

De forma geral, as principais características físico-químicas dos HPAs incluem a alta temperatura de fusão e ebulição, baixa pressão de vapor, hidrofobicidade e tendência a serem apolares, terem baixas solubilidades e valores de K_{ow} acima de 1000 (PEREIRA NETTO et al., 2000). De acordo com a U. S. EPA, compostos cujos valores de log de K_{ow} são superiores a 3,5 oferecem potencial risco ao ambiente (TORRETA, 2015).

HPAs geralmente chegam à subsuperfície como componentes de NAPLs. O alcatrão de carvão, por exemplo, é capaz de formar um NAPL mais denso do que a água, chamado de DNAPL (*dense non aqueous phase liquid*).

A viscosidade influencia na taxa de migração do contaminante. Fluidos com menor viscosidade tendem a migrar mais rapidamente, devido à sua reduzida resistência ao

fluxo. Como HPAs são misturas, sua viscosidade pode variar bastante de acordo com a composição e temperatura.

Além destas propriedades, a capacidade do composto volatilizar também influencia na capacidade dos HPAs passarem da água subterrânea ou do solo para o ar ambiente. A volatilidade está relacionada à pressão de vapor do composto e à constante de lei de Henry, ou coeficiente de partição ar-água (K_{aw}) (O'SULLIVAN; SANDAU, 2014).

Quanto maior a pressão de vapor, maior será sua volatilidade. Compostos orgânicos persistentes, incluindo HPAs, geralmente apresentam baixa pressão de vapor e, de forma geral, compostos com pressão de vapor superior a 10^{-2} mm Hg encontrar-se-ão na fase gasosa (PEDROZO et al., 2002).

Sob aspectos de ARSH, esta propriedade é de grande importância, uma vez que a inalação de vapores contendo compostos tóxicos pode ser considerada a rota de exposição mais crítica. É possível evitar ou prevenir o contato dérmico ou ingestão de contaminantes, mas dificilmente é possível evitar sua inalação.

A **Tabela 2** apresenta propriedades físico-químicas de 16 HPAs considerados compostos prioritários pela U. S. EPA.

Tabela 2 - Propriedades físico-químicas de HPAs considerados prioritários.

Composto	CAS	Peso Molecular	Densidade (g/cm ³)	Solubilidade em água (mg/L)	Log K _{ow}	H (atm·m ³ /mol)	Pressão de Vapor (mm Hg a 25 °C)	Ponto de fusão (°C)
Acenafteno	83-32-9	154,21	1,22E+00	3,90E+00	3,92E+00	1,84E-04	2,15E-03	9,34E+01
Antraceno	120-12-7	178,24	1,28E+00	4,34E-02	4,45E+00	5,56E-05	6,53E-06	2,15E+02
Benzo(a)antraceno	56-55-3	228,30	1,27E+00	9,40E-03	5,76E+00	1,20E-05	2,10E-07	8,40E+01
Benzo(a)pireno	50-32-8	252,32	1,35E+00	1,62E-03	6,13E+00	4,57E-07	5,49E-09	1,77E+02
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	252,32	1,29E+00	1,50E-03	5,78E+00	6,57E-07	5,00E-07	1,68E+02
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	252,32	ND	8,00E-04	6,11E+00	5,84E-07	9,65E-10	2,17E+02
Criseno	218-01-9	228,30	1,27E+00	2,00E-03	5,81E+00	5,23E-06	6,23E-09	2,58E+02
Dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	278,36	1,28E+00	2,49E-03	6,75E+00	1,41E-07	9,55E-10	2,70E+02
Fluoranteno	206-44-0	202,26	1,25E+00	2,60E-01	5,16E+00	8,86E-06	9,22E-06	1,08E+02
Fluoreno	86-73-7	166,22	1,20E+00	1,69E+00	4,18E+00	9,62E-05	6,00E-04	1,15E+02
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	193-39-5	276,34	1,38E+00	1,90E-04	6,70E+00	3,48E-07	1,25E-10	1,64E+02
Naftaleno	91-20-3	128,18	1,03E+00	3,10E+01	3,30E+00	4,40E-04	8,50E-02	8,02E+01
Pireno	129-00-0	202,26	1,27E+00	1,35E-01	4,88E+00	1,19E-05	4,50E-06	1,51E+02
Fenantreno	85-01-8	178	1,18E+00	1,29E+00	4,50E+00	4,23E-05	9,07E+01	1,01E+02
Acenaftileno	208-96-8	152	9,00E-01	3,42E+00	4,07E+00	1,13E-05	1,00E-04 a 1,00E-03	9,00E+01
Benzo(g,h,i)perileno	191-24-2	276	1,30E+00	3,00E-03	5,80E+00	2,66E-07	3,50E-05	1,52E+02

Legenda: ND: não disponível; CAS: *Chemical Abstract Service*; H: Constante de Henry. Fontes: U.S.EPA, 2016; PubChem, 2016; ChemNet, 2016.

2.2.3

Vias e Rotas de Exposição por HPAs

As principais vias de exposição por HPAs são ar, água, solo e alimentos contaminados. A rota de exposição mais comum é a inalação de ar contaminado, seguida por contato dérmico com solo contaminado com HPAs ou materiais como óleos pesados, alcatrão ou creosoto ou ingestão de alimentos, água ou solo contendo HPAs. A exposição pode ocorrer tanto em cenários não ocupacionais quanto ocupacionais, podendo ser em áreas onde há produção de alcatrão, asfalto ou alumínio, ou que realiza a queima de materiais como petróleo, carvão, madeira e óleo (U.S. EPA, 2008).

Em casos de exposição ocupacional aos HPAs, quando não há consumo de água subterrânea, as principais rotas de exposição são o contato com o solo contaminado e a inalação de vapores do solo e da área subterrânea. A inalação pode ocorrer em ambientes abertos ou fechados. É compreensível que a inalação em ambientes fechados cause mais atenção no que tange aos impactos à saúde humana do que em ambientes abertos, uma vez que no primeiro caso o vapor tende a acumular em uma área fechada, sem ventilação. Desta forma, é esperado que a concentração de compostos de interesse seja mais alta em ambientes fechados, levando à maior exposição (U.S. EPA, 2004; 2015a).

2.2.4

Propriedades toxicológicas dos HPAs

Muitos HPAs possuem propriedades tóxicas, mutagênicas e/ou carcinogênicas (KOCHANY, 2015; ATSDR, 2009; IARC, 1983). HPAs de baixo peso molecular tendem a causar toxicidade aguda enquanto que aqueles de alto peso molecular são considerados genotóxicos.

Devido à sua afinidade lipofílica, HPAs podem atravessar membranas biológicas e acumular-se em órgãos alvo do organismo humano, levando à genotoxicidade (TORRETA, 2015) e podem levar à exposição humana indireta, como através do consumo de peixes, que podem acumular HPAs em seu tecido adiposo. Segundo Nasr (2010), peixes, assim como sedimentos, tendem a acumular HPAs de alto peso molecular (com 4 a 6 anéis aromáticos). Em humanos, HPAs são absorvidos pela pele, pulmões e trato gastrointestinal (PICKERING, 1999).

A toxicidade dos HPAs varia de acordo com o composto (ATSDR, 2009) e depende da sua estrutura, com isômeros não tóxicos até isômeros extremamente tóxicos (NASR et al., 2010). O benzo(a)pireno foi o primeiro composto químico carcinogênico a ser isolado de uma mistura e ter sua carcinogenicidade identificada (COOK; HEWETT, 1933 apud MCKINNELL, 2015).

A U.S. EPA (2016) classificou treze PAHs como sendo prováveis carcinogênicos para humanos: benzo(a)antraceno, benzo(j)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, dibenzo(a,e)pireno, dimetilbenzo(a)antraceno, indeno(1,2,3-cd)pireno, 1-metilnaftaleno, naftaleno e 4-nitropireno. No entanto, outras instituições, como o *Scientific Committee on Food* (SCF), chegaram a diferentes números e compostos que apresentam evidência de mutagenicidade / genotoxicidade (NASR et al., 2010; EFSA, 2008).

Os efeitos da exposição a HPAs podem ser diversos, uma vez que há uma grande variedade de misturas. O principal efeito crônico é o câncer e, de acordo com a ATSDR (2009), os principais resultados até hoje publicados como resultado da exposição aos HPAs são câncer de pele, pulmão, bexiga, fígado e estômago, além de impactos negativos no sistema hepático, imunológico, reprodutivo, neurológico e de desenvolvimento. Uma mistura de HPAs pode aumentar o potencial genotóxico e carcinogênico individual de cada composto (KOCHANY, 2015). Na China, 1,6% dos casos de câncer de pulmão são atribuídos à exposição por inalação de HPAs no ar ambiente em áreas urbanas (SHEN et al., 2013).

Os efeitos da exposição crônica diferentes do câncer são problemas nos sistemas pulmonar, gastrointestinal, renal e dérmico (ATSDR, 2009). Com menor frequência, há efeitos agudos resultantes da exposição a HPAs, dependendo da dose de exposição.

2.3

Avaliação de Risco à Saúde Humana

Risco pode ser definido como a probabilidade de um efeito adverso à saúde ocorrer em função de uma determinada exposição a uma ou mais substâncias. Efeitos adversos podem ser classificados como carcinogênicos (capazes de causar câncer) ou

não carcinogênicos. O risco não carcinogênico também pode ser chamado de perigo (menos comum em português, e traduzido do inglês *hazard*) ou risco toxicológico.

A avaliação qualitativa e quantitativa dos possíveis efeitos adversos à saúde humana sob condições específicas é chamada de Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH) (HAYES, 2014). A Resolução CONAMA 420 estabelece que a ARSH é uma das etapas do gerenciamento de áreas contaminadas, e deve ser realizada quando houver comprovada contaminação e ocupação corrente ou futura do local.

Um dos principais marcos iniciais do processo de ARSH na forma como é realizado atualmente foi o documento “*Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*”, também chamado de *Red Book*, publicado pelo National Research Council (NRC) em 1983. O conceito lançado através do *Red Book* descrevia a avaliação de risco como sendo largamente impulsionada pela ciência da avaliação quantitativa da probabilidade de ocorrência do risco. Portanto, a ARSH deveria ser em grande parte, mas não totalmente, isenta de aspectos emotivos que pudessem influenciar a percepção de risco.

Segundo o NRC (1983b), a ARSH deveria caminhar junto com preocupações sociais, culturais, econômicas e políticas no processo de formulação do problema e deveria seguir etapas em ordem lógica através da caracterização do efeito (toxicidade ou perigo), da exposição e do risco e culminar com a conclusão sobre o risco. A chave para a avaliação do risco seria, portanto, a compreensão e tratamento de premissas acerca da variabilidade e incerteza na avaliação, que deveriam manter um caráter conservador.

Em 1996 o NRC publicou o documento “*Understanding Risk: Informing Decisions in a Democratic Society*”, que introduziu o papel do especialista em políticas públicas na avaliação de risco. Este novo paradigma deslocou a caracterização dos riscos de uma ciência orientada a uma empresa para um processo analítico-deliberativo, onde o processo analítico da caracterização de risco e avaliação das incertezas analíticas incluiu todas as partes interessadas de forma simultânea. Esta abordagem aumentou a transparência e participação pública, introduzindo uma comunicação clara tanto para gestores como para o público em geral (NRC, 1996).

Atualmente há diversas metodologias para a ARSH, sendo as mais utilizadas e aceitas internacionalmente a da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América – U.S. EPA (1989) e da Sociedade Norte Americana para Testes e Materiais (*American Society for Testing and Materials* - ASTM) publicada em 1995, com última atualização em 2015.

Em 2013 uma metodologia para ARSH foi normatizada no Brasil através da norma brasileira regulamentadora (NBR) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) 16209. A norma se baseia na metodologia da U.S. EPA (1989), cujas principais etapas são coleta, avaliação e validação dos dados, avaliação da exposição, análise da toxicidade e caracterização do risco.

A modelagem matemática é a abordagem quantitativa mais frequentemente utilizada para a quantificação da exposição e do risco à saúde humana, devido à sua capacidade de aplicar uma ou mais equações capazes de simular os cenários existentes e suas projeções. Neste contexto, o modelo matemático tem como objetivo representar o comportamento do contaminante no meio subterrâneo através de equações matemáticas (BONGANHA et al., 2007).

O modelo deve ser o mais próximo ao cenário real avaliado, e deve considerar o modelo conceitual elaborado para a área de interesse. O modelo conceitual da área de interesse, por sua vez, deve traduzir de forma simples (escrita ou gráfica) a composição de um sistema ambiental e seus processos biológicos, químicos e físicos que determinem o transporte de contaminantes desde as fontes de contaminação até os potenciais receptores (ASTM, 2014).

No presente estudo foi utilizado como ferramenta de modelagem e cálculo da Avaliação de Risco o programa *Risk Based Corrective Action (RBCA) Tool Kit for Chemical Releases* versão 2.6, desenvolvido pela GSI Environmental Inc. Este programa é reconhecido pela ASTM como a ferramenta a ser utilizado para cálculo de risco à saúde de acordo com a norma E2081 (ASTM, 2015) – *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*.

Critérios de risco são os níveis de risco considerados aceitáveis, e variam de acordo com o local (estado ou país), geralmente entre 10^{-4} a 10^{-6} para compostos carcinogênicos e 0,1 a 1 para compostos não carcinogênicos. Considera-se que não há

um nível seguro de isenção de risco para substâncias carcinogênicas. Toda atividade possui risco envolvido. A magnitude do risco é que vai definir sua aceitabilidade ou não.

No Brasil é seguido o critério estabelecido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB (CASARINI; DIAS; LEMOS, 2001), de 10^{-5} para compostos carcinogênicos, e 1 para compostos não carcinogênicos. Isto significa que para compostos carcinogênicos o risco aceitável é de até um caso adicional de câncer a cada cem mil indivíduos, e para compostos não carcinogênicos, a dose de ingresso ou concentração de exposição não deve ser superior à dose de referência (RfD) ou concentração de referência (RfC), respectivamente.

2.4

Análise de Sensibilidade

Incertezas são inerentes ao processo de ARSH. Diversos artigos da literatura caracterizam as incertezas e orientam sobre como estas devem ser tratadas (NRC, 1983, 1996; U.S. EPA, 1986, 1989; DONG et al., 2015).

As incertezas podem ser resultantes da falta de dados a respeito de um determinado parâmetro ou devido à variabilidade de um ou mais parâmetros no meio, que, via de regra, são assumidos como constantes, mas na realidade variam ao longo da área de interesse. Esta variabilidade é natural quando trata-se de meios heterogêneos.

Portanto, de forma geral, as incertezas podem ser resultantes de dois fatores: variabilidade e incerteza propriamente dita. A variabilidade é uma propriedade inerente a uma determinada população, e não pode ser reduzida, pois faz parte daquele grupo de dados. A incerteza está relacionada com a imprecisão dos dados obtidos, como erros de medição, de análises e/ou tamanho amostral reduzido. Em teoria, a incerteza pode ser reduzida através da obtenção de uma quantidade maior de dados (U.S. EPA, 2009).

Quando relacionadas à Avaliação de Risco, há um grau de incerteza relacionado aos métodos de coleta e tratamento dos dados obtidos, como, por exemplo, a condutividade hidráulica medida em campo. Este parâmetro, por exemplo, pode ser determinado através de ensaios *in situ*, como o *Slug Test*, que fornecerá uma curva formada por diversos pontos. O tratamento destes dados, isto é, a inclinação da curva,

a avaliação de acordo com a granulometria do solo local, etc., também requer alguma avaliação e possíveis adequações de quem os trata. Ou seja, estes processos envolvem incertezas, pois se duas pessoas fizerem o mesmo ensaio na mesma área, é bastante provável que sejam obtidos resultados diferentes.

A análise de sensibilidade é uma análise quantitativa do impacto da variabilidade ou incertezas dos parâmetros de entrada de um modelo nos seus resultados finais (ASTM, 2008). O efeito da variação dos parâmetros de entrada de um modelo de avaliação de risco no resultado final deve ser avaliado através de uma análise de sensibilidade (U.S. EPA, 2015b). Ao variar um parâmetro diversas vezes, observa-se o distúrbio causado no resultado final.

Ao realizar uma análise de sensibilidade é possível avaliar a importância relativa das incertezas da geologia local e dos parâmetros do meio físico de forma geral, além dos demais parâmetros envolvidos na avaliação de risco, como exposição, características do projeto futuro de ocupação, etc. (MAXWELL; KASTENBERG, 1999).

Os métodos de análise de sensibilidade podem ser categorizados em ferramentas de triagem (*screening tools*), análises paramétricas, análise de Monte Carlo e métodos de análise diferencial (U.S. EPA, 2015b). De acordo com Frey & Patil (2002), os métodos para análise de sensibilidade podem ser também classificados como matemáticos, estatísticos ou gráficos. Os métodos matemáticos avaliam o impacto de uma gama de dados de entrada (*inputs*) na resposta de um modelo, e não a variância da resposta frente à variância do *input*. Métodos estatísticos avaliam o efeito da variância dos *inputs* na distribuição da resposta, e podem ter um ou mais *inputs* variando ao mesmo tempo. Métodos gráficos apresentam graficamente como a resposta de um modelo é afetada pela variação dos *inputs*.

No presente estudo optou-se por adotar um método gráfico através de uma análise de sensibilidade *one-at-a-time* (OAT), que consiste em variar dados de entrada de forma isolada e individual, enquanto os demais parâmetros são mantidos constantes, para avaliar qual o efeito daquela variação no resultado final.

3 Metodologia

O presente capítulo apresenta a metodologia adotada para a avaliação do efeito da variação dos parâmetros do meio físico no risco à saúde humana em um estudo de caso. Desta forma, as seções deste capítulo apresentam a metodologia para a elaboração de uma ARSH para futuros funcionários de uma área contaminada por HPAs que terá uso comercial no futuro. A área de estudo está localizada no estado do Rio de Janeiro (estudo de caso) em uma zona industrial, cujo entorno é atualmente ocupado por outras indústrias, residências e comércios. Esta área teve uso industrial no período entre a década de 1910 até o fim do século XX e atualmente toda a área de estudo, com aproximadamente 20.000 m², encontra-se desativada.

A metodologia adotada no presente estudo, contemplando as etapas da ARSH e análise de sensibilidade, são apresentadas na **Figura 6** e serão detalhadas a seguir.

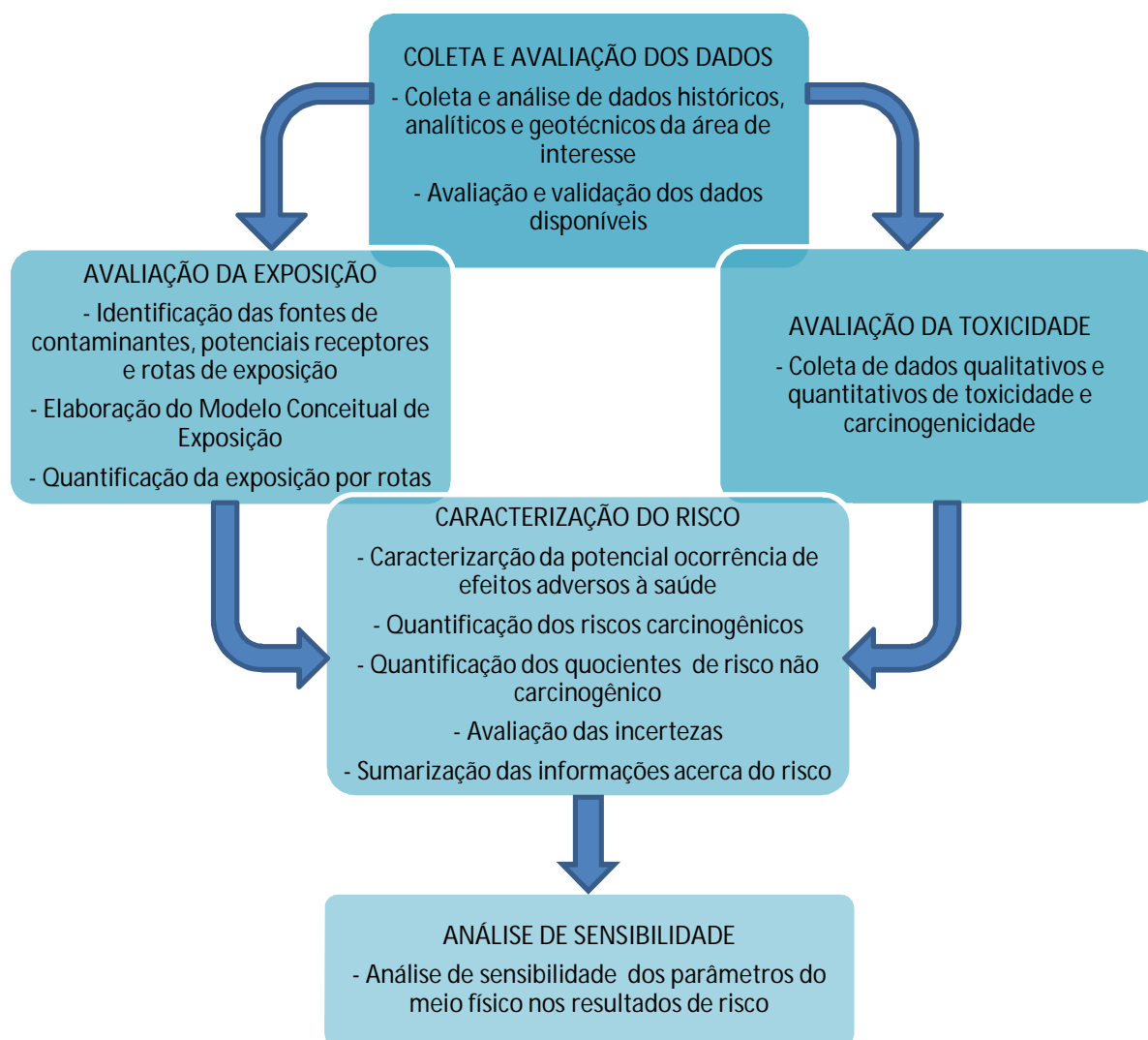


Figura 6 - Etapas da Avaliação de Risco à Saúde Humana (Modificado de U.S. EPA, 1989) seguida da Análise de Sensibilidade dos parâmetros geotécnicos, adaptadas para o presente estudo de caso.

3.1 Avaliação de Risco à Saúde Humana

3.1.1 Coleta, Avaliação e Validação dos Dados

A primeira etapa da ARSH em áreas contaminadas é a avaliação da existência de dados a respeito da área estudada. Esta etapa é seguida da coleta, avaliação e validação dos dados disponíveis da área de estudo para determinar a necessidade de coleta adicional de dados primários.

No presente estudo de caso, esta etapa seguiu a metodologia determinada na Resolução CONAMA 420, apresentada na **Figura 7**, e teve início com a realização de uma Avaliação Ambiental Preliminar, onde foram coletados dados sobre o histórico da área e seu entorno (raio de 200 m), histórico de estudos ambientais e dados primários e secundários existentes, dados sobre a hidrogeologia regional e local e foram avaliadas as principais áreas com potencial e áreas suspeitas de contaminação. Além disso, foram identificadas possíveis fontes de contaminação capazes de impactar o solo e água subterrânea locais ou levar a um cenário de intrusão de vapores tóxicos à saúde humana.

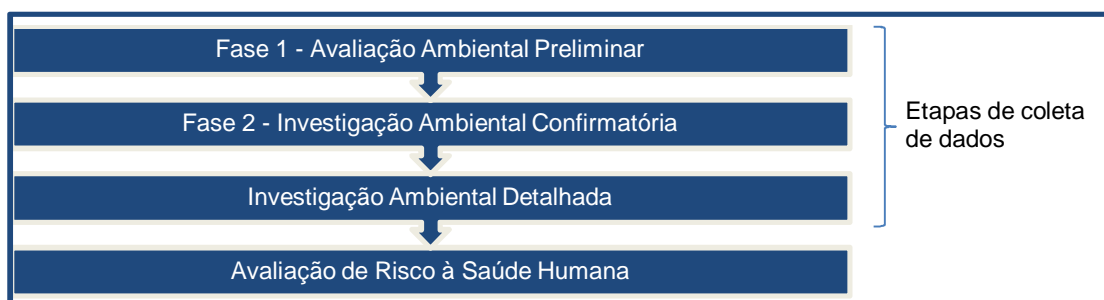


Figura 7 - Fluxograma esquemático das etapas de coleta de dados até a realização da Avaliação de Risco à Saúde Humana.

A Avaliação Preliminar foi realizada com base na Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) 15515-1 - Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 1: Avaliação Preliminar.

Após a Avaliação Preliminar foi realizada uma Investigação Ambiental Confirmatória seguida de uma Investigação Ambiental Detalhada, que teve como objetivo delimitar a contaminação observada durante a Investigação Confirmatória. Ao longo destas duas etapas, que se estenderam entre 2011 e 2014, foram realizadas 19 sondagens seguidas da instalação de 13 de poços de monitoramento. As Investigações Ambientais Confirmatória e Detalhada foram realizadas com base nas NBRs 15515-2 - Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 2: Investigação Confirmatória e 15515-3 - Avaliação de passivo ambiental em solo e água subterrânea Parte 3 - Investigação detalhada.

Após o estudo do histórico do local e a observação de indícios visuais de contaminação em campo e áreas com potencial ocorrência de contaminação, foi determinada a localização das sondagens de reconhecimento do solo a serem

realizadas. As sondagens foram executadas de acordo com a NBR 15.492 – Sondagens de reconhecimento para fins de qualidade ambiental, através do uso de um trado manual de quatro polegadas de diâmetro e um trado mecanizado de 7,5 polegadas de diâmetro.

Durante a realização das sondagens foram realizadas medições em campo das concentrações de compostos orgânicos voláteis (VOC) em intervalos de 0,5 m ou quando observado algum indício visual de contaminação para viabilizar a seleção das amostras de solo a serem analisadas em laboratório. Foram utilizados equipamentos modelo *Innova SV* e *Tiger* com detector fotoionizante (*photoionization detector - PID*) durante as medições de VOC.

Os poços de monitoramento (PM) foram instalados de acordo com a NBR 15.495-1 – Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares. Os PMs foram instalados à profundidade suficiente para que houvesse coluna d'água maior ou igual a 2,0 m ou à profundidade na qual foi atingida camada impenetrável ao trado utilizado. A profundidade máxima alcançada durante as sondagens foi de 5,9 m devido à presença do topo rochoso. A **Figura 8** apresenta a localização das sondagens de reconhecimento realizadas e poços de monitoramento instalados.

Parte da área de estudo não pôde ser investigada devido à presença de utilidades subterrâneas que impediram a realização de sondagens.

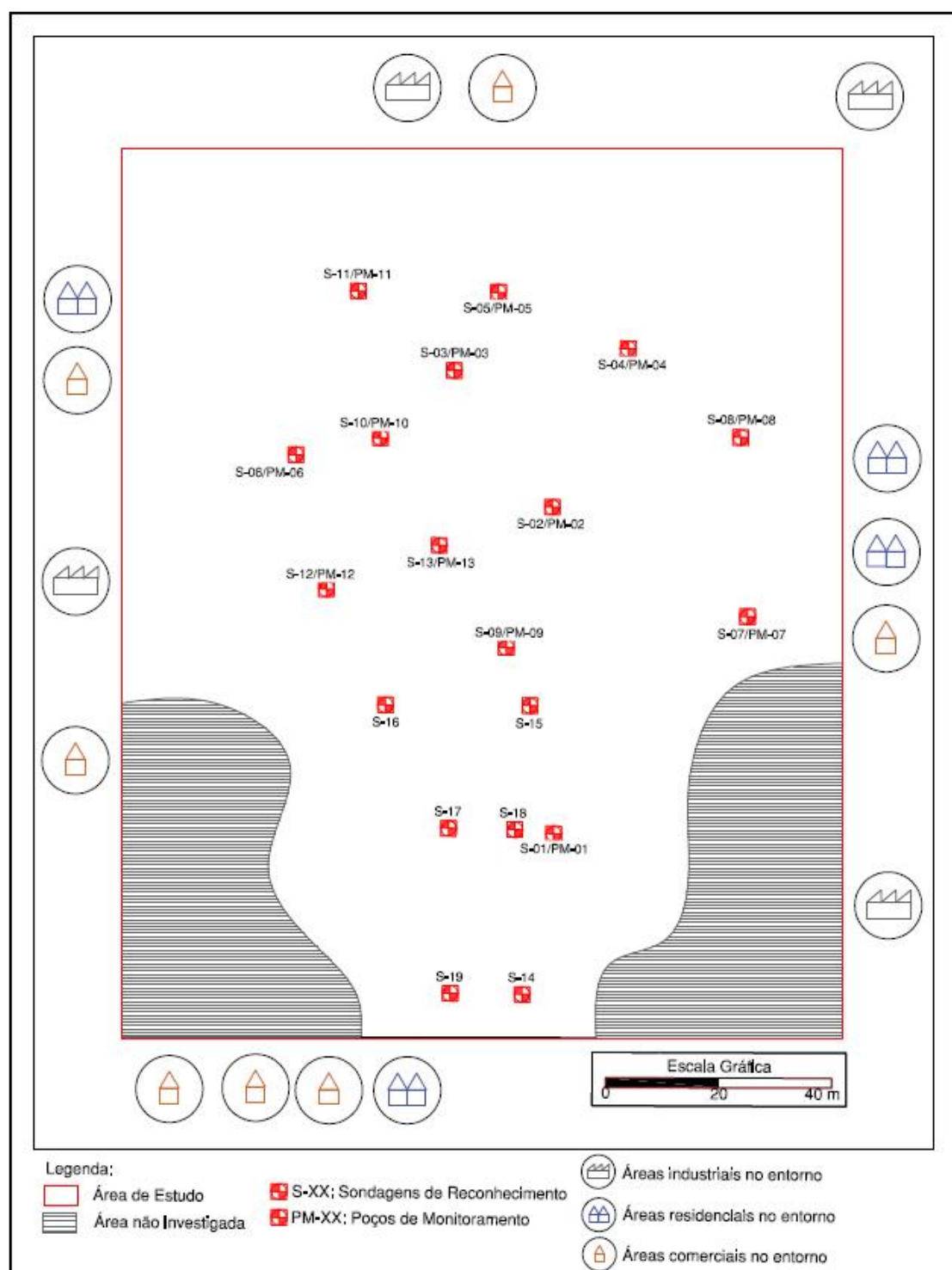


Figura 8 - Localização das Sondagens de Reconhecimento e Poços de Monitoramento Instalados.

Durante os trabalhos de campo, três tipos de amostras foram coletadas: amostras de solo para a realização de análises químicas para avaliar a presença de HPAs, amostras de água subterrânea para a realização de análises químicas para avaliar a presença de HPAs e amostras de solo para análise dos parâmetros geotécnicos do solo.

Durante a realização das sondagens de reconhecimento foram coletadas 23 amostras de solo em diferentes profundidades, nas quais foram analisadas as concentrações de HPAs. Esta coleta de amostras de solo teve como objetivo avaliar porções superficiais (profundidade até 1,0 m) e subsuperficiais (profundidades superiores a 1,0 m) do solo.

Após a instalação dos poços de monitoramento, foi realizado o desenvolvimento e a purga dos poços, conforme estabelecido na NBR 15.847 – Amostragem de Água Subterrânea em Poços de Monitoramento – Métodos de Purga. A partir dos poços de monitoramento instalados foram coletadas 21 amostras de água subterrânea através do método de baixa vazão conforme a NBR 15.847, de forma a manter as condições de fluxo subterrâneo existentes na área. As amostras foram coletadas em diferentes campanhas, realizadas ao longo de 2011 a 2014, de forma a avaliar resultados dos diferentes ciclos hidrológicos.

As amostras de solo e água subterrânea foram etiquetadas com número da amostra, data e hora da coleta, e armazenadas em local refrigerado. O tempo de validade das amostras (*holding time*) foi respeitado e as amostras foram enviadas a um laboratório com certificação fornecida pelo INMETRO da NBR ISO/IEC 17025 para que fossem analisados os compostos HPAs.

Para controle de qualidade do método de amostragem e das análises químicas realizadas, foram coletadas amostras de água subterrânea para análise de branco de equipamento, e seus resultados foram validados posteriormente.

O método de análise química dos compostos químicos de interesse em solo e água subterrânea seguiu a norma estabelecida pela U.S. EPA 8270D (2014) - *Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography / Mass Spectrometry* (GC/MS).

A validação dos dados analíticos das amostras de solo e água subterrânea coletadas foi realizada conforme procedimento estabelecido na NBR 16209 – Avaliação de risco à saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas.

Após a obtenção dos dados, foram elaboradas as plumas de contaminação da água subterrânea de modo a relacioná-las com as fontes primárias e secundárias de contaminação, além de delimitar horizontalmente as plumas, incluindo ocorrências de LNAPL e produto adsorvido ao solo.

Através dos dados analíticos das campanhas realizadas foi realizada uma análise estatística descritiva na qual foram calculadas as concentrações mínima, máxima, média, desvio padrão e pontos onde ocorreram as concentrações máximas de cada substância química de interesse (SQI). O conjunto de resultados analíticos disponíveis foi submetido à uma análise quanto à ocorrência de valores *outliers* (valores extremamente discrepantes quanto aos intervalos observados) para que estes valores fossem desconsiderados. No entanto, não foram observados resultados com esta característica. Para efeitos de análise estatística, os resultados cujas concentrações foram inferiores ao limite de quantificação (LQ) do método analítico foram tratados como sendo metade do LQ.

Conforme descrito no Capítulo 2, o conhecimento dos parâmetros do meio físico de uma determinada área é uma importante etapa na realização do modelo conceitual da área estudada e de uma ARSH. Portanto, para a caracterização dos parâmetros geotécnicos do solo no presente estudo de caso, foram coletadas duas amostras de solo deformadas e duas amostras indeformadas, nas profundidades de 0,3 e 2,5 m, para a análise dos parâmetros do meio físico. A coleta de amostras indeformadas foi realizada segundo a NBR 9820 - Coleta de amostras indeformadas de solos em furos de sondagem, em áreas não contaminadas do terreno.

As amostras foram enviadas a um laboratório certificado pelo INMETRO (NBR ISO/IEC 17025), e tiveram os parâmetros umidade natural, densidade de partículas, fração de carbono orgânico, condutividade elétrica, pH, densidade do solo, porosidade total e efetiva, percentual de sólidos e granulometria analisados através dos métodos descritos no Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 2011). Os resultados das análises serão apresentados no Capítulo 4 – Resultados.

Para a determinação da condutividade hidráulica dos poços de monitoramento, foram realizados ensaios de permeabilidade do tipo *Slug Test* em três poços de monitoramento, com o objetivo de medir o tempo de rebaixamento e de recuperação do aquífero.

O ensaio *Slug Test* consiste em avaliar *in situ* o retorno de um aquífero ao seu nível piezométrico em equilíbrio após uma perturbação no poço que cause variação na sua carga hidráulica. São determinados intervalos de tempo nos quais a variação do nível d'água é medida, fornecendo dados para a construção de uma curva de recuperação

do aquífero. Os dados obtidos a partir destes ensaios foram inseridos no programa *Aquifer Test* da empresa Waterloo Hydrogeologic Inc., e analisados conforme metodologia estabelecida por Hvorslev (1951). A partir daí foram obtidas curvas de recuperação do aquífero, e determinadas suas condutividades hidráulicas.

Com base nos parâmetros que exercem influência no transporte de contaminantes e nas concentrações dos compostos detectadas em solo e água subterrânea foi avaliada a distribuição espacial da contaminação. Com relação aos parâmetros decaimento e dispersão, estes foram considerados desprezíveis, uma vez que os HPAs são compostos quimicamente estáveis e com baixa capacidade de degradação.

3.1.2 Avaliação da Exposição

Conforme ilustrado na **Figura 6**, a etapa seguinte à obtenção de dados foi a avaliação da exposição, que reuniu dados da área de estudo capazes de caracterizar a contaminação atual para o estabelecimento dos cenários de exposição futuros naquele local. Quando realizamos a ARSH, podemos considerar diversos cenários de exposição, que devem ser relacionados a uma fonte primária e, por vezes, secundária de contaminação, um caminho de exposição, um ponto de exposição (PDE), uma via de ingresso e receptores.

A avaliação da exposição foi realizada em três etapas: caracterização da exposição, identificação dos caminhos de exposição e quantificação da exposição.

3.1.2.1 Caracterização da Exposição

De acordo com a U.S. EPA (1989), na etapa de caracterização da exposição devem ser descritos os potenciais receptores e parâmetros de exposição.

Os potenciais receptores considerados no presente estudo foram os futuros trabalhadores da área considerada no estudo de caso, que será ocupada no futuro por atividades comerciais, sem ocupação residencial. As características de exposição, como frequência e duração da exposição, foram selecionadas com base na jornada de trabalho do Rio de Janeiro com base no regime trabalhista atual, também recomendada pela CETESB (CASARINI; DIAS; LEMOS, 2001). Estes parâmetros são apresentados na **Tabela 3** abaixo.

Tabela 3 - Parâmetros de exposição dos receptores expostos na área de estudo.

Parâmetro	Unidade	Receptor Comercial
Duração da exposição	Anos	25
Expectativa de Vida	Anos	72
Tempo médio para efeitos carcinogênicos	Dias	26280
Tempo médio para efeitos não carcinogênicos	Dias	9125
Massa corpórea	kg	70
Tempo de Exposição para inalação de partículas e vapores do solo superficial	Horas/dia	8
Tempo de Exposição para contato dérmico com água subterrânea	Horas/dia	2
Tempo de Exposição para inalação de vapores em ambientes abertos	Horas/dia	8
Tempo de Exposição para inalação de vapores em ambientes Fechados	Horas/dia	8
Frequência de Exposição para Contato dérmico com solo superficial	Dias/ano	290
Frequência de Exposição para Contato dérmico com a água subterrânea	Dias/ano	290
Frequência de Eventos para contato dérmico com o solo	Eventos/dia	1
Taxa de ingestão de solo	mg/dia	50
Taxa de inalação diária em ambientes fechados	m ³ /hora	1,20
Taxa de inalação diária em ambientes abertos	m ³ /hora	1,20
Taxa de ingestão diária de água	L/dia	1,00
Fator de aderência do solo na pele	mg/cm ² .evento	0,20
Área superficial da pele disponível para contato dérmico - solo e água subterrânea	cm ²	2457

A metodologia de Avaliação de Risco recomenda a avaliação de receptores dentro e fora da área de interesse. No entanto, como o foco deste estudo foi especificamente avaliar a exposição e o risco à saúde humana de futuros trabalhadores que irão ocupar a área de estudo, esta avaliação não considerou os receptores localizados no entorno da área estudada.

3.1.2.2 Identificação dos Caminhos de Exposição

A identificação dos caminhos de exposição consiste na identificação das fontes e mecanismos de contaminação, seleção das SQIs, identificação dos PDE e rotas de exposição (U.S. EPA, 1989).

Os caminhos de exposição são aqueles através dos quais a contaminação se desloca desde a fonte de contaminação até o PDE, onde o receptor terá contato com o contaminante.

Uma fonte primária de contaminação é o local onde ocorreu a liberação do contaminante para um ou mais meios impactados, como um tanque com vazamento de combustível, por exemplo¹. Uma fonte secundária é um meio impactado que pode liberar contaminantes para outros meios, como um DNAPL ou um solo impactado capaz de liberar contaminantes para a água subterrânea ou em forma de vapor.

Após a identificação das fontes de contaminação, foram avaliados os compartimentos ambientais potencialmente impactados, e os mecanismos de transporte entre a fonte e os receptores no ponto de exposição.

Após as etapas descritas acima, foram selecionadas as SQIs para as quais a exposição e o risco foram posteriormente quantificados. A seleção de SQIs no presente estudo foi realizada com base nas etapas descritas na NBR 16209, apresentadas a seguir:

- Identificação dos contaminantes potenciais, com base nas potenciais fontes de contaminação, matérias primas utilizadas e histórico da área para cada compartimento ambiental aplicável.
- Comparação entre as concentrações dos compostos químicos analisados e os valores de referência aplicáveis. No presente estudo foram considerados valores de investigação (VI) da Resolução CONAMA 420 (2009) e da Lista de valores orientadores para compostos químicos baseados no risco da U.S. EPA, Região 9 (*Risk based screening levels – Region 9*) publicada em maio de 2016. Foram adotadas duas fontes de VIs, uma vez que a Resolução

¹ Segundo a NBR 16209, fonte de contaminação também pode ser compreendida como o local onde há concentração máxima de um determinado composto de interesse.

CONAMA 420 abrange um pequeno número de HPAs e está mais defasada do que a listagem Norte Americana

- Avaliação da disponibilidade de dados toxicológicos e físico-químicos validados cientificamente para os compostos selecionados.

As etapas de identificação dos mecanismos de transporte e SQIs são diretamente relacionadas aos parâmetros do meio físico, pois estes definirão a etapa de modelamento matemático que descreverá o transporte do contaminante no meio, seu particionamento entre os diversos compartimentos ambientais, as transformações químicas e biológicas que o contaminante pode sofrer até chegar ao PDE e a retenção e retardo do contaminante ao longo do seu transporte no meio subterrâneo.

Os pontos de exposição podem estar localizados sobre a fonte de contaminação ou a uma determinada distância dela. No presente estudo de caso, foram selecionadas três distâncias, com base nas dimensões da área de estudo: sobre a fonte de contaminação (distância nula da fonte), 20 m da fonte e 100 m da fonte. Para a modelagem das concentrações em vapor foi utilizado o modelo inter-meios de Johnson & Ettinger (JOHNSON; ETTINGER, 1991) e para o transporte em meios saturados foi utilizado o modelo estabelecido por Domenico (1987).

A etapa seguinte da elaboração do cenário de exposição foi a identificação das vias de ingresso ou rotas de exposição, isto é, a forma como o contaminante irá ingressar no organismo do receptor, que no estudo de caso é o futuro trabalhador. Estas rotas podem ser resumidas como a ingestão, contato dérmico com solo ou água subterrânea impactados e inalação de contaminantes por meio do vapor impactado. A ingestão e contato dérmico em conjunto podem ser também chamados de contato direto. Receptores podem não ter contato direto com um meio impactado, mas têm contato indireto, como por exemplo, com o vapor oriundo do solo ou água subterrânea contaminados. Um receptor somente terá contato direto com um solo impactado, por exemplo, se houver solo exposto na área. No entanto, mesmo que não exista solo exposto na área, este mesmo receptor pode estar exposto através da inalação de vapores do solo impactado. O mesmo se aplica à água subterrânea.

3.1.2.3 Quantificação da Exposição

A etapa de quantificação da exposição consiste em determinar as concentrações de exposição no PDE e as doses de exposição.

A determinação das concentrações no ponto de exposição (C_{PDE}) deve avaliar qual a concentração mais representativa para cada SQI selecionada. Conforme sugerido pela U.S. EPA, foi utilizada a concentração máxima obtida através dos dados analíticos, que corrobora com o Princípio da Precaução (MMA, 2016; RAMID; RIBEIRO, 1992).

A seleção das C_{PDES} considerou todas as campanhas de amostragem realizadas na área de estudo e selecionou as concentrações máximas obtidas entre 2011 e 2014, tanto para solo quanto para água subterrânea.

A etapa seguinte foi o cálculo das doses de exposição (dose de ingresso do composto no organismo humano através da ingestão, dose absorvida pelo organismo através do contato dérmico e concentração de exposição por inalação de vapores), que precedeu o cálculo dos índices de risco à saúde.

A equação geral para o cálculo do ingresso por meio da ingestão é dada por (U.S.EPA, 1989):

$$I_{In} = C_{PDE} \frac{IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad \text{eq.(8)}$$

Onde

I_{In} é o ingresso de uma determinada SQI por meio da ingestão de solo ou água subterrânea, expresso em miligramas por quilogramas dia (mg/kg.dia);

C_{PDE} é a concentração no ponto de exposição, expressa em miligramas por quilograma (mg/kg) de solo ou miligramas por litro (mg/L) de água;

IR é a taxa de ingestão diária de solo ou água expressa em quilogramas por dia (kg/d) de solo ou litros por dia (L/d) de água;

EF é a frequência da exposição, expressa em dias por ano (d/a);

ED é a duração da exposição, expressa em anos (a);

BW é o peso corpóreo médio, expresso em quilogramas (kg);

AT é o período de exposição, expresso em dias (d).

Quando trata-se da ingestão de solo, deve ser multiplicado ao numerador os parâmetros FI (fração ingerida da fonte, adimensional) e o fator de conversão (CF) de quilogramas para miligramas (10^{-6} kg/mg). Desta forma, para a ingestão de solo superficial, a equação a ser utilizada é (U.S.EPA, 1989):

$$I_{In} = C_{PDE} \frac{IR \times EF \times ED \times FI \times CF}{BW \times AT} \quad \text{eq.(9)}$$

Para a rota de contato dérmico com a água subterrânea a equação para cálculo de dose absorvida pelo organismo é dada por (U.S.EPA, 1989):

$$DA_{\text{água}} = C_{PDE} \frac{AS \times EF \times ET \times ED \times PC \times CF_d}{BW \times AT} \quad \text{eq.(10)}$$

Onde

$DA_{\text{água}}$ é a dose absorvida pelo organismo através do contato dérmico com uma determinada SQI, expresso em miligramas por quilogramas dia (mg/kg.dia);

C_{PDE} é a concentração no ponto de exposição, expressa em miligramas por litro (mg/L) de água;

AS é área superficial de pele disponível para contato dérmico, expressa em centímetros quadrados (cm²);

EF é a frequência da exposição, expressa em dias por ano (d/a);

ET é o tempo de exposição, expresso em horas por dia (h/d);

ED é a duração da exposição, expressa em anos (a);

PC é o coeficiente de permeabilidade da pele, expresso em centímetros por hora (cm/h);

CF_d é o fator de conversão, de 10^{-3} litros por centímetros cúbicos (L/cm³);

BW é o peso corpóreo médio, expresso em quilogramas (kg);

AT é o período de exposição, expresso em dias (d).

Para a rota de contato dérmico com o solo a equação para cálculo de dose absorvida pelo organismo é (U.S. EPA, 1989):

$$DA_{solo} = C_{PDE} \frac{AS \times FAD \times FA \times EF \times ED \times CF_d}{BW \times AT}$$

eq.(11)

Onde

DA_{solo} é a dose absorvida pelo organismo através do contato dérmico com uma determinada SQI, expresso em miligramas por quilogramas dia (mg/kg.dia);

C_{PDE} é a concentração no ponto de exposição, expressa em miligramas por quilograma (mg/kg) de solo;

AS é área superficial de pele disponível para contato dérmico, expressa em centímetros quadrados por evento de contato com o solo (cm²/evento);

EF é a frequência da exposição, expressa em eventos por ano (eventos/a);

FAD é o fator de absorção dérmica, adimensional;

FA é o fator de aderência do solo na pele, expressa em miligramas por centímetro quadrado (mg/cm²). Este fator varia de acordo com o tipo de solo;

ED é a duração da exposição, expressa em anos (a);

CF_d é o fator de conversão, de 10^{-6} quilogramas por miligrama (kg/mg) para solo;

BW é o peso corpóreo médio, expresso em quilogramas (kg);

AT é o período de exposição, expresso em dias (d).

É importante ressaltar a diferença entre a dose de ingresso através da rota de ingestão e a dose de absorção através da rota de contato dérmico. No último caso, fatores de absorção dérmica (FAD) são aplicados para refletir a dessorção do composto do solo e a absorção do mesmo através da pele e então pela corrente sanguínea.

Quando trata-se de exposição através da inalação de vapores deve-se considerar a concentração de exposição (CE), e não mais o ingresso calculado com base no peso corpóreo ou taxa de ingresso. O cálculo da CE decorrente da inalação para compostos carcinogênicos deve se basear na equação abaixo (U.S. EPA, 2009).

$$CE = \frac{C_{AF} \times ET \times ED \times EF}{AT} \quad \text{eq.(12)}$$

Onde

CE é a concentração de exposição por inalação de vapores da água subterrânea ou do solo subsuperficial em ambientes fechados, expressa em microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

C_{AF} é a concentração da SQI no ar em ambientes fechados, expressa em microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Este parâmetro pode ser medido no ar ambiente ou modelado a partir de concentrações existentes no solo e/ou água subterrânea;

ET é o tempo de exposição, expresso em horas por dia (h/d);

ED é a duração da exposição, expressa em anos (a);

EF é a frequência da exposição, expressa em dias por ano (d/a);

AT é o tempo médio para ocorrência de efeitos carcinogênicos adversos, expresso em horas (h). Quando o efeito é crônico, deve-se considerar AT em anos x 365 dias/ano x 24 h/dia, e calcular o valor em horas.

Para casos de inalação de compostos não carcinogênicos, a CE deverá ser igual à concentração do contaminante no ar (medida ou modelada a partir da concentração do solo ou água subterrânea).

No presente estudo, a concentração de HPAs no vapor foi modelada através do programa *Risk-Based Corrective Action (RBCA)* a partir das concentrações existentes em solo e água subterrânea.

3.1.2.3.1. Risk-Based Corrective Action (RBCA)

O programa utilizado para o cálculo da dose de ingresso bem como o cálculo do risco à saúde humana foi o *Risk Based Corrective Action (RBCA) Tool Kit Chemical Releases* versão 2.6. Este aplicativo foi escolhido devido à sua capacidade de integrar modelos de transporte de contaminantes para diversos compartimentos ambientais e por se basear nas metodologias de Avaliação de Risco à Saúde Humana internacionalmente aceitas e utilizadas.

Este programa utiliza como padrões dados norte-americanos. Portanto, para que o modelo fosse adaptado à área de interesse, localizada no Brasil, os dados de exposição foram alterados para dados específicos da área ou, na ausência destes, dados sugeridos pela CETESB (2009).

Os dados do meio físico utilizados foram específicos da área de estudo. A umidade volumétrica na franja capilar foi assumida como 90% da porosidade do solo, e a umidade volumétrica da zona vadosa foi assumida como 64% da porosidade total, conforme observado a partir dos dados da área de estudo.

O valor de condutividade hidráulica utilizado no programa foi a média entre as permeabilidades dos poços de monitoramento obtidas através do *Slug Test*.

O valor utilizado para a permeabilidade de vapor não era conhecido, portanto foi adotado o valor indicado pela CETESB (2009), de $1 \times 10^{-6} \text{ cm}^2$ (ou $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2$). Os parâmetros “razão de troca de ar em espaços fechados”, “espessura das fundações”, “fração de trincas na fundação”, “umidade volumétrica das trincas”, “proporção volumétrica de ar nas trincas” e “taxa de infiltração no solo” também eram desconhecidos e foram assumidos como os valores indicados pela CETESB (2009).

As equações utilizadas pelo programa para calcular o índice de risco e perigo são as mesmas descritas na Seção 3.1.4.

As equações utilizadas pelo programa para modelar o transporte de vapor da água subterrânea ou do solo para ambientes abertos ou fechados são apresentadas a seguir. Estas foram baseadas da norma norte-americana ASTM (2015) *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*.

Fator de volatilização da água subterrânea para vapores em ambientes fechados (ASTM, 2015):

Para $Q_s=0$

$$VF_{gw,esp} = \frac{1}{\frac{1}{H_{eff}} \left(1 + \frac{D_{eff,ws}}{DF_{esp} L_{gw}} + \frac{D_{eff,ws} \times L_{crk}}{D_{eff,crk} \times L_{gw} \times \eta} \right) \times \frac{DF_{esp}}{D_{eff,ws}} \times L_{gw}} \quad \text{eq.(13)}$$

Para $Q_s > 0$

$$VF_{gw,esp} = \frac{1}{\frac{1}{H_{eff}} \left[e^{\xi} + \frac{D_{eff,ws}}{DF_{esp} L_{gw}} + \frac{D_{eff,ws} \times A_b}{Q_s \times L_{gw}} \times (e^{\xi} - 1) \right] \times \frac{DF_{esp} \times L_{gw}}{D_{eff,ws} \times e^{\xi}}} \quad \text{eq.(14)}$$

Sendo

$$\xi = \frac{Q_s \times L_{crk}}{A_b \times D_{crk} \times \eta} \quad \text{eq.(15)}$$

Onde

$VF_{gw,esp}$ é o fator de volatilização da água subterrânea para vapores em ambientes fechados ($\text{cm}^3\text{-água/cm}^3\text{-ar}$);

A_b é a área do contra-piso;

$D_{eff,crk}$ é a difusividade efetiva em trincas do piso com fundação (cm^2/s);

$D_{eff,ws}$ é a difusividade efetiva considerando um nível d'água médio até a superfície (cm^2/s);

DF_{esp} é o fator de dispersão para ar em ambientes fechados (cm/s);

H_{eff} é o coeficiente da lei de Henry efetivo ($\text{cm}^3\text{-água/cm}^3\text{-ar}$);

L_{gw} é a profundidade do nível d'água (cm);

L_{crk} é a espessura da fundação do piso do ambiente fechado considerado (cm);

Q_s é o fluxo convectivo através do piso (cm^3/s);

η é a fração de trincas na fundação (cm^2/cm^2);

Fator de volatilização da água subterrânea para vapores em ambientes abertos
(ASTM, 2015):

$$VF_{gw,amb} = \frac{1}{\left(1 + \frac{DF_{amb} \times L_{gw}}{DF_{eff,ws}}\right) \times \frac{1}{H_{eff}}} \quad \text{eq.(16)}$$

Onde

$VF_{gw,amb}$ é o fator de volatilização da água subterrânea para vapores no ar ambiente ($\text{cm}^3\text{-água}/\text{cm}^3\text{-ar}$);

$D_{eff,ws}$ é a difusividade efetiva considerando um nível d'água médio até a superfície (cm^2/s);

DF_{amb} é o fator de dispersão para ar ambiente (cm/s);

H_{eff} é o coeficiente da lei de Henry efetivo ($\text{cm}^3\text{-água}/\text{cm}^3\text{-ar}$);

L_{gw} é a profundidade do nível d'água (cm);

Fator de volatilização do solo superficial para vapores no ar ambiente (ASTM, 2015):

$$VF_{ss} = \frac{\rho_s}{DF_{amb}} \sqrt{\frac{4 \times D_{eff,vad}}{\pi \times \tau \times 31536000 \text{ s/ano}}} \times \frac{H_{eff}}{K_{sw} \times \rho_s} \quad \text{eq.(17)}$$

ou

$$VF_{ss} = \frac{L_{ss} \times \rho_s}{DF_{amb} \times \tau \times 31536000 \text{ s/ano}} \quad \text{eq.(18)}$$

Dentre as equações 17 e 18 deve prevalecer a de menor resultado.

Onde

VF_{ss} é o fator de volatilização do solo superficial para ar ambiente (g-solo/cm³-ar);

$D_{eff,vad}$ é o coeficiente de difusividade efetiva em áreas vadosas (cm²/s);

DF_{amb} é o fator de dispersão para ar ambiente (cm/s);

H_{eff} é o coeficiente da lei de Henry efetivo (cm³-água/cm³-ar);

K_{sw} é coeficiente de partição solo-água (cm³-água/g-solo);

L_{ss} é a espessura do solo superficial (cm);

ρ_s é a densidade do solo (g/cm³);

τ é o tempo médio para o fluxo de emissão de vapor na superfície (anos);

Fator de volatilização do solo subsuperficial para vapores no ar ambiente (ASTM, 2015):

$$VF_{s,amb} = \frac{1}{\left(1 + \frac{DF_{amb} \times L_s}{D_{eff,vad}}\right) \times \frac{K_{sw}}{H_{eff}}} \quad \text{eq.(19)}$$

Se houver uma espessura finita de solo subsuperficial especificada, deve ser considerada também:

$$VF_{s,amb} = \frac{d_s \times \rho_s}{DF_{amb} \times \tau \times 31536000 \text{ s/ano}} \quad \text{eq.(20)}$$

Dentre as equações 19 e 20 deve prevalecer a de menor resultado.

Onde

$VF_{s,amb}$ é o fator de volatilização do solo subsuperficial para ar ambiente (g-solo/cm³-ar);

$D_{eff,vad}$ é o coeficiente de difusividade efetiva em áreas vadosas (cm²/s);

DF_{amb} é o fator de dispersão para ar ambiente (cm/s);

H_{eff} é o coeficiente da lei de Henry efetivo (cm³-água/cm³-ar);

K_{sw} é coeficiente de partição solo-água (cm³-água/g-solo);

L_s é a profundidade até o solo subsuperficial (cm);

d_s é a profundidade da camada de solo subsuperficial impactada (cm);

τ é a tempo médio para o fluxo de emissão de vapor na superfície (anos).

Fator de volatilização do solo subsuperficial para vapores em ambientes fechados
(ASTM, 2015):

Para $Q_s=0$

$$VF_{s,esp} = \frac{1}{\frac{K_{sw}}{H_{eff}} \left(1 + \frac{D_{eff,vad}}{DF_{esp} L_s} + \frac{D_{eff,vad} \times L_{crk}}{D_{eff,crk} \times L_s \times \eta} \right) \times \frac{DF_{esp}}{D_{eff,vad}} \times L_s} \quad \text{eq.(21)}$$

Para $Q_s>0$

$$VF_{s,esp} = \frac{1}{\frac{K_{sw}}{H_{eff}} \left[e^{\xi} + \frac{D_{eff,vad}}{DF_{esp} L_s} + \frac{D_{eff,vad} \times A_b}{Q_s \times L_s} \times (e^{\xi} - 1) \right] \times \frac{DF_{esp} \times L_s}{D_{eff,vad} \times e^{\xi}}} \quad \text{eq.(22)}$$

Sendo

$$\xi = \frac{Q_s \times L_{crk}}{A_b \times D_{crk} \times \eta} \quad \text{eq.(23)}$$

Se houver uma espessura finita de solo subsuperficial especificada, deve ser considerada também:

$$VF_{s,esp} = \frac{d_s \times \rho_s}{DF_{esp} \times \tau \times 31536000 \text{ s/ano}} \quad \text{eq.(24)}$$

Dentre as equações 21 ou 22 e 24 deve prevalecer a de menor resultado.

Onde

$VF_{s,esp}$ é o fator de volatilização do solo subsuperficial para vapores em ambientes fechados (g-solo/cm³-ar);

A_b é a área do contra-piso;

$D_{eff,crk}$ é a difusividade efetiva em trincas do piso com fundação (cm²/s);

$D_{eff,vad}$ é o coeficiente de difusividade efetiva na área vadosa (cm²/s);

DF_{esp} é o fator de dispersão para ar em ambientes fechados (cm/s);

H_{eff} é o coeficiente da lei de Henry efetivo (cm^3 -água/ cm^3 -ar);

K_{sw} é o coeficiente de partição solo-água (cm^3 -água/g-solo);

L_s é a profundidade até o solo subsuperficial (cm);

L_{crk} é a espessura da fundação do piso do ambiente fechado considerado (cm);

Q_s é o fluxo convectivo através do piso (cm^3/s);

η é a fração de trincas na fundação (cm^2/cm^2);

d_s é a profundidade da camada de solo subsuperficial impactada (cm);

τ é a tempo médio para o fluxo de emissão de vapor na superfície (anos).

Coeficiente de difusão efetiva em camadas de solo homogêneas (ASTM, 2015):

$$D_{eff} = D_{air} \frac{\theta_{air}^{3,33}}{\theta_T^2} + D_{water} \times \left(\frac{\theta_{water}^{3,33}}{H_{eff} \times \theta_T^2} \right) \quad eq.(25)$$

Onde

D_{eff} é o coeficiente de difusão efetiva (cm^2/s);

D_{air} é o coeficiente de difusão molecular no ar (cm^2/s);

D_{water} é o coeficiente de difusão molecular na água (cm^2/s);

H_{eff} é o coeficiente da lei de Henry efetivo (cm^3 -água/ cm^3 -ar);

θ_{air} é o teor volumétrico de ar no solo (cm^3 -ar/ cm^3 -solo);

θ_{water} é o teor volumétrico de água no solo (cm^3 -água/ cm^3 -solo);

θ_T é a porosidade do solo (cm^3 -ar/ cm^3 -solo) = $\theta_{air} + \theta_{water}$.

Coeficiente de difusividade efetiva média entre o nível d'água e o solo superficial
(ASTM, 2015):

$$D_{eff,ws} = \frac{L_{gw}}{(h_v/D_{eff,vad}) + (h_{cap}/D_{eff,cap})} \quad \text{eq.(26)}$$

Onde

$D_{eff,ws}$ é o coeficiente de difusividade efetiva médio entre o nível d'água e o solo superficial (cm^2/s);

$D_{eff,vad}$ é o coeficiente de difusividade na zona vadosa (cm^2/s);

$D_{eff,cap}$ é o coeficiente de difusividade na franja capilar (cm^2/s);

h_v é a espessura da zona vadosa (cm);

h_{cap} é a espessura da franja capilar (cm);

L_{gw} é a profundidade do nível d'água (cm), $L_{gw} = h_v + h_{cap}$.

Fator de Lixiviação: solo para a água subterrânea (ASTM, 2015):

$$LF_{sw,1} = \frac{LF_{pw,gw}}{K_{sw}} \quad \text{eq.(27)}$$

Sendo

$$LF_{pw,gw} = \frac{1}{1 + \frac{U_{gw} \times \delta_{gw}}{I \times W}} \quad \text{eq.(28)}$$

Se houver uma espessura finita de solo subsuperficial especificada, deve ser considerada também:

$$V_{s,amb,2} = \frac{d_s \times \rho_s}{I \times \tau} \quad \text{eq.(29)}$$

Dentre as equações 27 e 29 deve prevalecer a de menor resultado.

Onde

LF_{sw} é o fator de lixiviação do solo para a água subterrânea ($\text{g-solo}/\text{cm}^3\text{-água}$);

I é a taxa de infiltração de água (cm/ano);

K_{sw} é o coeficiente de partição solo-água ($\text{cm}^3\text{-água/g-solo}$);

$LF_{pw,gw}$ é o fator de lixiviação, dado como a razão entre a concentração na água contida nos poros do solo e a concentração na água subterrânea ($\text{cm}^3\text{-água/cm}^3\text{-água}$);

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

W é a largura da área fonte (cm);

δ_{gw} é a altura da zona de mistura da água subterrânea (cm);

τ é a duração média da lixiviação (anos);

d_s é a profundidade da camada de solo subsuperficial impactada (cm).

Cálculo da proporção da concentração total do solo para a concentração da água dos poros na zona vadosa (ASTM, 2015):

$$K_{sw} = \frac{\theta_w + (k_d \times \rho_s) + (H_{eff} \times \theta_a)}{\rho_s} \quad \text{eq.(30)}$$

Esta equação é utilizada no cálculo da razão entre a concentração total em solo e a concentração na água contida nos poros na zona vadosa. É assumido que a partição entre as concentrações do composto em solo (adsorvido), água nos poros e vapor nos poros está em equilíbrio em concentrações abaixo da solubilidade aquosa do composto puro (S) ou da concentração de saturação do vapor ($C_{sat,vap}$).

Onde

K_{sw} é o coeficiente de partição solo-água ($\text{cm}^3\text{-água/g-solo}$);

$C_{sat,vap}$ é a concentração de saturação do vapor ($\text{mg/m}^3\text{-ar}$);

H_{eff} é o coeficiente da lei de Henry efetivo ($\text{cm}^3\text{-água/cm}^3\text{-ar}$);

K_d é o coeficiente de partição solo (adsorvido) – água ($\text{cm}^3\text{-água/g-solo}$);

ρ_s é a densidade do solo (g/cm^3);

θ_a é o teor volumétrico de ar no solo ($\text{cm}^3\text{-ar}/\text{cm}^3\text{-solo}$);

θ_w é o teor volumétrico de água no solo ($\text{cm}^3\text{-água}/\text{cm}^3\text{-solo}$).

Fator de Dispersão para ar ambiente (ambientes abertos) (ASTM, 2015):

$$DF_{amb} = \frac{U_{air} \times W \times \delta_{air}}{A} \quad \text{eq.(31)}$$

Onde

DF_{amb} é o fator de dispersão para ar ambiente (cm/s) ou fluxo de emissão da fonte / concentração do vapor ($\text{g}/\text{cm}^2\text{-s}/(\text{g}/\text{cm}^3)$);

A é a área fonte (cm^2);

U_{air} é a velocidade do ar ambiente na zona de mistura (cm/s);

W é a largura da área fonte (cm);

δ_{air} é a altura da zona de mistura (cm);

Concentração de Saturação do Vapor (para um composto puro) (ASTM, 2015):

$$C_{sat,vap} = \frac{P_v}{760 \text{ mm Hg/atm}} \times \frac{MW}{RT_{amb}} \times 10^6 \frac{\text{mg}/\text{m}^3}{\text{g/L}} \quad \text{eq.(32)}$$

Onde

$C_{sat,vap}$ é a concentração de saturação do vapor ($\text{mg}/\text{m}^3\text{-ar}$);

MW é o peso molecular ($\text{g}/\text{g-mol}$);

P_v pressão de saturação do vapor (mm Hg);

R é a constante universal dos gases ($\text{atm-L}/\text{g-mol-K}$), = 0,08206;

T_{amb} é a temperatura ambiente.

Fator de Dispersão para ar em ambientes fechados (ASTM, 2015):

$$DF_{esp} = L_b \times ER \times \frac{1}{86400 \text{ s/dia}} \quad \text{eq.(33)}$$

Onde

DF_{esp} é o fator de dispersão para ar em ambientes fechados (cm/s) ou fluxo de emissão da fonte / concentração do vapor (g/cm²-s)/(g/cm³);

ER é a taxa de troca de ar no ambiente fechado (1/dia);

L_b corresponde à razão volume do ambiente fechado / área de infiltração (cm);

Fluxo convectivo resultante da pressão através do contra-piso (ASTM, 2015):

$$Q_s = \frac{2\pi \times dP \times K_v \times X_{crk}}{\mu_a \times \ln\left(\frac{2 \times Z_{crk}}{R_{crk}}\right)} \quad \text{eq.(34)}$$

Sendo

$$R_{crk} = \frac{A_b \times \eta}{X_{crk}} \quad \text{eq.(35)}$$

Esta equação descreve o fluxo volumétrico através de uma trinca no piso por onde o vapor irá fluir. As dimensões da trinca são X_{crk} de comprimento e R_{crk} de largura.

Onde

Q_s é o fluxo convectivo através do contra-piso (cm³/s);

A_b é a área do contra-piso (cm²);

dP é a pressão diferencial entre ambiente fechado e aberto (g/cm-s²);

k_v é a permeabilidade do solo (cm²);

X_{crk} é o perímetro do contra-piso ou comprimento total da trinca (cm);

Z_{crk} é a profundidade até a base (porção inferior) do contra-piso (cm);

μ_{air} é a viscosidade do ar (g/cm-s) = 1,81E-04;

η é a fração de trincas na fundação (cm^2 -trincas/ cm^2 -área total).

Concentração residual no solo (ASTM, 2015):

$$C_{sat,soil} = S \times K_{sw} \quad \text{eq.(36)}$$

Onde

$C_{sat,soil}$ é a concentração residual no solo (mg/kg);

K_{sw} é o coeficiente de partição solo-água (cm^3 -água/g-solo);

S é a solubilidade em água do composto puro (mg/L);

3.1.3 Análise da Toxicidade

O processo de ARSH considera, além das etapas descritas até a presente seção, a análise da toxicidade, que tem como objetivo descrever os potenciais efeitos adversos tóxicos e/ou carcinogênicos à saúde das populações expostas aos compostos de interesse.

Os potenciais de carcinogenicidade e/ou toxicidade das SQIs são disponibilizados através do banco de dados da Agência Norte Americana de Pesquisa Sobre o Câncer (*International Agency for Research on Cancer - IARC*) e no Sistema Integrado de Informações sobre Risco da U.S. EPA (*Integrated Risk Information System – IRIS*).

3.1.4 Caracterização do Risco

Na etapa de caracterização do risco foram calculados os índices e quocientes de risco por SQI e rotas de exposição. Estes resultados levaram aos valores de riscos cumulativos por rotas de exposição, separados por riscos carcinogênicos e não carcinogênicos. Por fim, estes riscos foram comparados aos critérios para riscos aceitáveis adotados no Brasil e foram destacados os riscos que excederam tais limites.

As equações utilizadas para a quantificação do risco à saúde são apresentadas abaixo:

Risco por contato direto com compostos carcinogênicos (U.S. EPA, 1989):

$$Risco_C = Dose \times SF \quad \text{eq.(37)}$$

Onde

$Risco_C$ é o índice de risco carcinogênico resultante da ingestão ou contato dérmico do contaminante em solo ou água subterrânea, adimensional.

$Dose$ é a dose ingerida, I_{in} , ou absorvida pela pele, DA , apresentadas na Seção 3.1.2.3, expressa em miligrama por quilograma dia (mg/kg.dia), e

SF é o *slope factor* estabelecido para cada composto, expresso em miligrama por quilograma dia (mg/kg.dia)⁻¹. Valores de SF são publicados pelo IRIS para compostos de forma individual;

Risco por contato direto com compostos não carcinogênicos (U.S. EPA, 1989):

$$Risco_{NC} = \frac{Dose}{RfD} \quad \text{eq.(38)}$$

Onde

$Risco_{NC}$ é o quociente de risco não carcinogênico (ou quociente de perigo) resultante da ingestão ou contato dérmico do contaminante em solo ou água subterrânea, adimensional.

$Dose$ é a dose ingerida, I_{in} , ou absorvida pela pele, DA , apresentadas na Seção 3.1.2.3, expressa em miligrama por quilograma dia (mg/kg.dia), e

RfD é a dose de referência, que pode ser para ingestão ou para contato dérmico, estabelecida para cada composto, expressa em miligrama por quilograma dia (mg/kg.dia). Valores de RfD são publicados pelo IRIS para compostos de forma individual;

Risco por inalação de vapores contendo compostos carcinogênicos (U.S. EPA, 2009):

$$Risco_C = IUR \times CE \quad \text{eq.(39)}$$

Onde

$Risco_C$ é o índice de risco carcinogênico resultante da inalação de vapor, adimensional.

IUR é o fator de risco unitário em cenários de inalação denominado de *Inhalation Unit Risk*, expresso em metro cúbico por microgramas $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Valores de IUR são publicados pelo IRIS para compostos de forma individual;

CE é a concentração de exposição descrita na Seção 3.1.2.3, expressa em microgramas por metro cúbico $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$.

Risco por inalação de vapores contendo compostos não carcinogênicos (U.S. EPA, 2009):

$$Risco_{NC} = \frac{CE}{RfC} \quad \text{eq.(40)}$$

Onde

$Risco_{NC}$ é o quociente de risco não carcinogênico (ou perigo) resultante da inalação de vapor, adimensional.

CE é a concentração de exposição descrita na Seção 3.1.2.3, expressa em microgramas por metro cúbico $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$.

RfC é a concentração de referência, expressa em microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Valores de *RfC* são publicados pelo IRIS para compostos de forma individual. A *RfC* pode ser substituída por qualquer outro valor de toxicidade estabelecido pelo IRIS que se aplique à exposição por inalação.

3.2

Análise de Sensibilidade dos Parâmetros do Meio Físico

A análise de sensibilidade teve como objetivo avaliar quais parâmetros do meio físico exercem maior influência no risco à saúde humana na área contaminada por HPAs selecionada no estudo de caso. Para tanto, foi adotado o método gráfico através de uma análise de sensibilidade *one-at-a-time* (OAT), que consistiu em variar parâmetros selecionados individualmente, mantendo os demais parâmetros constantes, e, por fim, avaliar o efeito daquela variação individual no resultado final de risco à saúde humana.

Este método foi realizado para os parâmetros condutividade hidráulica, porosidade, gradiente hidráulico, profundidade do nível d'água e FOC. Os valores aplicados aos parâmetros (valores centrais) foram específicos da área de estudo.

Cada valor central foi variado positiva e negativamente, em intervalos de 25% (percentis). Para a variação de cada parâmetro foram realizadas simulações para quatro diferentes rotas de exposição (inalação em ambientes abertos, inalação em ambientes fechados, contato direto com o solo e contato direto com a água subterrânea), e três distâncias da fonte de contaminação (sobre a fonte, a 20 m da fonte e a 100 m da fonte), com exceção do contato direto com o solo, que se aplicava somente ao cenário sobre a fonte. Um total de 200 simulações [5 parâmetros de entrada x 4 percentis (-50%, -25%, +25% e +50%) x 4 rotas de exposição x 3 distâncias (exceto contato com o solo)] foram realizadas.

Os resultados foram agrupados por rota de exposição, potencial carcinogênico e distância da fonte, e apresentados de forma gráfica.

A **Tabela 4** abaixo apresenta os valores centrais de cada parâmetro e as variações consideradas na Análise de Sensibilidade.

Tabela 4 - Valores centrais e variações dos parâmetros do meio físico considerados no presente estudo.

Valores	Condutividade hidráulica (cm/dia)	Porosidade (-)	Gradiente Hidráulico (-)	Profundidade do NA (m)	FOC $\times 10^{-3}$(-)
50% menor	4,049	0,178	0,0050	0,795	3,95
25% menor	6,074	0,267	0,0075	1,192	5,92
Central	8,098	0,356	0,0100	1,590	7,90
25% maior	10,123	0,445	0,0125	1,987	9,87
50% maior	12,147	0,534	0,0150	2,385	11,85

Legenda: (-): adimensional.

4

Resultados e Discussão

Este capítulo apresenta os resultados obtidos no estudo de caso utilizando a metodologia de avaliação de risco à saúde humana com ênfase na importância da geotecnia para esta abordagem metodológica, seguidos de discussão. Primeiramente são apresentados os dados coletados na área de estudo que possibilitaram a estimativa do risco à saúde dos futuros trabalhadores resultante da ocorrência de HPAs. Em seguida são apresentados os resultados de exposição, toxicidade e risco do estudo de caso e, por fim, os resultados da análise de sensibilidade do risco à saúde humana frente às variações dos parâmetros do meio físico.

4.1

Caracterização da Área de Estudo

A área objeto do presente estudo de caso é uma antiga área industrial, atualmente desativada, localizada na cidade do Rio de Janeiro. O entorno da área de estudo é ocupado por indústrias, comércios e residências e áreas atualmente em processo de mudança de uso de industrial para comercial.

A fábrica que ocupava a área de estudo iniciou suas operações no início do século XX e permaneceu operante durante até a década de 1990. A principal matéria prima utilizada ao longo da operação da fábrica foi o carvão, posteriormente armazenado e descartado no local.

Os processos produtivos da fábrica geravam subprodutos da queima incompleta e da destilação do carvão, que eram armazenados em diversos locais da área de estudo. Esta conduta resultou na contaminação do solo e da água subterrânea locais com diversos compostos químicos, dentre eles compostos orgânicos voláteis (VOC), semi-voláteis (SVOC) e metais, uma vez que não vigoravam legislações que orientassem ou regularizassem a disposição e armazenamento de resíduos à época de operação da fábrica.

Os principais compostos detectados em solo e água subterrânea na área de estudo, devido à sua diversidade e concentrações elevadas, foram os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), que compõem o grupo dos SVOCs.

4.1.1

Histórico e Caracterização da Contaminação

Conforme mencionado na seção anterior, a principal matéria prima utilizada na área de estudo foi o carvão. O principal subproduto da queima do carvão é o alcatrão de carvão. De acordo com Howsam & Jones (1998), solos de áreas onde houve queima de carvão e ocorrência de alcatrão de carvão frequentemente apresentam contaminação por fenóis, cresóis, hidrocarbonetos alifáticos, benzeno, HPAs e diversos outros compostos orgânicos como dibenzofuranos. Em geral, 80% dos compostos orgânicos presentes no alcatrão de carvão são formados por HPAs, especialmente aqueles de alto peso molecular, com destaque para os compostos antraceno, fenantreno, fluoranteno, pireno e benzo(a)antraceno.

Além da presença do alcatrão de carvão, o carvão mineral foi utilizado para aterro de parte do terreno, uma vez que no passado esta prática era comum, principalmente em sítios industriais. Desta forma, tanto o alcatrão de carvão quanto o próprio carvão serviram como fonte de contaminação para o solo, a água subterrânea e para a emissão atmosférica e volatilização de HPAs de baixo peso molecular, uma vez que HPAs não são facilmente degradados e podem permanecer no solo por centenas de anos.

Pode-se assumir que durante a operação da fábrica existiam fontes ativas, das quais contaminantes infiltravam continuamente para o subsolo. Após a desativação da fábrica, há cerca de vinte anos, as fontes primárias foram desmobilizadas. No entanto, na época, permaneceram no local as fontes secundárias, como o produto adsorvido ao solo e o LNAPL que havia sido originado durante a operação. Resultados de estudos realizados nos últimos anos na área avaliada indicaram que os produtos que poderiam atuar como fonte secundária encontram-se atualmente degradados a ponto de não serem mais capazes de liberar contaminantes para o meio. Portanto, atualmente, a fonte de contaminação não é mais considerada contínua.

4.1.2 Caracterização Hidrogeológica

A caracterização hidrogeológica da área de estudo é fundamental para um bom entendimento dos mecanismos de transporte de contaminantes na área e na elaboração de um modelo conceitual de exposição, a ser utilizado na avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas.

A área de estudo está localizada próxima ao mar, que exerce influência local sobre o fluxo da água subterrânea.

A topografia local é plana e através da realização de 19 sondagens na área de estudo foi possível observar que o solo local é composto por uma sequência de camadas, conforme descrito a seguir, do topo para a base:

- Aterro de composição variada, com espessura média de 2 m, composto predominantemente por argila arenosa com presença de carvão mineral e fragmentos rochosos;
- Aterro areno argiloso com espessura média de 2 m, variando localmente;
- Camada de argila preta com matéria orgânica, com ocorrência descontínua e espessura média de 30 cm, em porções do terreno abaixo da camada de aterro areno argiloso;
- Solo areno argiloso com presença de matéria orgânica e espessura média de 50 cm. Esta camada está associada à ocorrência de argila orgânica nas porções mais próximas ao topo rochoso;
- Solo de alteração de rocha seguido de embasamento rochoso à profundidade média de 5,5 m.

A hidrogeologia da área é caracterizada pela presença de um aquífero livre, com nível d'água médio de 1,59 m de profundidade.

O fluxo da água subterrânea tem direção de sudeste para noroeste e não sofre alterações de acordo com os ciclos hidrológicos. Os estudos realizados na área forneceram dados suficientes para a elaboração de um modelo conceitual para a área de estudo, apresentado na seção 4.3.

4.2

Cenário atual de contaminação na área de estudo

A partir do conjunto de dados coletados em campo e dados históricos disponíveis foi possível compreender o histórico do processo de contaminação da área de estudo e seu cenário atual.

A área de estudo possui duas principais fontes de contaminação conhecidas distintas. Uma fonte é resultante de vazamentos passados de subprodutos gerados no antigo processo produtivo da fábrica, que impactam principalmente o solo subsuperficial e a água subterrânea. A segunda fonte é uma fonte difusa, resultante do uso de aterro contendo escória de minério, incluindo carvão mineral, que resultou em um impacto no solo superficial da área.

Durante as sondagens foi observado produto adsorvido ao solo, presente na camada mais profunda do subsolo, sobre o topo rochoso. Observou-se, portanto, que o contaminante liberado na superfície do terreno migrou através da zona vadosa até atingir o nível d'água. Nesta profundidade, parte do contaminante se espalhou horizontalmente na forma de fase dissolvida na água subterrânea. No entanto, outra parte, mais densa do que a água, continuou a migrar até atingir uma porção pouco permeável (solo de alteração de rocha e topo rochoso).

Durante o monitoramento dos poços não foi observado fase livre mais densa do que a água (DNAPL), no entanto, um dos poços apresentou fase livre menos densa do que a água (LNAPL). Estudos anteriores realizados na área estudada mostraram que o NAPL presente foi gerado há décadas, quando da operação da fábrica, e atualmente não é mais capaz de liberar contaminantes. Portanto, neste caso específico o LNAPL não atua mais como fonte secundária.

As dimensões das fontes de contaminação são apresentadas na **Figura 9**.

Os resultados analíticos indicaram a ocorrência de HPAs tanto em solo quanto na água subterrânea, distribuídos ao longo de grande parte da área avaliada. As maiores concentrações estão localizadas próximas às fontes de contaminação, conforme esperado.

A **Figura 9** abaixo apresenta um desenho esquemático da área de estudo com a localização das fontes, sondagens realizadas e poços de monitoramento instalados.

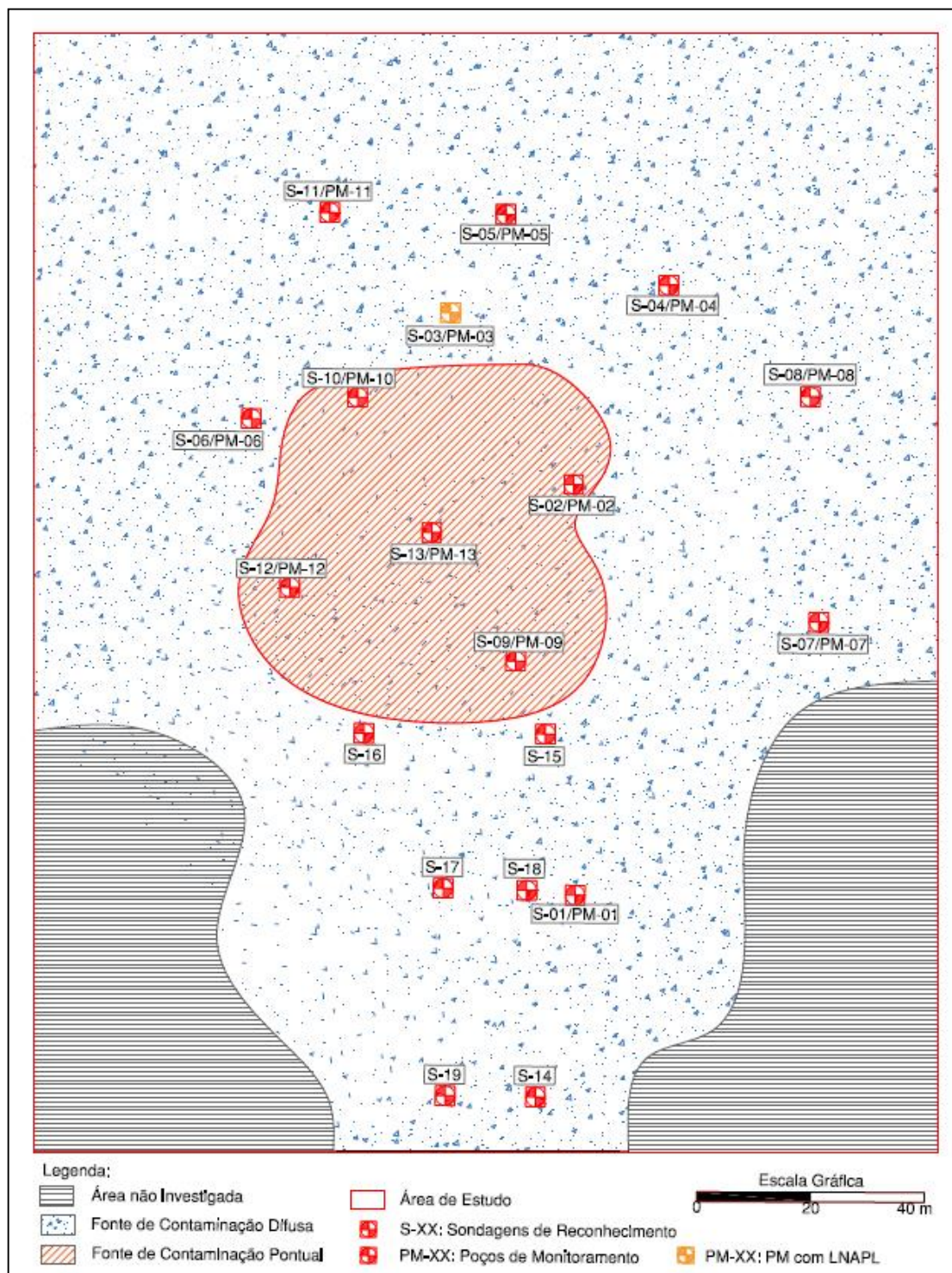


Figura 9 - Desenho esquemático da área de estudo e pontos de coleta.

Os resultados analíticos das amostras de solo superficial (profundidade até 1 m) indicaram a presença dos compostos benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno,

benzo(b)fluoranteno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, indeno (1,2,3-cd) pireno e naftaleno em concentrações acima dos VIs estabelecidos pela Resolução CONAMA 420 ou pela U.S. EPA (2016).

Os resultados analíticos das amostras de solo subsuperficial (profundidade superior a 1 m) indicaram concentrações de benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, dibenzo(a,h)antraceno e naftaleno em concentrações acima dos Valores de Investigação (VI) estabelecidos pela Resolução CONAMA 420 ou pela U.S. EPA (2016).

Apesar dos compostos identificados acima dos VI nas duas camadas de solo terem sido semelhantes entre si, as concentrações e distribuições foram diferentes.

As concentrações dos HPAs no solo superficial foram expressivamente maiores do que aquelas observadas no solo subsuperficial. A distribuição espacial dos compostos no solo superficial também foi mais abrangente do que no solo subsuperficial. Com exceção do fenantreno e do naftaleno, todos os compostos detectados em concentrações acima do VI no solo superficial tiveram distribuição abrangente, ocorrendo em diversas porções da área de estudo, refletindo sua fonte difusa.

No solo subsuperficial foram observadas ocorrências pontuais de todos os compostos supracitados, com exceção do benzo(a)pireno, que apresentou ocorrência mais abrangente ao longo da área. Esta distribuição espacial restrita das concentrações superiores ao VI em solo subsuperficial refletem a fonte desta contaminação, caracterizada por uma fonte estacionária e pontual.

Dentre os compostos identificados em concentrações acima do VI em solo superficial e subsuperficial, aqueles que apresentam maior solubilidade em água são o fenantreno (1,29 mg/L) e o naftaleno (31 mg/L). Observa-se que a solubilidade do naftaleno é alta e seu peso molecular é baixo, portanto era esperada sua ocorrência em água subterrânea.

Os resultados analíticos de HPAs nas amostras de água subterrânea coletadas ao longo das campanhas realizadas indicaram a presença de naftaleno e 2-metilnaftaleno acima dos VIs.

Os resultados analíticos da área de estudo possibilitaram avaliar a extensão da contaminação para que fossem obtidas as dimensões necessárias ao cálculo de risco à saúde humana.

A estatística descritiva dos resultados obtidos são apresentadas nas **Tabelas 5, 6 e 7** abaixo.

Tabela 5 - Estatística descritiva dos resultados analíticos das amostras de solo superficial.

Composto	Detecções (a)	Concentr. acima do VI (b)	Total de amostras	FD (%) (c)	FD acima do VI (%) (d)	Mínimo (mg/kg) (e)	Média (mg/kg)	Máximo (mg/kg)	Desvio Padrão	VI (mg/kg)	Referência (f)
2-Metilnaftaleno	8	0	9	89	0	0,01	6,79	53,00	17,39	3,0E+03	2
Acenafteno	6	0	9	67	0	0,01	2,80	11,00	4,04	4,5E+04	2
Acenaftileno	3	NA	9	33	NA	0,01	3,99	32,00	10,53	NE	NE
Antraceno	5	0	9	56	0	0,01	9,28	61,00	19,70	2,3E+05	2
Benzo(a)antraceno	8	4	9	89	44	0,01	14,05	75,00	24,32	2,9E+00	2
Benzo(a)pireno	8	6	9	89	67	0,01	10,35	45,00	14,74	2,9E-01	2
Benzo(b)fluoranteno	8	4	9	89	44	0,01	14,84	68,00	22,21	2,9E+00	2
Benzo(g,h,i)perileno	6	NA	9	67	NA	0,01	5,70	25,00	8,43	NE	NE
Benzo(k)fluoranteno	8	0	9	89	0	0,01	5,29	23,00	7,67	2,9E+01	2
Criseno	8	0	9	89	0	0,01	13,18	72,00	23,38	2,9E+02	2
Dibenzo(a,h)antraceno	3	3	9	33	33	0,01	1,23	8,90	2,89	2,9E-01	2
Fenantreno	8	1	9	89	11	0,01	40,67	229,00	75,14	9,5E+01	1
Fluoranteno	8	0	9	89	0	0,01	34,91	149,00	51,65	3,0E+04	2
Fluoreno	5	0	9	56	0	0,01	11,91	95,00	31,23	3,0E+04	2
Indeno(1,2,3-cd)pireno	6	3	9	67	33	0,01	4,95	29,00	9,44	2,9E+00	2
Naftaleno	8	1	9	89	11	0,01	9,87	71,00	23,10	1,7E+01	2
Pireno	8	0	9	89	0	0,01	29,88	116,00	41,33	2,3E+04	2

Legenda: NA: Não aplicável, pois não há valor de investigação. NE: VI não estabelecido.

(a) Número de amostras onde o composto foi detectado. (b) número de amostras cuja concentração ultrapassou o VI. (c) Frequência de detecção percentual do composto.

(d) Frequência de detecção percentual do número de amostras cuja concentração ultrapassou o VI para um determinado composto. (e) As concentrações mínimas apresentadas correspondem a metade do limite de quantificação do método analítico. (f) Referência do VI. Quando um composto possui VI estabelecido tanto pela Resolução CONAMA 420 quanto por U.S. EPA, 2016, foi selecionado o VI mais restritivo, sendo 1: CONAMA 420 e 2: U.S. EPA, 2016.

Composto em **negrito**: composto cuja concentração ultrapassou o VI.

Tabela 6 - Estatística descritiva dos resultados analíticos das amostras de solo subsuperficial.

Composto	Detecções (a)	Concentr. acima do VI (b)	Total de amostras	FD (%) (c)	FD acima do VI (%) (d)	Mínimo (mg/kg) (e)	Média (mg/kg)	Máximo (mg/kg)	Desvio Padrão	VI (mg/kg)	Referência (f)
2-Metilnaftaleno	8	0	14	57	0	0,01	1,36	14,00	3,83	3,0E+03	2
Acenafteno	7	0	14	50	0	0,01	0,72	8,90	2,36	4,5E+04	2
Acenaftileno	6	NA	14	43	NA	0,01	0,08	0,35	0,11	NE	NE
Antraceno	7	0	14	50	0	0,01	0,87	10,00	2,64	2,3E+05	2
Benzo(a)antraceno	8	1	14	57	7	0,01	0,72	4,80	1,34	2,9E+00	2
Benzo(a)pireno	8	7	14	57	50	0,01	0,49	3,30	0,87	2,9E-01	2
Benzo(b)fluoranteno	8	1	14	57	7	0,01	0,60	4,10	1,08	2,9E+00	2
Benzo(g,h,i)perileno	8	NA	14	57	NA	0,01	0,28	1,80	0,47	NE	NE
Benzo(k)fluoranteno	8	0	14	57	0	0,01	0,40	2,40	0,65	2,9E+01	2
Criseno	8	0	14	57	0	0,01	0,77	5,40	1,47	2,9E+02	2
Dibenzo(a,h)antraceno	6	1	14	43	7	0,01	0,07	0,62	0,16	2,9E-01	2
Fenantreno	9	0	14	64	0	0,01	3,05	38,00	10,07	9,5E+01	1
Fluoranteno	9	0	14	64	0	0,01	1,88	11,00	3,70	3,0E+04	2
Fluoreno	7	0	14	50	0	0,01	1,08	14,00	3,72	3,0E+04	2
Indeno(1,2,3-cd)pireno	8	0	14	57	0	0,01	0,30	2,10	0,55	2,9E+00	2
Naftaleno	8	1	14	57	7	0,01	2,82	34,00	9,05	1,7E+01	2
Pireno	8	0	14	57	0	0,01	1,75	9,90	3,26	2,3E+04	2

Legenda: NA: Não aplicável, pois não há valor de investigação. NE: VI não estabelecido.

(a) Número de amostras onde o composto foi detectado. (b) número de amostras cuja concentração ultrapassou o VI. (c) Frequência de detecção percentual do composto.

(d) Frequência de detecção percentual do número de amostras cuja concentração ultrapassou o VI para um determinado composto. (e) As concentrações mínimas apresentadas correspondem a metade do limite de quantificação do método analítico. (f) Referência do VI. Quando um composto possui VI estabelecido tanto pela Resolução CONAMA 420 quanto por U.S. EPA, 2016, foi selecionado o VI mais restritivo, sendo 1: CONAMA 420; 2: U.S. EPA, 2016.

Composto em **negrito**: composto cuja concentração ultrapassou o VI.

Tabela 7 - Estatística descritiva dos resultados analíticos das amostras de água subterrânea.

Composto	Deteccões (a)	Concentr. acima do VI (b)	Total de amostras	FD (%) (c)	FD acima do VI (%) (d)	Mínimo (µg/L) (e)	Média (µg/L)	Máximo (µg/L)	Desvio Padrão	VI (µg/L)	Referência (f)
2-Metilnaftaleno	10	6	21	48	29	0,08	220,94	693,90	215,22	3,6E+01	2
Acenafteno	9	0	21	43	0	0,08	20,19	176,50	49,09	5,3E+02	2
Acenaftileno	1	0	21	5	0	0,08	3,94	0,64	9,51	NE	NA
Antraceno	1	0	21	5	0	0,08	4,15	4,70	9,47	1,8E+03	2
Benzo(a)antraceno	0	0	21	0	0	0,08	3,92	NA	9,52	1,8E+00	1
Benzo(a)pireno	0	0	21	0	0	0,08	3,92	NA	9,52	0,7E+00	1
Benzo(b)fluoranteno	0	0	21	0	0	0,08	3,92	NA	9,52	3,4E-01	2
Benzo(g,h,i)perileno	0	0	21	0	0	0,08	3,92	NA	9,52	NE	NA
Benzo(k)fluoranteno	0	0	21	0	0	0,08	3,92	NA	9,52	3,4E+00	2
Criseno	0	0	21	0	0	0,08	3,92	NA	9,52	3,4E+01	2
Dibenzo(a,h)antraceno	0	0	21	0	0	0,05	1,96	NA	4,76	1,8E-01	1
Fenantreno	4	0	21	19	0	0,08	4,66	32,40	8,79	1,4E+02	1
Fluoranteno	6	0	21	29	0	0,08	1,88	3,50	3,10	8,0E+02	2
Fluoreno	4	0	21	19	0	0,08	8,51	65,80	17,15	2,9E+02	2
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0	0	21	0	0	0,08	1,97	NA	4,75	1,7E-01	1
Naftaleno	11	7	21	52	33	0,08	1260,89	6292,70	2164,67	1,4E+02	1
Pireno	6	0	21	29	0	0,08	1,89	4,70	3,17	1,2E+02	2

Legenda: NA: Não aplicável, pois o composto não foi detectado. NE: VI não estabelecido.

(a) Número de amostras onde o composto foi detectado. (b) número de amostras cuja concentração ultrapassou o VI. (c) Frequência de detecção percentual do composto. (d) Frequência de detecção percentual do número de amostras cuja concentração ultrapassou o VI para um determinado composto. (e) As concentrações mínimas apresentadas correspondem à metade do limite de quantificação do método analítico. (f) Referência do VI. Quando um composto possui VI estabelecido tanto pela Resolução CONAMA 420 quanto por U.S. EPA, 2016, foi selecionado o VI mais restritivo, sendo 1: CONAMA 420; 2: U.S. EPA, 2016.

Composto em **negrito**: composto cuja concentração ultrapassou o VI.

Os resultados da análise granulométrica do solo indicaram a presença de solo areno siltoso com proporções semelhantes de areia fina (23,5%), média (22,7%) e grossa (17,2%) e silte (19,7%).

Os resultados da análise dos parâmetros geotécnicos do solo obtidos em laboratório são apresentados na **Tabela 8**. Estes resultados foram utilizados nos cálculos descritos na Seção 4.5.

Tabela 8 – Resultados dos parâmetros geotécnicos do solo da área de estudo.

Parâmetros	Unidade	Valor
Umidade Natural	%	23
Densidade de Partículas	g/cm ³	2,44
Fração de Carbono Orgânico	%	0,79
Densidade do Solo	g/cm ³	1,58
Porosidade Total	%	35,6
Porosidade Efetiva	%	4,3

A média da condutividade hidráulica medida em três poços de monitoramento através do *Slug Test* resultou no valor de $9,37 \times 10^{-5}$ cm/s, ou 8,10 cm/dia.

Durante as sondagens realizadas na área de estudo foi identificada a ocorrência de produto com aspecto de alcatrão de carvão adsorvido ao solo na camada sobre a camada de alteração de rocha e topo rochoso.

4.3 Avaliação da Exposição

4.3.1 Identificação dos Caminhos de Exposição

Os caminhos de exposição identificados no presente estudo de caso foram identificados como:

- O meio poroso (solo), por onde o contaminante pode migrar até chegar à água subterrânea, e por onde o contaminante na fase vapor pode migrar para atingir o ar ambiente.

- A água subterrânea, através do transporte do contaminante em solução e mesmo na fase não aquosa (NAPL), de forma mais lenta;
- O ar ambiente, através do transporte do contaminante na forma de vapor.

Os caminhos de exposição descritos acima podem ser ilustrados, como mostra a **Figura 10**.

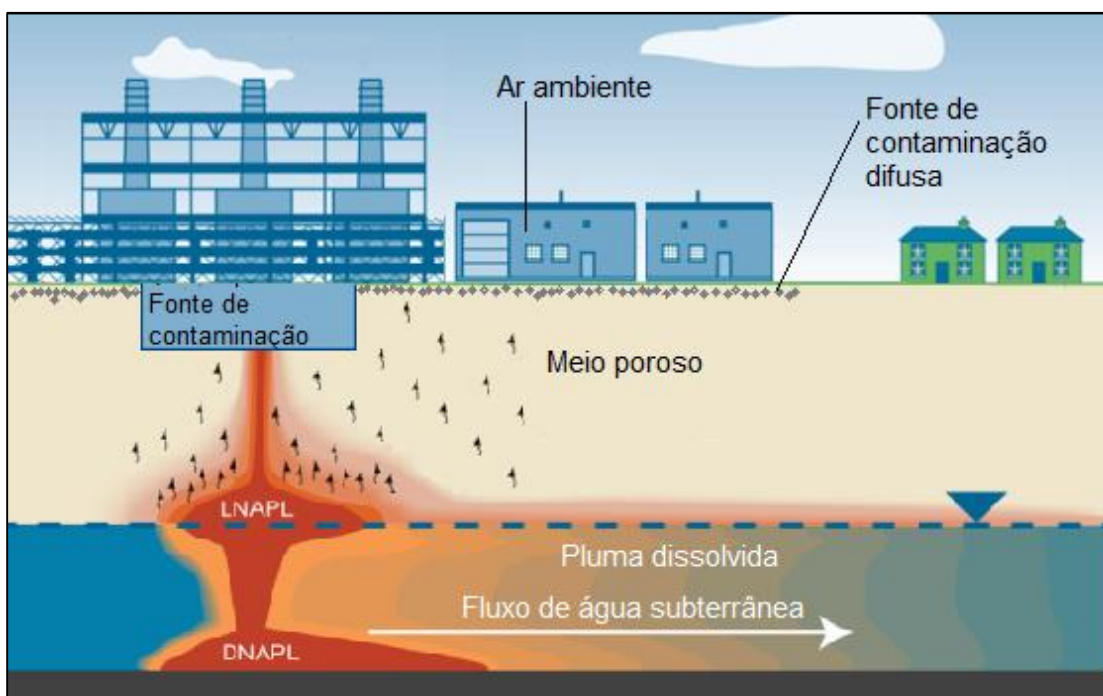


Figura 10 - Potenciais caminhos de exposição para a área de estudo (Modificado de ITRC, 2015).

Com base na descrição da litologia local, observa-se que as lentes de argila preta com matéria orgânica possuem a capacidade de retenção do contaminante, devido às suas características granulométricas e de afinidade com compostos orgânicos, como HPAs. A camada arenosa, por sua vez, pode atuar como caminho preferencial para o fluxo de contaminantes, possibilitando uma migração mais rápida nesta porção do solo. O embasamento rochoso atua como camada pouco permeável, onde a migração vertical do contaminante é muito reduzida.

4.3.2 Identificação das Rotas de Exposição

As rotas de exposição identificadas no cenário ao qual os receptores estarão expostos no futuro podem ser descritas como:

- Inalação de vapores do solo superficial por trabalhadores locais;
- Inalação de vapores da água subterrânea e do solo subsuperficial por trabalhadores locais;
- Contato direto (contato dérmico e ingestão acidental) com o solo superficial por trabalhadores locais;
- Rota hipotética de contato direto (contato dérmico e ingestão acidental) com a água subterrânea por trabalhadores locais.

A rota de contato direto com a água subterrânea será incompleta no futuro, mas foi modelada e considerada hipotética para avaliar o potencial impacto da variação dos parâmetros do meio físico em água subterrânea.

A rota de contato direto com o solo foi considerada devido à possibilidade de haver jardins ou pequenas áreas com solo exposto no projeto futuro.

A **Figura 11** apresenta o modelo conceitual de exposição da área de estudo, que ilustra os dados apresentados nas Seções 4.3.1 e 4.3.2. Nesta figura também é apresentada a seção hidrogeológica da área estudada bem como a pluma de contaminação existente e a litologia local. Observa-se nesta figura que a contaminação se apresenta tanto na porção superficial do aquífero quanto na mais profunda, devido à existência de HPAs de baixo e alto peso molecular.

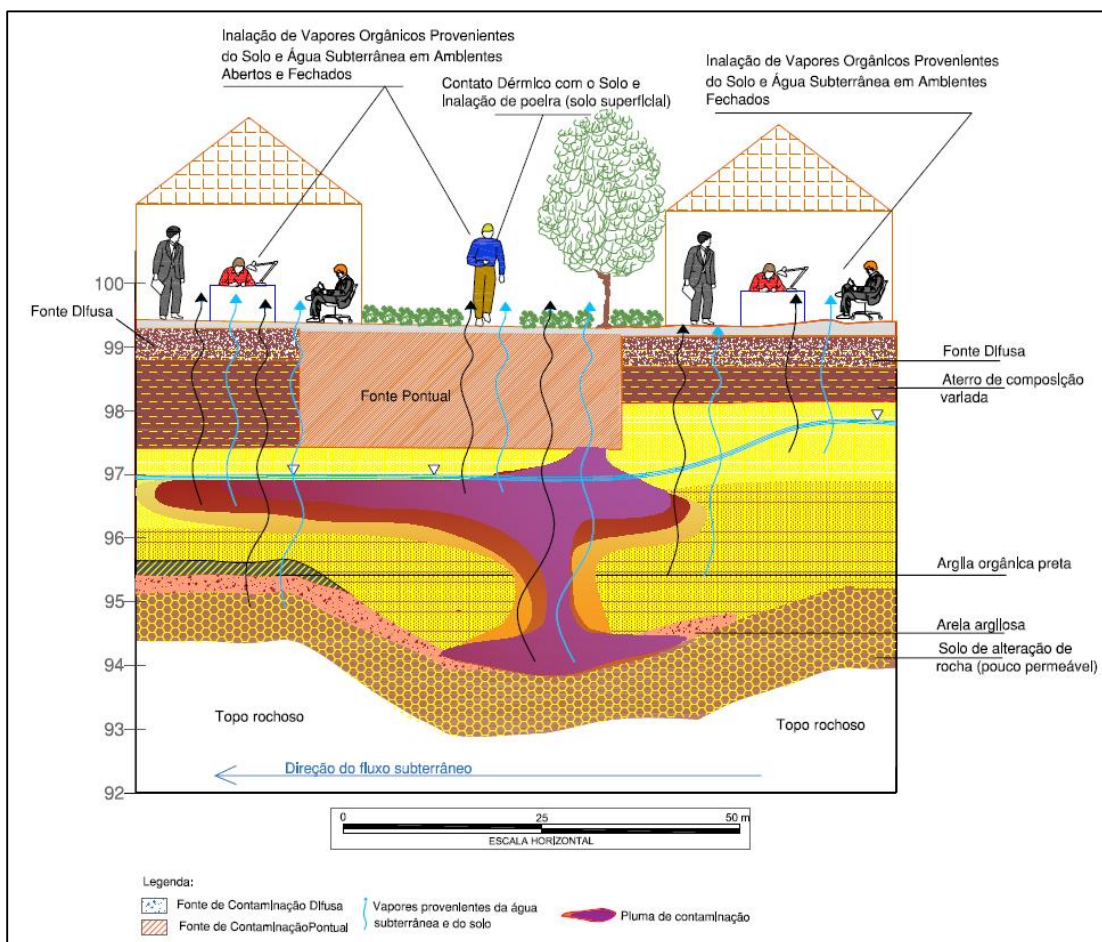


Figura 11 - Modelo Conceitual de Exposição da Área de Estudo

4.3.3 Seleção das Substâncias Químicas de Interesse

As substâncias químicas de interesse (SQI) utilizadas no cálculo da exposição e risco à saúde humana foram selecionadas com base nos critérios descritos no Capítulo 3. Dentre as substâncias que apresentaram concentrações quantificáveis em solo ou água subterrânea, o acenaftileno e benzo(g,h,i)perileno não possuem valores orientadores nas bases de dados para valores de referências adotadas. O composto benzo(a)antraceno não possui dados toxicológicos ou físico-químicos suficientes para o cálculo do risco à saúde humana. Portanto, estes três compostos não foram selecionados como SQIs no presente estudo.

As SQIs selecionadas são apresentadas na **Tabela 9** abaixo, com os dados referentes a cada composto selecionado.

Tabela 9 – Resultados da Seleção de SQLs para a Avaliação de Risco à Saúde Humana na Área de Estudo

Compartimento	Composto	Unidade	CAS	Frequência de Detecção (a)	Concentração Máxima Detectada	VI (b)	Fonte (c)
Solo Superficial	Benzo(a)antraceno	mg/kg	56-55-3	8:9 89	75,0	65 2,9	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
	Benzo(a)pireno	mg/kg	50-32-8	8:9 89	45,0	3,5 0,29	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
	Benzo(b)fluoranteno	mg/kg	205-99-2	8:9 89	68,0	2,9	U.S. EPA, 2016
	Dibenzo(a,h)antraceno	mg/kg	53-70-3	3:9 33	8,9	1,3 0,29	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
	Fenantreno	mg/kg	85-01-8	8:9 89	229,0	95	CONAMA 420
	Indeno (1,2,3 – c,d) pireno	mg/kg	193-39-5	6:9 67	29,0	130 2,9	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
	Naftaleno	mg/kg	91-20-3	8:9 89	71,0	90 17	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
Solo Subsuperficial	Benzo(a)antraceno	mg/kg	56-55-3	8:14 57	4,8	65 2,9	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
	Benzo(a)pireno	mg/kg	50-32-8	8:14 57	3,3	3,5 0,29	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
	Benzo(b)fluoranteno	mg/kg	205-99-2	8:14 57	4,1	2,9	U.S. EPA, 2016
	Dibenzo(a,h)antraceno	mg/kg	53-70-3	6:14 43	0,6	1,3 0,29	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
	Naftaleno	mg/kg	91-20-3	8:14 57	34,0	90 17	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016

Tabela 9 – Resultados da Seleção de SQLs para a Avaliação de Risco à Saúde Humana na Área de Estudo (Continuação)

Compartimento	Composto	Unidade	CAS	Frequência de Detecção (a)	Concentração Máxima Detectada	VI (b)	Fonte (c)
Água Subterrânea	Naftaleno	µg/L	91-20-3	11:21 52	6292,7	140 1,7	CONAMA 420 U.S. EPA, 2016
	2-Metilnaftaleno	µg/L	91-57-6	10:21 48	693,90	36	U.S. EPA, 2016

Legenda: (a) Frequência de detecção expressa da seguinte forma: número de amostras cuja concentração foi detectável : número total de amostras | porcentagem de detecções. (b) VI existente. Quando há dois VIs, estes são apresentados da seguinte forma: CONAMA 420 | U.S.EPA, 2016. (c) Fonte do VI.

4.4

Análise da Toxicidade

A avaliação da toxicidade e da carcinogenicidade realizada no presente estudo utilizou dados e informações das principais agências ambientais, de saúde e pesquisa sobre o câncer reconhecidas internacionalmente. Os dados obtidos foram utilizados no programa RBCA para os cálculos de risco e são apresentados na **Tabela 10** abaixo.

Observa-se que a maior parte das SQIs selecionadas são prováveis carcinogênicos para humanos.

Tabela 10 - Dados de carcinogenicidade e toxicidade das SQIs selecionadas no presente estudo

SQI	Potencial carcinogênico	Fonte	RfD oral (mg/kg.dia)	Fonte	RfD dermal (mg/kg.dia)	Fonte	SF oral [1/(mg/kg.dia)]	Fonte
Benzo(a)antraceno	B2	IRIS, 1990	ND	NA	ND	NA	0,73	TCEQ, 2009
Benzo(a)pireno	B2	IRIS, 1994	ND	NA	ND	NA	7,3	IRIS, 2007
Benzo(b)fluoranteno	B2	IRIS, 1990	ND	NA	ND	NA	0,73	TCEQ, 2009
Dibenzo(a,h)antraceno	B2	IRIS, 1990	ND	NA	ND	NA	7,3	IRIS, 2007
Fenantreno	D	IRIS, 1990	0,03	TCEQ, 2009	0,03	IRIS, 2007	ND	NA
Indeno(1,2,3-cd)pireno	B2	IRIS, 1990	ND	NA	ND	NA	0,73	TCEQ, 2009
Naftaleno	C	IRIS, 1998	0,02	IRIS, 2007	0,02	IRIS, 2007	ND	NA
2-Metilnaftaleno	-	IRIS, 2003	0,004	IRIS, 2007	0,004	IRIS, 2007	ND	NA

Legenda: ND: Não disponível; NA: Não aplicável; RfD: Dose de referência; SF: *Slope Factor*.

B2: Provável carcinogênico

C: Possível carcinogênico

D: Não classificável como carcinogênico

“-”: Dados inadequados para classificação

Tabela 10 - Dados de carcinogenicidade e toxicidade das SQIs selecionadas no presente estudo (Continuação)

SQI	Potencial carcinogênico	Fonte	SF dermal [1/(mg/kg.dia)]	Fonte	RfC (mg/m ³)	Fonte	IUR [1/(µg/m ³)]	Fonte
Benzo(a)antraceno	B2	IRIS, 1990	0,73	IRIS, 2007	ND	NA	ND	NA
Benzo(a)pireno	B2	IRIS, 1994	7,3	IRIS, 2007	ND	NA	8,8E-04	TCEQ, 2009
Benzo(b)fluoranteno	B2	IRIS, 1990	0,73	IRIS, 2007	ND	NA	8,8E-05	TCEQ, 2009
Dibenzo(a,h)antraceno	B2	IRIS, 1990	7,3	IRIS, 2007	ND	NA	8,8E-04	TCEQ, 2009
Fenantreno	D	IRIS, 1990	ND	NA	ND	NA	ND	NA
Indeno(1,2,3-cd)pireno	B2	IRIS, 1990	0,73	IRIS, 2007	ND	NA	8,8E-05	TCEQ, 2009
Naftaleno	C	IRIS, 1998	ND	NA	0,003	IRIS, 2007	ND	NA
2-Metilnaftaleno	-	IRIS, 2003	ND	NA	ND	NA	ND	NA

Legenda: ND: Não disponível; NA: Não aplicável; SF: *Slope Factor*; RfC: Concentração de Referência; IUR: *Inhalation Unit Risk*

B2: Provável carcinogênico

C: Possível carcinogênico

D: Não classificável como carcinogênico

“-”: Dados inadequados para classificação

4.5

Quantificação da Exposição

A quantificação da exposição e do risco à saúde humana foi realizada através do programa *Risk-Based Corrective Action (RBCA)*, conforme descrito no Capítulo 3. Na medida do possível, os parâmetros de exposição e parâmetros determinantes para o transporte de contaminantes adotados foram aqueles específicos para a área de estudo, isto é, aqueles que foram coletados em campo e analisados. Porém, não foi possível obter todos os dados necessários em campo, como características das edificações e outros parâmetros relacionados à intrusão de vapores em ambientes fechados. Para este casos, foram utilizados valores recomendados pela CETESB e outras fontes brasileiras para complementação dos dados, conforme apresentado na **Tabela 11** abaixo.

Tabela 11 – Parâmetros de exposição e do meio físico utilizados

Descrição	Unidade	Dado Específico da Área?	Dado Utilizado	Fonte
Espessura da Zona Não Saturada	cm	Sim	1,59E+2	NA
Espessura do Solo Superficial Impactado	cm	Sim	5,00E+1	NA
Profundidade do Topo da Fonte no solo subsuperficial	cm	Sim	1,00E+2	NA
Espessura do Solo Subsuperficial Impactado	cm	Sim	3,30E+2	NA
Porosidade Total (Θ_T)	cm ³ /cm ³	Sim	3,56E-1	NA
Conteúdo Volumétrico de Água na Zona Não Saturada (Θ_{ws})	cm ³ -H ₂ O/cm ³ -solo	Sim	2,28E-1	0,64* Θ_T
Conteúdo Volumétrico de Ar na Zona Não Saturada (Θ_{as})	cm ³ -ar/cm ³ -solo	Sim	1,28E-1	$\Theta_{as} = \Theta_T - \Theta_{ws}$
Densidade do Solo	g-solo/cm ³ -solo	Sim	1,58E+0	NA
Área da Fonte (Emissão de Vapores e Solo Impactado)	cm ²	Sim	1,36E+8	NA
Espessura da Fonte na Água Subterrânea	cm	Sim	3,50E+2	NA
Largura da Fonte na Água Subterrânea	cm	Sim	6,00E+3	NA
Largura da área fonte no solo subsuperficial	cm	Sim	6,00E+3	NA
Largura da área fonte no solo superficial	cm	Sim	1,50E+4	NA
Fração de Carbono Orgânico no Solo (Zona Saturada)	g-C/g-solo	Sim	7,90E-3	NA
Espessura da Franja Capilar	cm	Sim	5,00E+1	NA
Gradiente Hidráulico	adimensional	Sim	1,00E-2	NA
Condutividade Hidráulica	cm/dia	Sim	6,85E+2	NA
Profundidade do Nível d'Água	cm	Sim	1,59E+2	NA
Temperatura da Água Subterrânea	K	Sim	3,02E+2	NA
Velocidade de Darcy	cm/dia	Sim	6,90E+0	NA
Largura da área fonte na direção paralela ao fluxo da água subterrânea	cm	Sim	6,00E+3	NA
Distancia entre a área fonte na água subterrânea e o PDE (x)	cm	Sim	2,00E+1	NA
Dispersividade Longitudinal (α_x)	m	Sim	2,00E+0	$\alpha_x = x*0,1$
Dispersividade Transversal (α_y)	m	Sim	6,60E-1	$\alpha_y = \alpha_x*0,33$
Dispersividade Vertical (α_z)	m	Sim	1,00E-1	$\alpha_z = \alpha_x*0,05$
Espessura da pluma dissolvida na água subterrânea	cm	Sim	5,00E+2	NA
Conteúdo Volumétrico de Água na Franja Capilar (Θ_{wcap})	cm ³ -H ₂ O/cm ³ -solo	Sim	3,20E-1	$\Theta_{wcap} = 0,9* \Theta_T$
Conteúdo Volumétrico de Ar na Franja Capilar (Θ_{acap})	cm ³ -ar/cm ³ -solo	Sim	3,60E-2	$\Theta_{acap} = 0,1* \Theta_T$
Porosidade Efetiva	cm ³ /cm ³	Sim	4,30E-2	NA

Tabela 11 – Parâmetros de exposição e do meio físico utilizados (Continuação)

Descrição	Unidade	Dado Específico da Área?	Dado Utilizado	Fonte
Área das Fundações	cm ²	Não	2,00E+5	CETESB, 2009
Pé Direito	cm	Não	3,00E+2	CETESB, 2009
Espessura das fundações/paredes de construções	cm	Não	1,50E+1	CETESB, 2009
Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes	cm ² -fenda/cm ² -área total	Não	1,00E-2	CETESB, 2009
Conteúdo volumétrico de ar nas fundações/paredes	cm ³ -ar/cm ³ -vol total	Não	2,80E-1	MAXIMIANO, 2001
Conteúdo volumétrico de água nas fundações/paredes	cm ³ -H ₂ O/cm ³ -vol total	Não	1,79E-1	MAXIMIANO, 2001
Perímetro das Fundações	cm	Não	1,79E+3	CETESB, 2009
Profundidade da base das fundações	cm	Não	1,50E+1	CETESB, 2009
Razão de troca de ar em espaços fechados	1/seg	Não	1,39E-4	CETESB, 2009
Taxa de emissão de partículas	g/cm ² .seg	Não	6,9E-14	CETESB, 2009
Tempo médio do fluxo de vapor a partir da fonte	s	Não	7,88E+8	CETESB, 2009
Velocidade do ar na zona de respiração	cm/s	Não	1,00E+2	CETESB, 2009
Altura da Zona de Mistura do ar em Ambiente Aberto	cm	Não	2,00E+2	CETESB, 2009
Permeabilidade do Solo ao Vapor	cm ²	Não	1,00E-6	CETESB, 2009
Taxa de Infiltração no Solo	cm/ano	Não	6,61E+1	MAXIMIANO, 2001
Velocidade de Escoamento	cm/dia	Não	4,68E+0	CETESB, 2009
Gradiente de Pressão	(g/cm.s ²)	Não	0	CETESB, 2009

Legenda: NA: Não aplicável.

Os resultados da quantificação da exposição para receptores localizados sobre a fonte de contaminação e às distâncias de 20 m e 100 m da fonte são apresentados abaixo, na **Tabela 12**, através das doses de exposição (soma do ingresso por ingestão e dose absorvida por contato dérmico) e concentrações de exposição. Estes dados relacionados à Dose de Referência (RfD), Concentração de Referência (RfC), *Slope Factor* ou IUR resultarão no quociente ou índice de risco à saúde humana, para compostos não carcinogênicos e carcinogênicos, respectivamente.

As concentrações das SQIs no vapor foram modeladas a partir das concentrações existentes em solo e água subterrânea. Portanto, a exposição e consequentemente o risco resultantes da inalação de vapores foram calculados com base nas concentrações em vapor estimadas (modeladas).

Os dados de entrada e saída do programa RBCA são apresentados no Apêndice I.

Tabela 12 - Resultados da Quantificação das Doses de Ingresso e Concentrações de Exposição dos HPAs para compostos carcinogênicos e não carcinogênicos

Inalação de Vapores em Ambientes Abertos							
		Efeitos					
		Carcinogênico			Não Carcinogênico		
Composto	Classificação	Concentração de Exposição (mg/m³)					
		On-site	Off-site (20 m)	Off-site (100 m)	On-site	Off-site (20 m)	Off-site (100 m)
Benzo(a)pireno	C	6,4E-7	6,4E-7	1,7E-7	1,8E-6	1,8E-6	5,0E-7
Benzo(b)fluoranteno	C	7,6E-7	7,6E-7	2,1E-7	2,2E-6	2,2E-6	5,9E-7
Dibenz(a,h)antraceno	C	6,7E-8	6,7E-8	1,8E-8	1,9E-7	1,9E-7	5,2E-8
Fenantreno	NC	-	-	-	1,5E-4	1,5E-4	4,0E-5
Indeno-1,2,3-cd-pireno	C	1,7E-7	1,7E-7	4,6E-8	4,9E-7	4,9E-7	1,3E-7
Naftaleno	NC	-	-	-	3,2E-4	3,2E-4	8,6E-5
2-Metilnaftaleno	NC	-	-	-	1,4E-4	1,4E-4	3,8E-5
Inalação de Vapores em Ambientes Fechados							
		Efeitos					
		Carcinogênico			Não Carcinogênico		
Composto	Classificação	Concentração de Exposição (mg/m³)					
		On-site	Off-site (20 m)	Off-site (100 m)	On-site	Off-site (20 m)	Off-site (100 m)
Benzo(a)pireno	C	7,2E-9	4,7E-9	6,8E-10	2,1E-8	1,4E-8	2,0E-9
Benzo(b)fluoranteno	C	2,6E-8	1,5E-8	2,2E-9	7,5E-8	4,5E-8	6,4E-9
Dibenz(a,h)antraceno	C	2,6E-10	1,8E-10	2,6E-11	7,5E-10	5,1E-10	7,4E-11
Fenantreno	NC	-	-	-	2,9E-4	1,2E-4	1,8E-5
Indeno-1,2,3-cd-pireno	C	4,2E-10	2,8E-10	4,0E-11	1,2E-9	8,1E-10	1,2E-10
Naftaleno	NC	-	-	-	5,1E-3	1,3E-3	1,9E-4
2-Metilnaftaleno	NC	-	-	-	1,4E-3	3,1E-4	4,4E-5

Legenda: C: Carcinogênico; NC: Não Carcinogênico; "-" Não calculado, devido à inexistência de potencial carcinogênico conhecido para tal composto.

Receptor *off-site*: localizado a uma distância da fonte de contaminação.

Tabela 12 - Resultados da Quantificação das Doses de Ingresso e Concentrações de Exposição dos HPAs para compostos carcinogênicos e não carcinogênicos (Continuação)

Contato Direto com o Solo (<i>on site</i>)				
Composto	Efeito	Dose de Exposição (mg/kg/dia)		
		<i>On-site</i>		
Benzo(a)pireno	C	2,2E-05		
Benzo(b)fluoranteno	C	3,2E-05		
Dibenz(a,h)antraceno	C	4,3E-06		
Fenantreno	NC	3,2E-04		
Indeno-1,2,3-cd-pireno	C	1,4E-05		
Naftaleno	NC	9,8E-05		
2-Metilnaftaleno	NC	7,3E-05		
Contato Direto com a Água Subterrânea				
Composto	Efeito	Dose de Exposição (mg/kg/dia)		
		<i>On-site</i>	<i>Off-site (20 m)</i>	<i>Off-site (100 m)</i>
Benzo(a)pireno	C	2,3E-5	1,6E-5	2,3E-6
Benzo(b)fluoranteno	C	2,8E-5	1,9E-5	2,7E-6
Dibenz(a,h)antraceno	C	3,0E-6	2,0E-6	2,9E-7
Fenantreno	NC	2,3E-2	1,6E-2	2,2E-3
Indeno-1,2,3-cd-pireno	C	4,1E-6	2,8E-6	4,0E-7
Naftaleno	NC	7,1E-2	4,9E-2	7,0E-3
2-Metilnaftaleno	NC	1,7E-2	1,2E-2	1,7E-3

Legenda: C: Carcinogênico; NC: Não Carcinogênico; "-" Não calculado, devido à inexistência de potencial carcinogênico conhecido para tal composto.

Receptor *off-site*: localizado a uma distância da fonte de contaminação.

4.6

Caracterização do Risco

A quantificação do risco foi realizada conforme descrito na Seção 3.1.4 (Capítulo 3). Foram considerados os potenciais carcinogênicos de cada SQI, bem como seus dados físico-químicos e toxicológicos. Quando a coleta de dados primários não foi possível, todo esforço foi feito para que fossem utilizados os dados mais recentes disponíveis na literatura.

Para compostos não carcinogênicos foram calculados os quocientes de risco e para compostos carcinogênicos foram calculados os índices de risco à saúde.

No Brasil são utilizados os critérios de risco recomendados pela CETESB (CASARINI; DIAS; LEMOS, 2001) de 10^{-5} para compostos carcinogênicos, e 1 para compostos não carcinogênicos.

As **Tabelas 13, 14 e 15** apresentam os resultados da quantificação de risco à saúde humana para receptores sobre a fonte de contaminação, à distância de 20 e 100 m da fonte, respectivamente. Foram destacados os quocientes ou índices de risco que ultrapassam os critérios adotados no Brasil.

Tabela 13 – Resultados da quantificação do risco para receptores sobre a fonte de contaminação.

Risco	Rotas de Exposição			
	Inalação de Vapores		Contato Direto	
	Ambientes Abertos	Ambientes Fechados	Com o Solo	Com a Água Subterrânea
Carcinogênico	7,1E-7	8,9E-9	2,2E-4	2,1E-4
Não carcinogênico	1,1E-1	1,7E+0	3,4E-2	8,7E+0

Legenda: **0,00**: Risco acima do critério aceitável.

Tabela 14 - Resultados da quantificação do risco para receptores a 20 m de distância da fonte de contaminação.

Risco	Rotas de Exposição			
	Inalação de Vapores		Contato Direto	
	Ambientes Abertos	Ambientes Fechados	Com o Solo	Com a Água Subterrânea
Carcinogênico	7,1E-7	5,7E-9	NA	1,5E-4
Não carcinogênico	1,1E-1	4,3E-1	NA	5,9E+0

Legenda: **0,00**: Risco acima do critério aceitável; NA: Cálculo não aplicável para solo.

Tabela 15 - Resultados da quantificação do risco para receptores a 100 m de distância da fonte de contaminação.

Risco	Rotas de Exposição			
	Inalação de Vapores		Contato Direto	
	Ambientes Abertos	Ambientes Fechados	Com o Solo	Com a Água Subterrânea
Carcinogênico	1,9E-7	8,2E-10	NA	2,1E-5
Não carcinogênico	2,9E-2	6,2E-2	NA	8,5E-1

Legenda: **0,00**: Risco acima do critério aceitável: NA: Cálculo não aplicável para solo.

Os resultados de risco apresentados nas **Tabelas 13, 14 e 15** mostram que foram calculados quocientes e índices de risco para todas as rotas e distâncias propostas, com exceção da rota por contato direto com o solo. Esta rota não se aplica aos cálculos fora da fonte (distâncias de 20 e 100 m), pois o solo não possui mobilidade como a água subterrânea.

Os resultados da quantificação de risco mostram que os riscos por inalação em ambientes fechados, contato direto com o solo e com a água subterrânea ultrapassam os critérios de risco aceitos no Brasil para receptores localizados sobre a fonte de contaminação.

Para receptores localizados a 20 m da fonte de contaminação foram identificados riscos carcinogênicos e não carcinogênicos resultantes do contato direto com a água subterrânea que excedem os critérios de risco adotados.

Para receptores a 100 m da fonte foram excedidos apenas critérios de riscos carcinogênicos para o contato direto com a água subterrânea.

Uma comparação espacial dos resultados permite observar que quanto mais distante da fonte de contaminação, menor é o risco à saúde humana para todas as rotas de exposição aplicáveis. Conforme descrito no Capítulo 2, os contaminantes migram através dos mecanismos de advecção e dispersão. O segundo mecanismo faz com que a pluma de contaminantes sofra um espalhamento e sua concentração inicial (C_0) sofra uma redução ao longo do trajeto. Quando mais distante, maior a dispersão e maior a redução da concentração e, conseqüentemente do risco à saúde, mesmo em casos de compostos de baixa degradação, como os HPAs.

O risco por inalação observado no cenário sobre a fonte se caracteriza como risco não carcinogênico, uma vez que os HPAs mais leves, como o naftaleno, são aqueles com maior capacidade de volatilizar e não possuem potencial carcinogênico conhecido. Conforme mencionado no Capítulo 2, o potencial carcinogênico dos HPAs tende a estar relacionado ao seu peso molecular.

A mesma lógica se aplica ao fato de o risco resultante do contato direto com o solo ser um risco carcinogênico. HPAs de maior peso molecular e, portanto, com maior potencial carcinogênico, tendem a ter grande afinidade à matéria orgânica do solo. Portanto, o contato com este meio expõe o receptor à maior probabilidade de contato com compostos com potencial carcinogênico.

Os riscos resultantes do contato direto com a água subterrânea são tanto carcinogênicos quanto não carcinogênicos. O contato direto considera tanto a ingestão quanto o contato dérmico e, para ambas as rotas, o receptor pode estar exposto através do composto dissolvido em água ou na forma de partículas em suspensão. Isto leva à possibilidade de contato com compostos de baixo e alto peso molecular, podendo resultar em riscos não carcinogênicos e carcinogênicos.

4.7

Análise de Sensibilidade dos Parâmetros do Meio Físico

Os resultados da análise de sensibilidade são apresentados nas seções 4.7.1 a 4.7.5, a seguir. Para todas as simulações realizadas, foi possível observar que o risco resultante do contato direto com o solo contaminado não apresentou nenhuma alteração como resultado da perturbação das variáveis avaliadas.

Os resultados para riscos resultantes do contato direto com o solo se limitaram à análise do cenário sobre a fonte de contaminação, devido à reduzida mobilidade deste meio. Ou seja, não é esperado que o solo fora da fonte seja contaminado *a posteriori*, salvo sob a possibilidade de uma nova contaminação, que não foi considerada neste estudo, uma vez que as atividades industriais já foram encerradas.

Os demais índices e quocientes de risco refletiram, em maior ou menor escala, as variações aplicadas aos parâmetros do meio físico. Observa-se que o risco resultante da inalação de vapores em ambientes fechados foi o resultado mais sensível às variações dos parâmetros do meio físico.

O parâmetro cuja variação implicou em maior influência no resultado de risco foi a FOC.

A influência do parâmetro FOC nos resultados de risco à saúde resultantes da exposição a HPAs pode ser facilmente compreendida através da equação que relaciona este parâmetro e concentrações de compostos no solo (equação 2). Quanto trata-se de HPAs, esta relação fica ainda mais clara, uma vez que este grupo de compostos tende a ficar retido à matéria orgânica do solo. Portanto, para as rotas sensíveis a este parâmetro, quanto maior a FOC do solo, menor foi o risco à saúde humana resultante da exposição a HPAs.

4.7.1 Condutividade Hidráulica

Os resultados da análise de sensibilidade do parâmetro condutividade hidráulica mostraram que a variação deste parâmetro exerce influência nos resultados de risco carcinogênico para a rota de inalação de vapores em ambientes fechados localizados a 20 e 100 m da fonte de contaminação e contato direto com a água subterrânea para as três distâncias.

Constatou-se que quanto maior a condutividade hidráulica, menor o risco à saúde por inalação de vapores e contato com a água subterrânea contendo HPAs. A variação observada foi baixa devido ao valor original da condutividade ser baixo, da ordem de 10^{-5} cm/s. Para valores mais altos de condutividade hidráulica, este reflexo é observado de forma mais expressiva, uma vez que os percentis de 25% representam um intervalo maior do que o representado neste estudo.

A condutividade hidráulica é diretamente proporcional à velocidade da migração do contaminante através da advecção e dispersão. Conforme ressaltado na Seção 2.1.2, a dispersão faz com que a concentração inicial do composto sofra uma redução ao longo do trajeto percorrido pela pluma de contaminação, devido ao “espalhamento” da pluma. Portanto, quanto maior a condutividade hidráulica, é esperado que seja menor a concentração do composto e, portanto o risco à saúde resultante da exposição a tal concentração.

De forma geral, o resultado variou espacialmente de forma que quanto mais distante da fonte de contaminação, menor foi o risco à saúde, devido à dispersão da

contaminação. Nos cenários de inalação em ambientes abertos os resultados de risco foram iguais para receptores localizados sobre a fonte e à distância de 20 m da mesma, e a confirmação do resultado acima só foi observado à distância de 100 m da fonte.

Os resultados da análise de sensibilidade da condutividade hidráulica são apresentados nos **Figuras 12 a 15**. Os resultados em forma de tabelas são apresentados no Apêndice II.

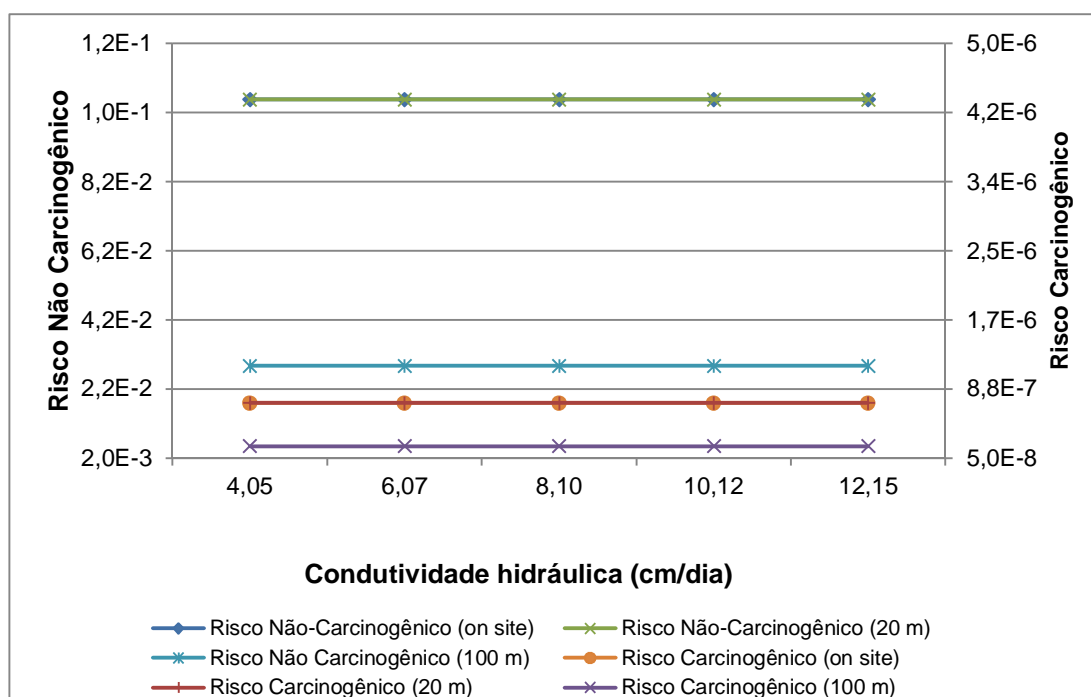


Figura 12 - Relação entre a variação dos valores de condutividade hidráulica e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.

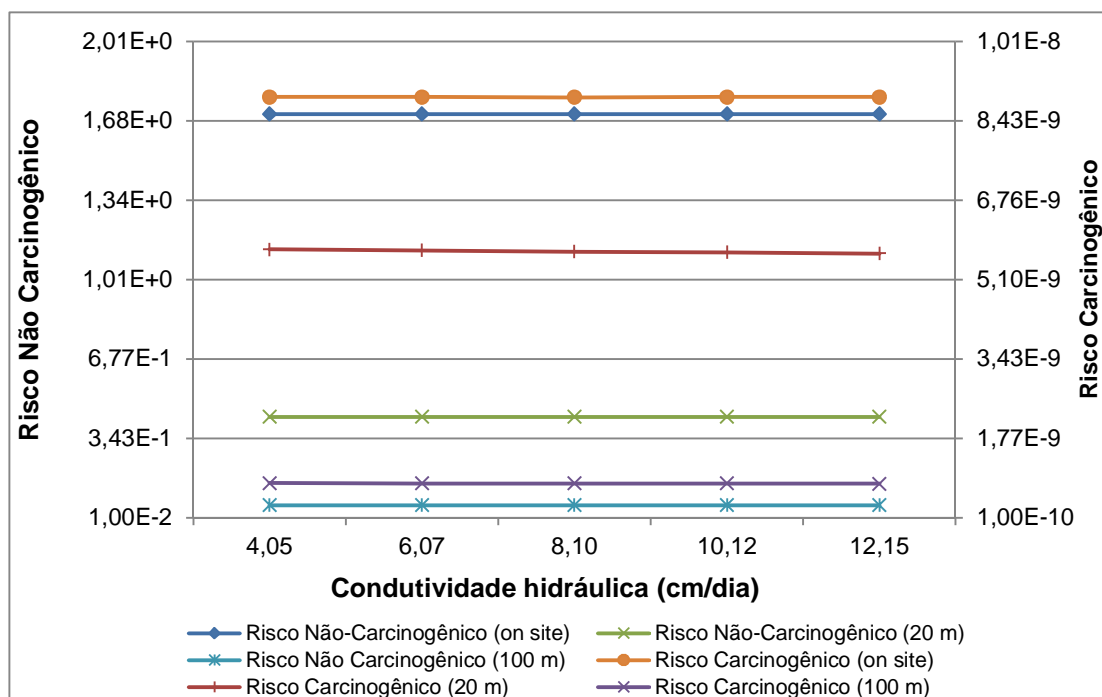


Figura 13 - Relação entre a variação dos valores de condutividade hidráulica e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.

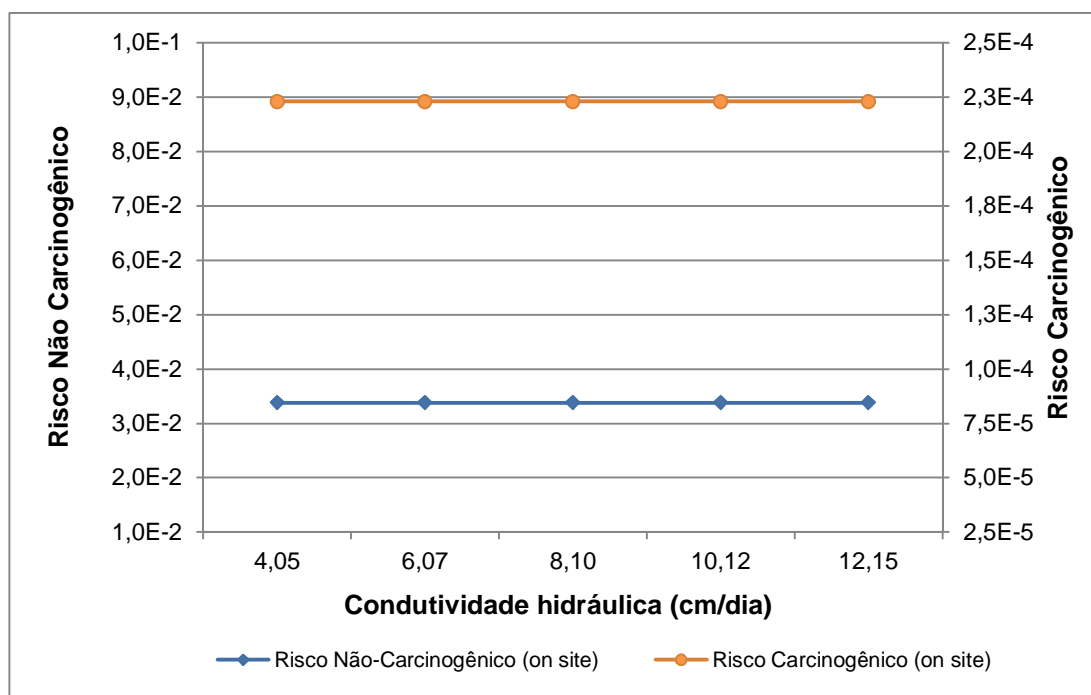


Figura 14 - Relação entre a variação dos valores de condutividade hidráulica e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.

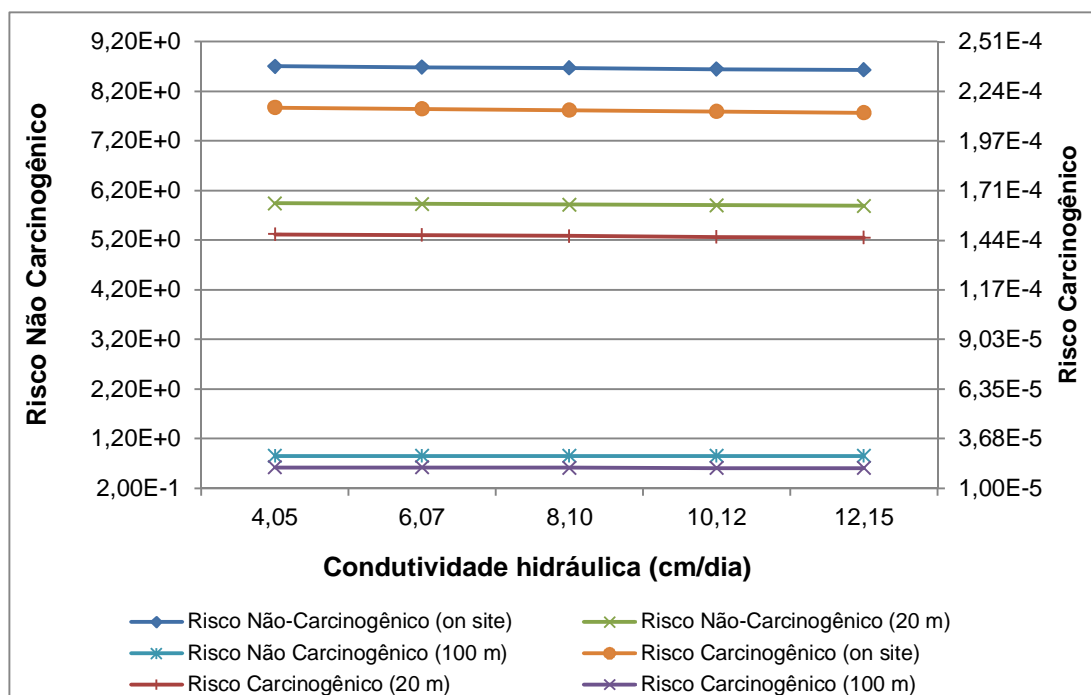


Figura 15 - Relação entre a variação dos valores de condutividade hidráulica e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.

4.7.2 Porosidade

A variação dos valores de porosidade do solo se refletiu nos resultados de risco carcinogênico e não carcinogênico por inalação de vapores em ambientes abertos e fechados, e nos resultados de risco não carcinogênico resultantes do contato direto com a água subterrânea.

Os resultados de risco decorrente do contato direto com o solo não apresentaram alteração diante da variação da porosidade.

Com relação às rotas de inalação de vapores, a variação apresentada no risco carcinogênico foi mais expressiva no cenário de inalação de vapores em ambientes abertos, enquanto que para o risco não carcinogênico a variação foi mais acentuada no cenário de inalação em ambientes fechados. Em ambos os casos, o aumento da porosidade levou ao aumento do risco.

Os resultados de risco decorrente do contato direto com a água subterrânea apresentaram baixa sensibilidade frente à variação da porosidade. No entanto, foi possível observar que quanto maior a porosidade, menor o risco à saúde resultante do contato com a água subterrânea contendo HPAs. Isto mostra uma diferença de

sensibilidade entre duas rotas de exposição para a variação de um mesmo parâmetro, apesar de ser notável que a porosidade exerce maior influência no transporte de contaminantes através do vapor em casos de contaminação por HPAs.

A influência da porosidade nos resultados de risco à saúde por inalação de vapores contendo HPAs é explicada por sua relação direta com a permeabilidade do solo que, por sua vez, é relacionada de forma direta com a vazão do contaminante em forma de vapor (JOHNSON, 2002). Resultados encontrados por Ma et al. (2016) e descritos por U.S. EPA (2004) também confirmam a influência da porosidade no aumento das concentrações de compostos na forma vapor em ambientes fechados.

A maior sensibilidade à variação da porosidade para riscos não carcinogênicos pode ser analisada em conjunto com a maior sensibilidade para a rota de inalação. Estes dois *outputs* são influenciados por compostos de baixo peso molecular, que volatilizam em condições ambientes e que não possuem potencial carcinogênico conhecido, como o naftaleno.

Especialmente, quanto mais distante da fonte, menor foi o risco à saúde, devido à dispersão da contaminação. Assim como na análise da variação da condutividade hidráulica, os resultados de risco à saúde por inalação de vapores em ambientes abertos não variaram entre as distâncias sobre a fonte e a 20 m da fonte. Apenas a 100 m da fonte foi observada uma redução do risco.

Tanto para a rota de inalação de vapores quanto de contato direto com a água subterrânea contendo HPAs, quanto mais próximo da fonte, maior foi a sensibilidade à variação da porosidade. Os resultados da análise de sensibilidade para o parâmetro porosidade são apresentados nas **Figuras 16 a 19**. Os resultados em forma de tabelas são apresentados no Apêndice II.

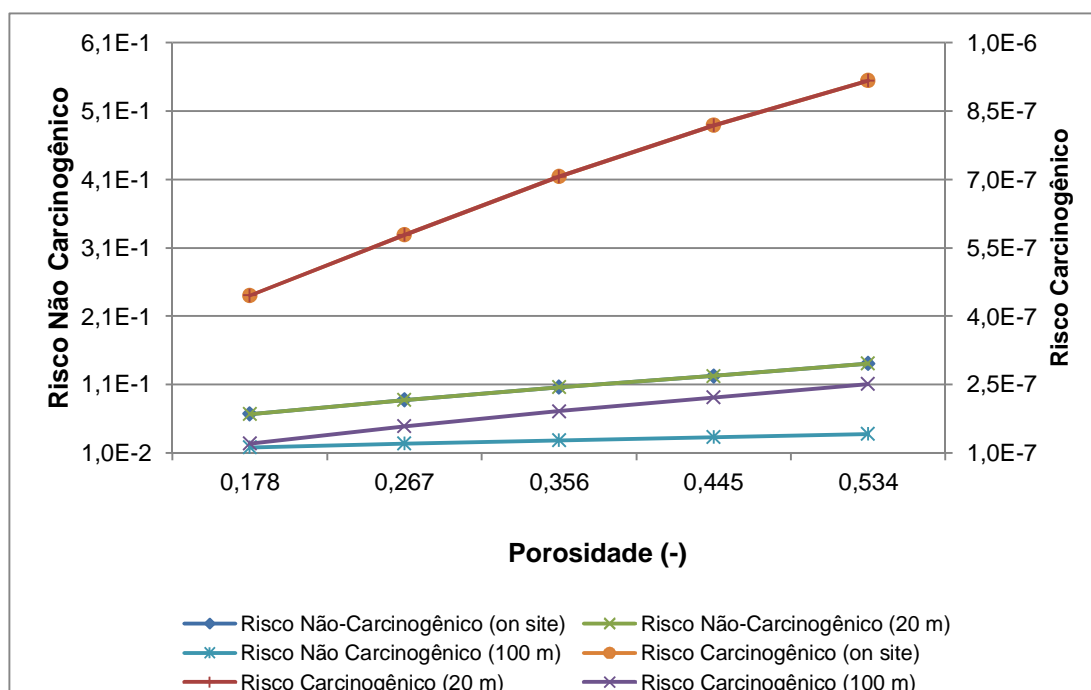


Figura 16 - Relação entre a variação dos valores de porosidade do solo e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.

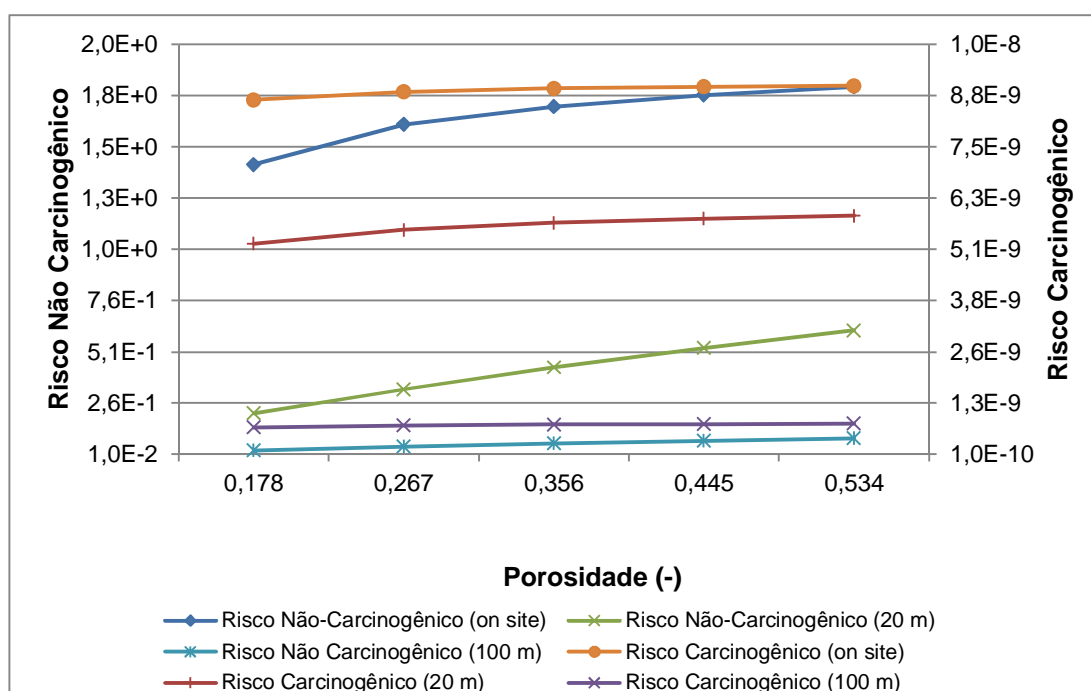


Figura 17 - Relação entre a variação dos valores de porosidade do solo e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.

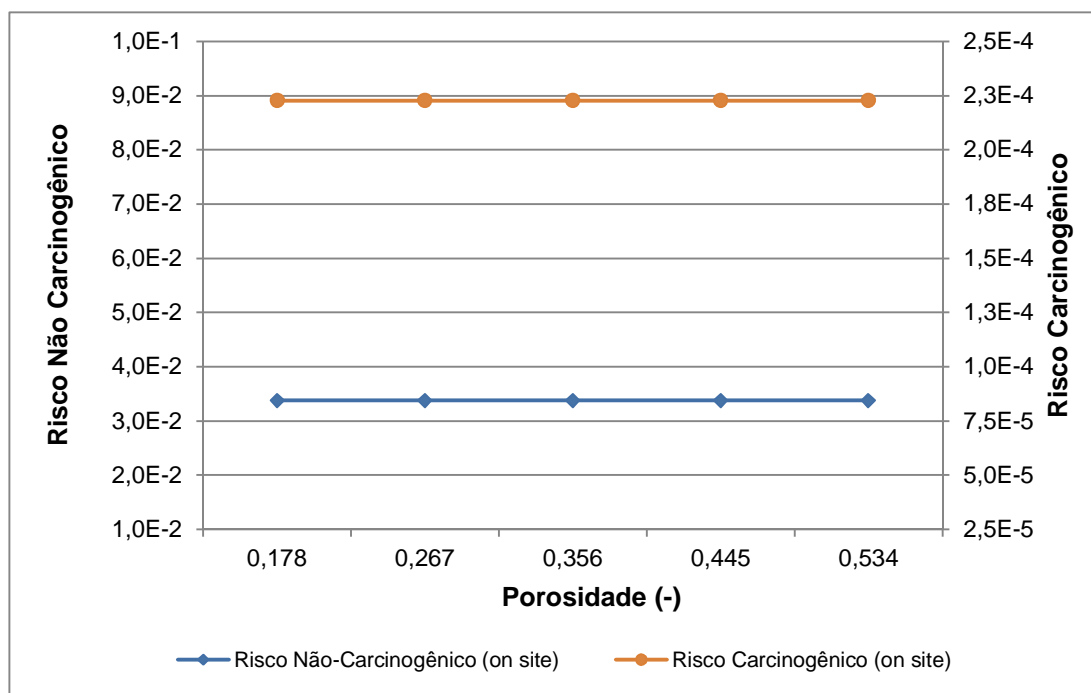


Figura 18 - Relação entre a variação dos valores de porosidade do solo e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.

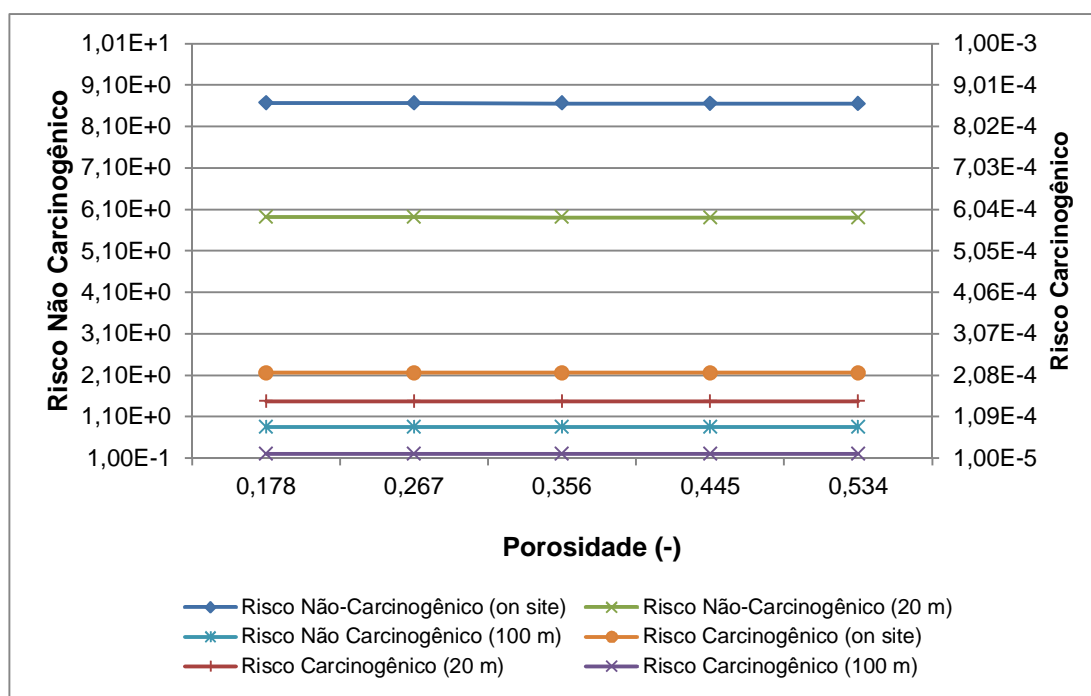


Figura 19 - Relação entre a variação dos valores de porosidade do solo e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.

4.7.3 Gradiente Hidráulico

Os resultados da análise de sensibilidade para o parâmetro gradiente hidráulico mostram que os riscos por inalação de vapores em ambientes abertos e contato direto com o solo não sofreram nenhuma alteração diante das variações nos valores deste parâmetro. Com relação ao risco resultante da inalação de vapores em ambientes fechados, apenas o risco carcinogênico para receptores localizados a 20 e 100 m da fonte apresentou variação diante da perturbação do parâmetro.

Com relação ao risco resultante do contato direto com a água subterrânea, tanto o risco carcinogênico quanto não carcinogênico apresentaram variação diante da perturbação do gradiente hidráulico, sendo a maior alteração nos resultados de risco não carcinogênico. A variação foi observada tanto no cenário *on site* quanto às distâncias de 20 e 100 m da fonte. Em todos os casos onde foi observada sensibilidade à variação do parâmetro, foi possível notar uma redução do risco com o aumento do gradiente hidráulico, indicando que estes são inversamente proporcionais.

Espacialmente, observa-se que o resultado variou de forma que quanto mais distante da fonte de contaminação, menor foi o risco à saúde. Nos cenários de inalação de vapores em ambientes abertos os resultados de risco foram iguais para receptores localizados sobre a fonte e à distância de 20 m da mesma, e a confirmação do resultado acima só foi observado à distância de 100 m da fonte.

Os resultados da Análise de Sensibilidade são apresentados nas **Figuras 20 a 23**. Os resultados em forma de tabelas são apresentados no Apêndice II.

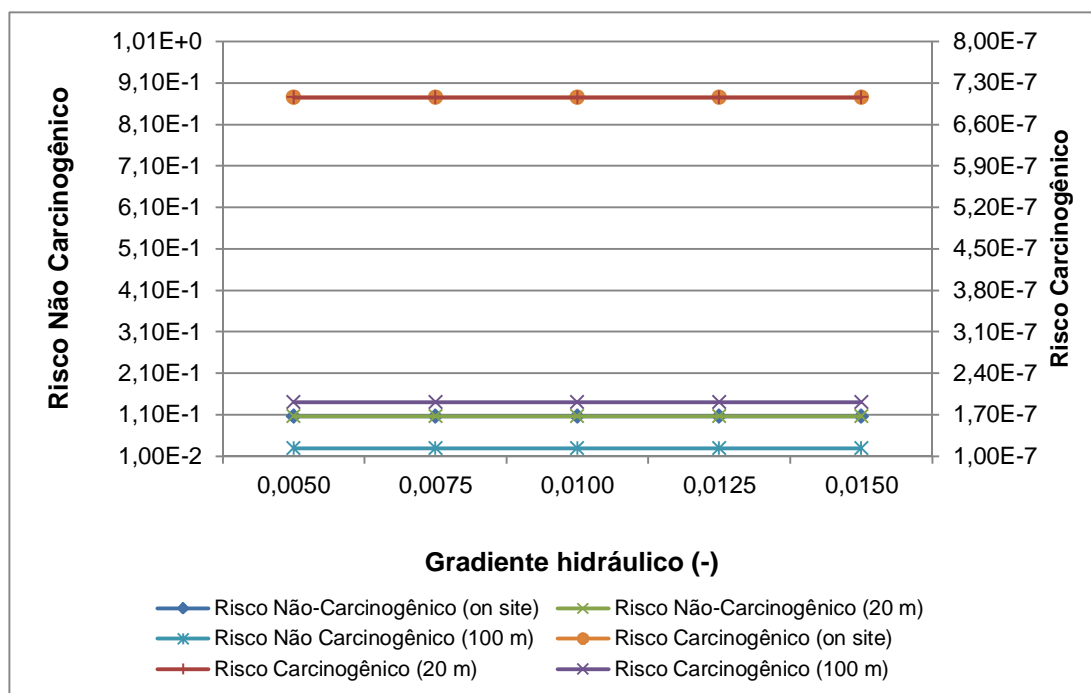


Figura 20 - Relação entre a variação dos valores de gradiente hidráulico e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.

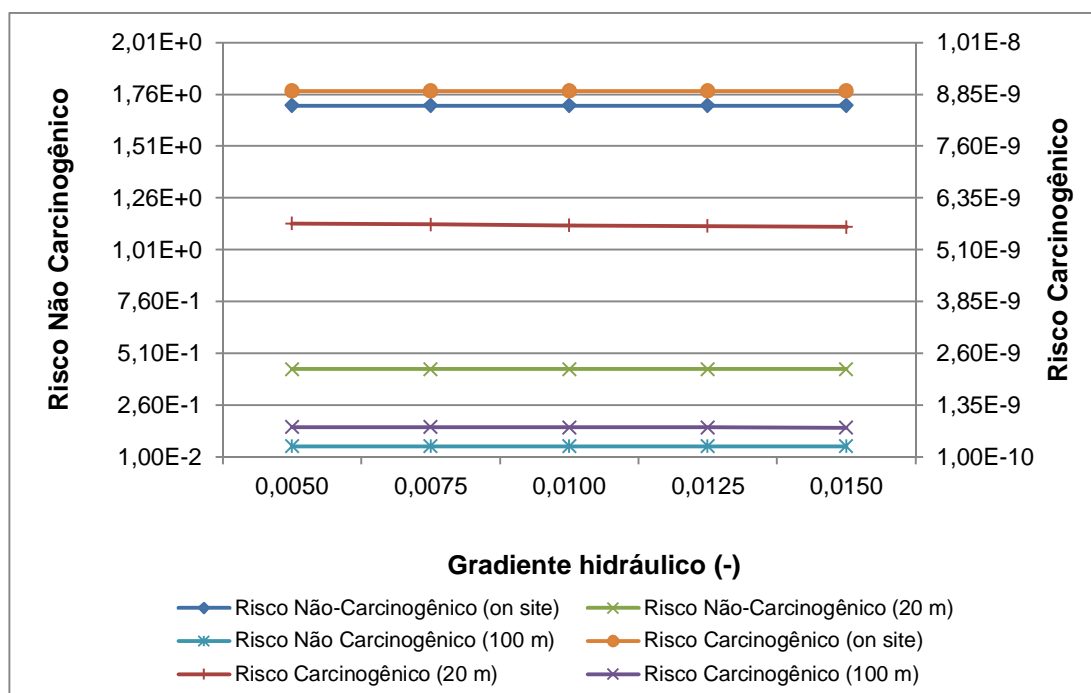


Figura 21 - Relação entre a variação dos valores de gradiente hidráulico e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.

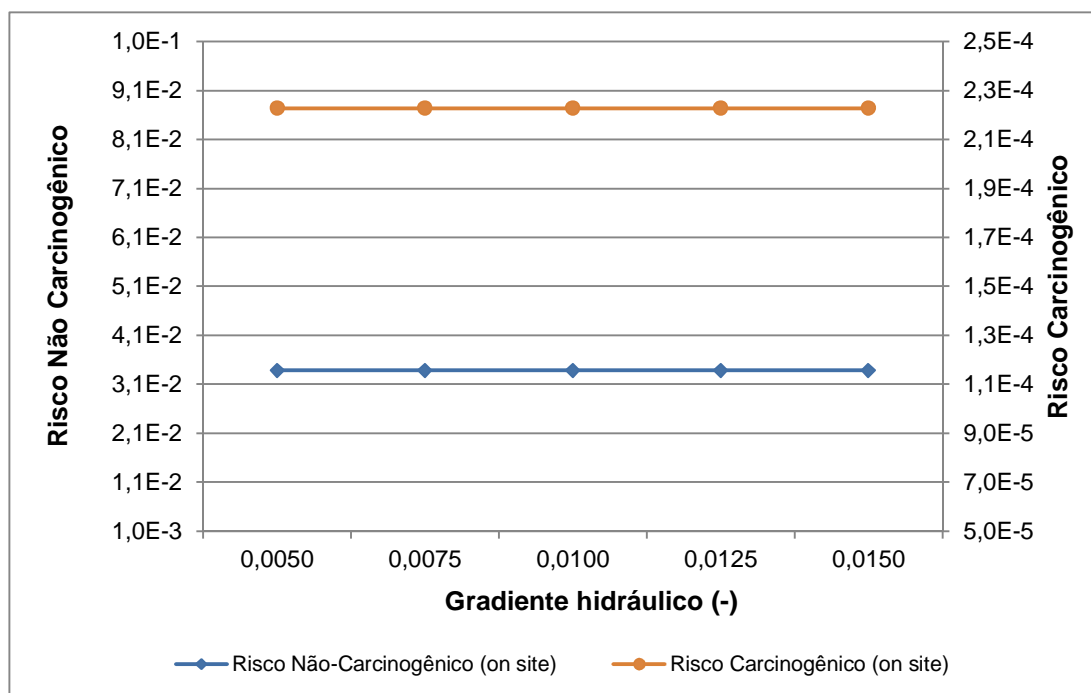


Figura 22 - Relação entre a variação dos valores de gradiente hidráulico e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.

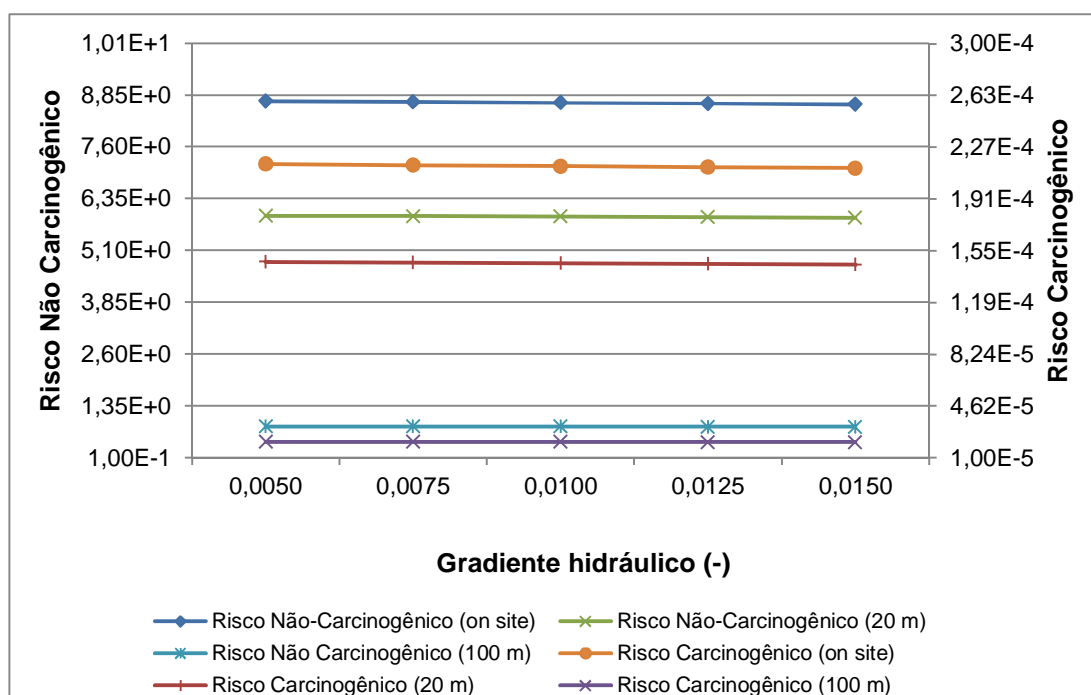


Figura 23 - Relação entre a variação dos valores de gradiente hidráulico e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.

4.7.4 Profundidade do Nível D'água

Os resultados da análise de sensibilidade da profundidade do nível d'água (NA) nos resultados de risco à saúde humana mostram que apenas os riscos resultantes da inalação de vapores em ambientes fechados às distâncias de 20 e 100 m da fonte de contaminação sofrem influência da alteração deste parâmetro.

Os resultados de riscos resultantes do contato direto com o solo e com a água subterrânea, inalação em ambientes abertos para todas as distâncias da fonte e em ambientes fechados sobre a fonte não foram influenciados pela variação da profundidade do NA.

Para os cenários nos quais foi observada sensibilidade dos resultados de risco diante da variação do NA, foi notada a redução do risco frente ao aumento da profundidade do NA. Isto é, quanto mais profundo o NA, menor o risco por inalação de vapores contendo HPAs em ambientes fechados localizados a 20 e 100 m da fonte.

Quando consideramos a liberação de vapores a partir da água subterrânea, este resultado é facilmente compreendido uma vez que a área disponível para a migração de vapores é a zona não saturada do solo. Portanto, quanto mais profundo o NA, maior será a camada a ser percorrida pelo vapor até chegar ao receptor. Neste percurso o contaminante na forma de vapor sofre dispersão, levando à redução das suas concentrações e, portanto, redução do risco à saúde humana resultante do contato entre o vapor contaminado e o receptor. Ma et al. (2016) ilustra de forma clara que com a redução da profundidade da fonte, a probabilidade de ocorrência de intrusão de vapores aumenta. Ou seja, quanto mais rasa for a fonte de contaminação, maiores são as chances do vapor migrar para um ambiente fechado acima desta.

A relação entre a profundidade do NA e o risco à saúde por inalação de vapores em ambientes fechados é análoga ao resultado descrito, uma vez que os compostos com maior potencial de volatilização (ou seja, aqueles mais expressivos no cenário de intrusão de vapores) são aqueles com baixo peso molecular e que também são os compostos mais hidrofílicos. Quando trata-se de HPAs, o principal composto a desenvolver esta função é o naftaleno, o mais leve dos HPAs, que no presente estudo

apresentou altas concentrações em água subterrânea, conforme apresentado na Seção 4.2.

Espacialmente, observou-se que os riscos à saúde reduziram de acordo com a distância da fonte.

Os resultados da análise de sensibilidade da profundidade do nível d'água são apresentados nas **Figuras 24 a 27**. Os resultados em forma de tabelas são apresentados no Apêndice II.

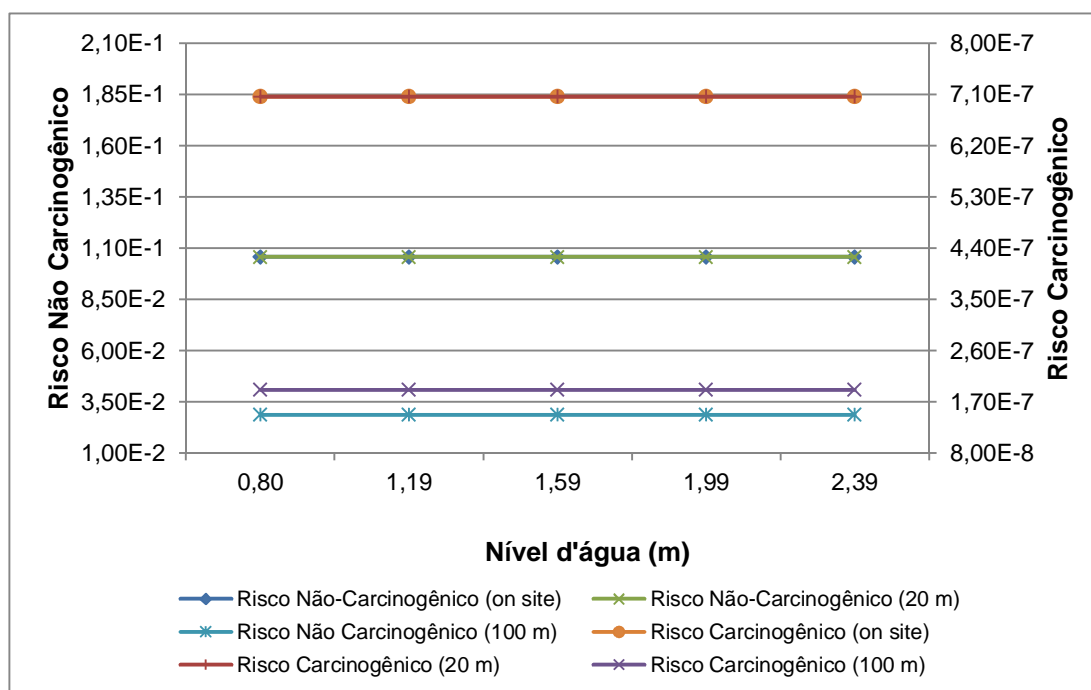


Figura 24 - Relação entre a variação dos valores de profundidade do nível d'água e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.

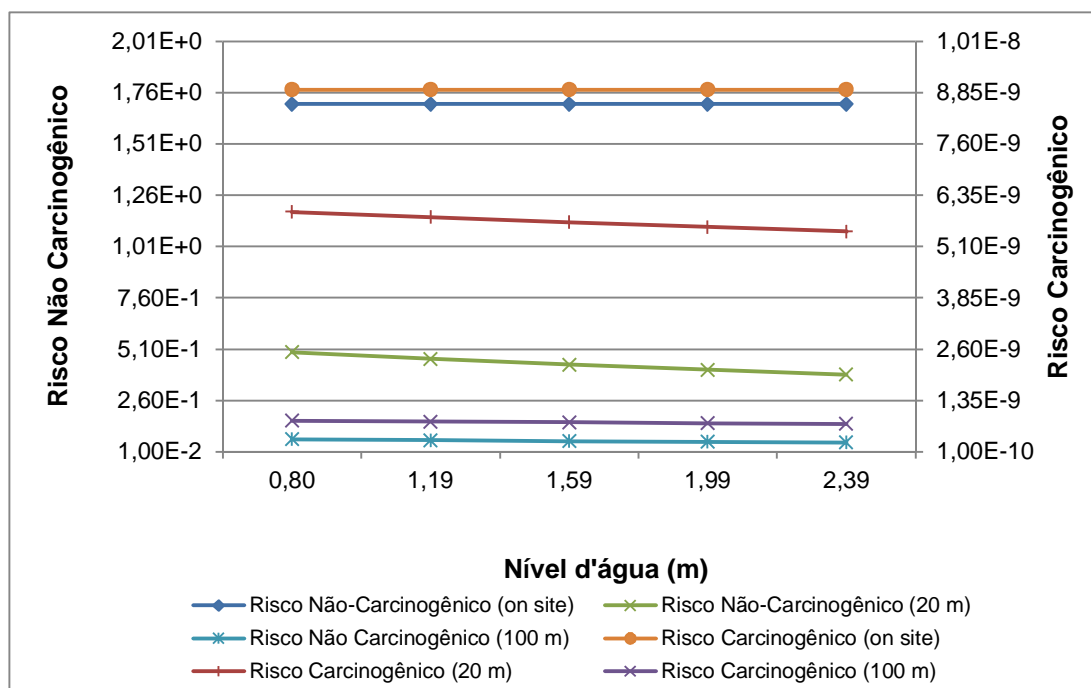


Figura 25 - Relação entre a variação dos valores de profundidade do nível d'água e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.

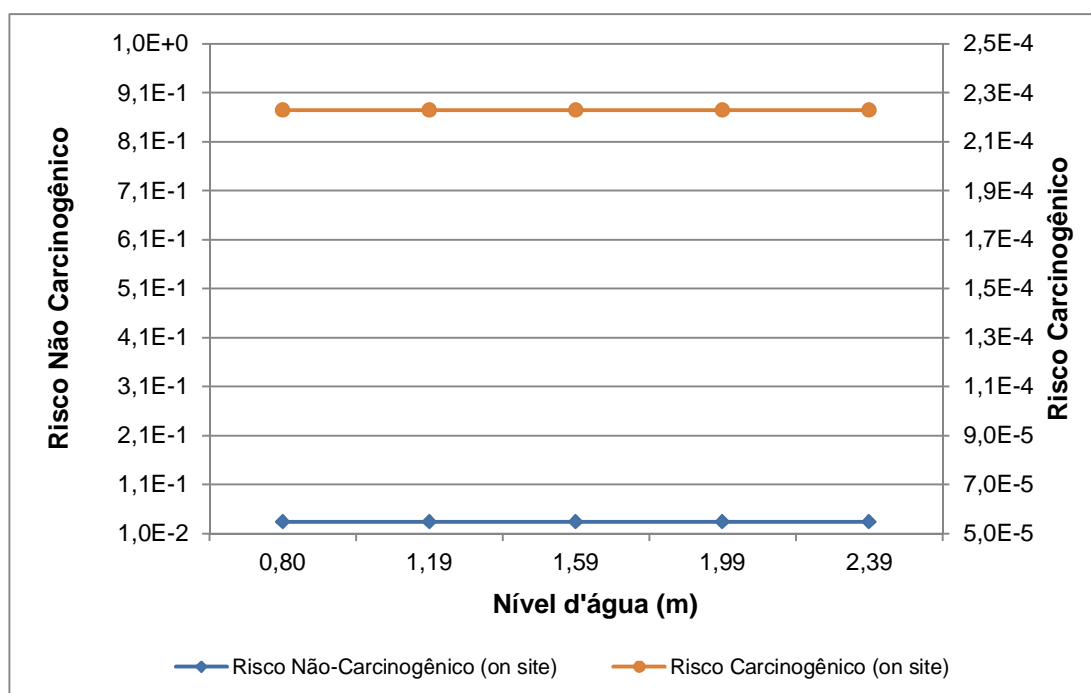


Figura 26 - Relação entre a variação dos valores de profundidade do nível d'água e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.

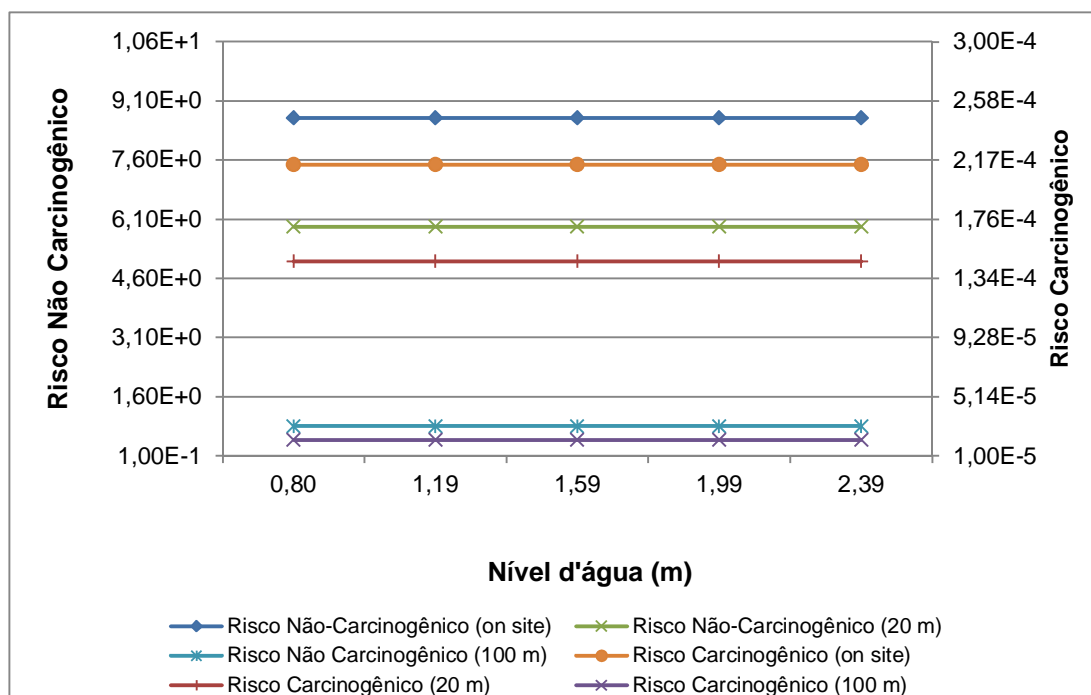


Figura 27 - Relação entre a variação dos valores de profundidade do nível d'água e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.

4.7.5 Fração de Carbono Orgânico (FOC)

Os resultados da análise de sensibilidade do parâmetro FOC nos resultados de risco à saúde humana são apresentados nas **Figuras 29 a 32**. Estes resultados mostram que a perturbação da FOC gera variação nos resultados de risco para todas as rotas avaliadas, com exceção do contato direto com o solo.

Os resultados indicaram que com o aumento da FOC do solo há uma redução do risco para os cenários de inalação de vapores em ambientes abertos, inalação de vapores em ambientes fechados, e contato direto com a água subterrânea.

Este resultado pode ser justificado pelo fato de HPAs terem grande afinidade com a matéria orgânica do solo. Portanto, quanto maior a FOC, maior a afinidade do contaminante com o solo e menor a afinidade com as fases líquida (água subterrânea) e vapor, ou seja, menor será sua tendência a solubilizar ou volatilizar. Consequentemente, menor será o risco resultante do contato direto com a água subterrânea e da inalação de vapores. A equação 2 (Seção 2.1.1) apresenta de forma numérica a relação entre a concentração do contaminante na fase vapor e a FOC.

Espacialmente, conforme os demais casos apresentados, o resultado variou de forma que quanto mais distante da fonte de contaminação, menor foi o risco à saúde, devido à dispersão da contaminação. Além disso, em todos os casos onde foi verificada a sensibilidade à variação da FOC, observou-se que quanto mais distante da fonte de contaminação, menor foi a sensibilidade à variação do parâmetro, como apresentado nas **Figuras 28, 29 e 31**.

Nos cenários de inalação em ambientes abertos os resultados de risco foram iguais para receptores localizados sobre a fonte e à distância de 20 m da mesma, e a reação à variação da FOC só foi observada à distância de 100 m da fonte, conforme **Figura 28**.

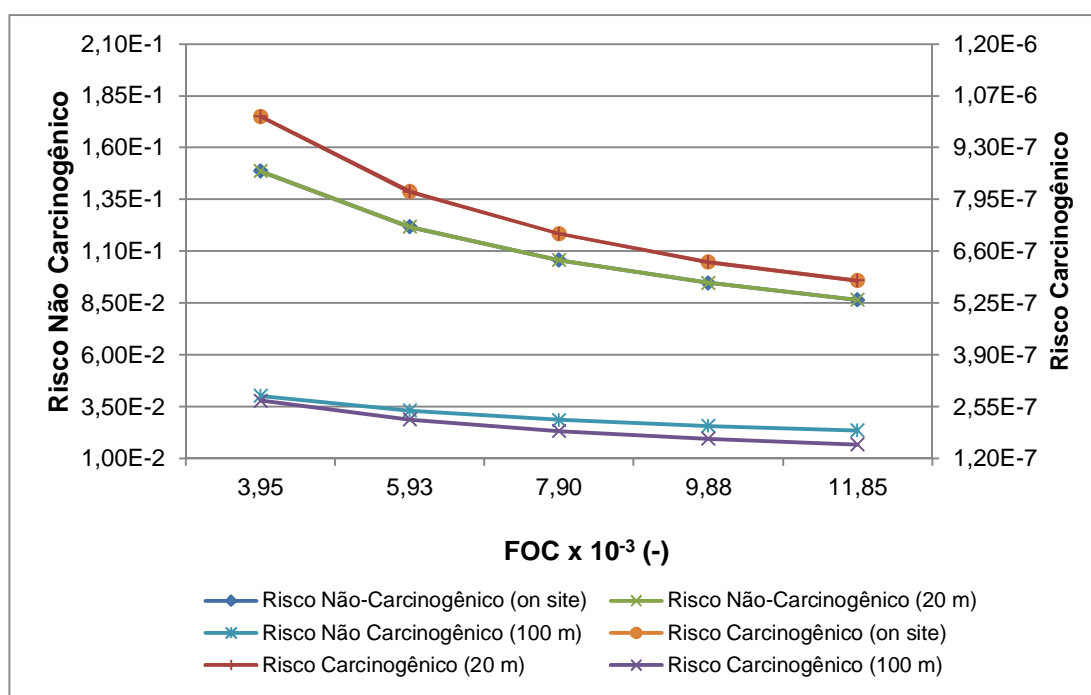


Figura 28 - Relação entre a variação dos valores de FOC e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes abertos.

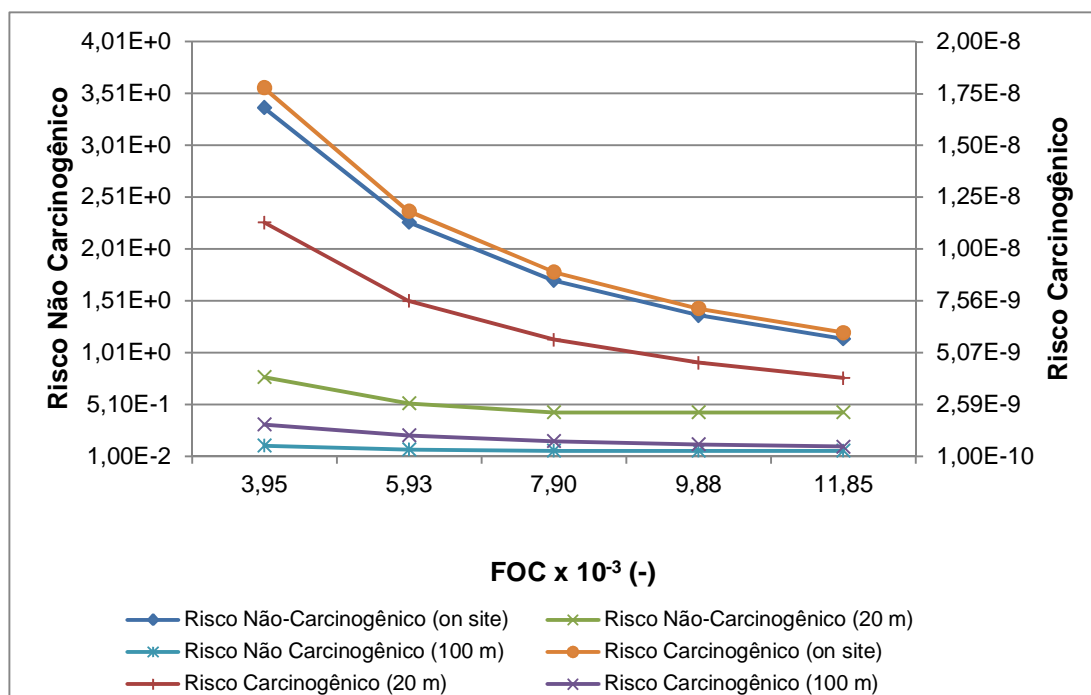


Figura 29 - Relação entre a variação dos valores de FOC e o risco à saúde decorrente da inalação de vapores em ambientes fechados.

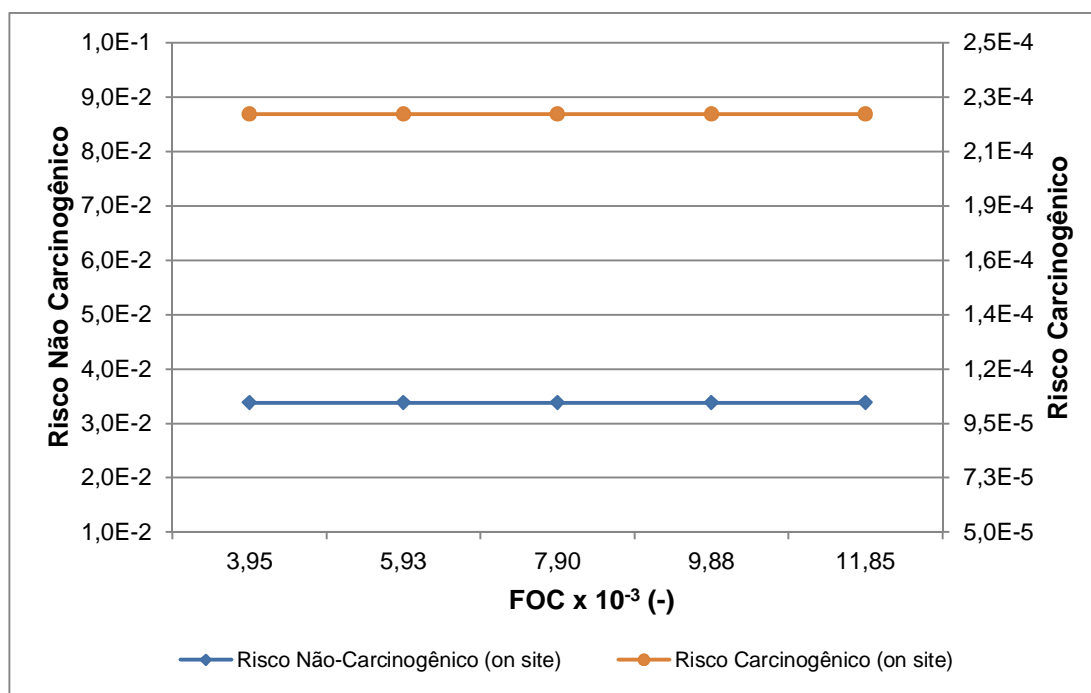


Figura 30 - Relação entre a variação dos valores de FOC e o risco à saúde decorrente do contato direto com o solo.

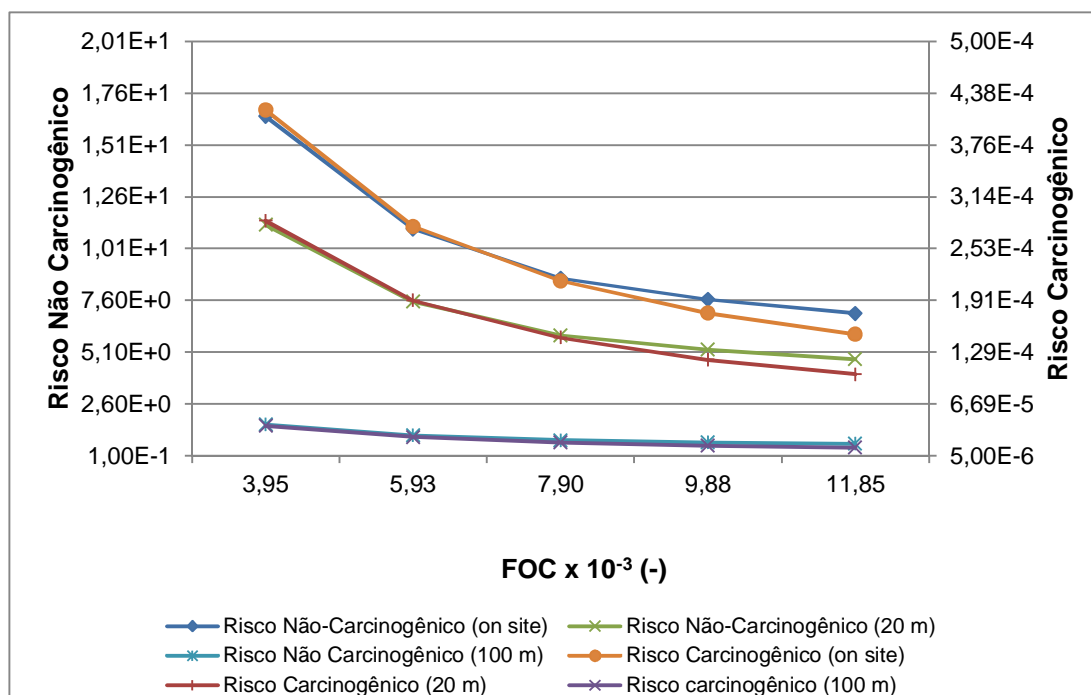


Figura 31 - Relação entre a variação dos valores de FOC e o risco à saúde decorrente do contato direto com a água subterrânea.

4.8 Análise de Incertezas

As principais incertezas de uma avaliação quantitativa dos riscos à saúde humana advêm de 3 principais fatores: falta de dados, dados incompletos e dados incorretos (NRC, 2009). Além das incertezas, a variabilidade dos dados utilizados em qualquer estudo de risco deve ser também considerada.

A presente seção descreve as fontes de incertezas no estudo de caso apresentado e se limita à análise qualitativa destas. Apesar disto, é fundamental ressaltar a importância de uma análise quantitativa das incertezas em estudos de risco por diversos motivos, sendo um dos principais possibilitar a transparência na tomada de decisão acerca do risco.

Quando lidamos com áreas contaminadas é necessário assumir diversas premissas de forma que seja possível executar uma Avaliação de Risco de forma a proteger a saúde das pessoas que ocupam ou irão ocupar o espaço em questão.

As fontes de incertezas encontradas no presente estudo permeiam todas as etapas do processo, desde as possíveis fontes de contaminação até a quantificação de risco em

si. Desde a etapa de coleta de dados há incerteza acerca dos dados informados e obtidos na área de estudo. Os dados referentes à área de estudo possuem um grau razoável de dependência das fontes dos dados, ou seja, as pessoas entrevistadas durante a Avaliação Preliminar. Neste estudo de caso específico, a área avaliada possui dados de diferentes intervalos de tempo, o que aumenta a confiança nos mesmos, uma vez que ao longo das visitas à área os dados de contaminação se confirmaram.

No estudo de caso apresentado, além da falta de alguns dados que foram substituídos por valores aconselhados por órgãos ambientais, foi necessário lidar com a variabilidade de diversos parâmetros. Esta variabilidade, como evidenciado na Análise de Sensibilidade, pode alterar os resultados de risco, fazendo com que um cenário se torne mais ou menos conservador.

As principais incertezas referentes aos parâmetros do meio físico estão relacionadas à heterogeneidade do meio. Frequentemente o meio subterrâneo apresenta heterogeneidades em diversas escalas, influenciando nos resultados, a depender de diversos fatores, como profundidade ou local de coleta.

Com relação às concentrações das SQIs, foi feita a análise da presença de resultados *outliers* (pontos extremamente fora dos intervalos observados). Diante desta possibilidade, este dado seria removido da análise. No entanto, isto não foi necessário, pois tanto o intervalo de concentrações quanto a distribuição foram semelhantes ao longo das campanhas realizadas. Desta forma, a incerteza neste processo foi reduzida.

Por fim, com relação à quantificação das doses de ingresso e riscos à saúde, estes são calculados com base em diversos parâmetros. Estes parâmetros podem ser físico-químicos, toxicológicos ou mesmo biológicos, tendo sido obtidos de pesquisas realizadas por órgãos competentes. Os parâmetros utilizados foram selecionados com base em premissas, conforme descrito no item 2.4. Esta seleção, claramente, não se aplica a toda a população, uma vez que sabe-se que populações também possuem um grau de variabilidade, e cada qual pode ser mais ou menos sensível a um ou mais compostos. Portanto, os parâmetros selecionados levaram em consideração a proteção da saúde de indivíduos ou populações mais sensíveis e, portanto, podem ter resultado em uma superestimativa do risco.

Para o cenário de intrusão de vapores foram utilizados valores *default* de características das edificações, e parâmetros como razão de troca de ar e permeabilidade de vapor.

Os modelos de cálculo de intrusão de vapores assumem o meio subterrâneo como homogêneo e isotrópico, e a contaminação é ditribuída de forma homogênea ao longo da área impactada. Sabe-se que esta premissa não retrata a realidade, mas como em todo modelo, foi utilizada de forma a se aproximar do cenário para aplicável à realidade.

4.9

Limitações do Estudo

O presente estudo teve limitações, assim como toda pesquisa.

A primeira foi a limitação de recursos e tempo, que faz com que os limites da pesquisa sejam determinados. No estudo de caso foram feitos esforços para que a área fosse investigada de forma detalhada, mas em todo estudo ambiental é sabido que as heterogeneidades do meio e a variabilidade das condições existentes fazem com que recursos e tempo sempre sejam limitações.

O meio subterrâneo investigado possui muitas heterogeneidades, que não puderam ser detalhadas nem suas especificidades puderam ser incluídas no estudo. Condutividade hidráulica, porosidade, FOC, densidade dos grãos são alguns dos parâmetros que variam ao longo da camada subterrânea avaliada. No entanto, o modelo assume o meio como homogêneo e, portanto, foram calculadas médias dos valores obtidos em campo para os cálculos realizados. O modelo utilizado para o cálculo da condutividade hidráulica (*Aquifer Test*) assume que água e solo são incompressíveis, o não retrata exatamente o cenário real. No entanto, premissas devem ser assumidas quando um modelo é utilizado, uma vez que não é possível reproduzir todas as heterogeneidades e especificidades do meio nos cálculos realizados.

Aproximadamente 75 milhões de novas substâncias foram registradas ao longo dos últimos dez anos (AMERICAN CHEMICAL SOCIETY, 2015). Isso faz com que o tempo de testes para descoberta de dados toxicológicos não seja capaz de acompanhar as descobertas realizadas. Portanto, algumas substâncias carecem de dados sobre sua carcinogenicidade, toxicologia ou mesmo dados físico-químicos. No presente estudo

três compostos identificados na área de interesse (benzo(a)antraceno, acenaftileno e benzo(g,h,i)perileno) não foram selecionados como substâncias químicas de interesse para a Avaliação de Risco à Saúde, pois não dispunham de um ou mais dados necessários para os cálculos.

Os dados referentes à contaminação na fase vapor, como características das edificações e parâmetros de transporte no ar, não puderam ser medidas e foram utilizados dados sugeridos pela CETESB. Esta limitação está relacionada às limitações do modelo matemático utilizado. O modelo de Johnson & Ettinger, utilizado para o cenário de intrusão de vapores no presente estudo já teve suas limitações descritas em estudos anteriores (TILLMAN; WEAVER, 2006, 2007; HERS et al., 2003; MORADI; TOOTKABONI; PENNELL, 2015), mas continua sendo o modelo mais recomendado para este cenário. O referido modelo é 1D, o que também pode ser apontado como uma limitação, uma vez que a migração considerada neste estudo foi além de uma única dimensão.

A análise de sensibilidade realizada através do método OAT considera e analisa os parâmetros do meio físico como se estes fossem independentes entre si. No entanto, sabe-se que eles possuem um grau de dependência. Parâmetros como condutividade hidráulica e porosidade estão relacionados, assim como gradiente hidráulico e condutividade hidráulica. Portanto, a variação de apenas um parâmetro pode levar à uma alteração do resultado.

5 Conclusões

A pesquisa realizada permite concluir que a contaminação por HPAs observada no estudo de caso apresentado pode resultar em riscos à saúde dos futuros trabalhadores comerciais que ocuparão a área de estudo.

Os resultados de caracterização da contaminação mostraram que as propriedades de transporte e migração de HPAs apresentadas no Capítulo 2, como a dispersão, podem ser observadas na área de estudo e exercem influência sobre os resultados de risco à saúde.

Foi possível identificar a ocorrência de compostos de BPM em água subterrânea e no vapor (através de modelagem), e compostos de APM foram observados em amostras de solo, em acordo com o apresentado em estudo já realizados no mesmo tema.

Os resultados de risco à saúde humana mostraram que a rota de exposição mais crítica para o estudo de caso foi a inalação de vapores em ambientes fechados. Apesar de HPAs serem, em sua maioria, de APM e terem tendência à adsorção ao solo e matéria orgânica, os HPAs mais leves, como o naftaleno, são capazes de volatilizar à temperatura ambiente.

O naftaleno não possui potencial carcinogênico conhecido. Portanto, os riscos associados à inalação de vapores não estão relacionados à potencial ocorrência de câncer. Os riscos associados ao contato direto com o solo, por sua vez, são riscos carcinogênicos, pois os compostos de APM tendem a ter potencial carcinogênico e maior capacidade de adsorção à matéria orgânica do solo. Os riscos associados ao contato direto com a água subterrânea se dividem em riscos carcinogênicos e não carcinogênicos, pois tanto os compostos de BPM quanto de APM podem ser encontrados na água subterrânea, seja em forma de solução ou em partículas em suspensão.

Com relação à análise de sensibilidade, foi possível concluir que o parâmetro do meio físico que exerceu maior influência nos resultados de risco à saúde humana foi a FOC.

A variação deste parâmetro impactou os resultados para todas as rotas de exposição, com exceção da rota por contato direto com o solo, que não apresentou variação em nenhum dos casos. Através da variação da FOC foi possível observar que a sensibilidade à tal alteração varia de acordo com a distância da fonte de contaminação. Portanto, quanto mais distante da fonte, menor foi a sensibilidade exercida pela variação da FOC. E quanto maior a FOC menor foi o risco por inalação em ambientes abertos, fechados ou contato direto com a água subterrânea.

Os resultados da análise de sensibilidade também apontaram a importância da porosidade do solo nos resultados de risco à saúde humana. Os resultados mostraram que quanto maior a porosidade, maiores os riscos por inalação de vapores em ambientes abertos e fechados. Por outro lado, quanto maior a porosidade, menor foi o risco resultante do contato direto com a água, indicando a importância da análise dos parâmetros do meio físico em conjunto com os cenários de exposição aplicáveis a cada caso.

Os resultados de inalação de vapores em ambientes abertos foram iguais para o cenário sobre a fonte e a 20 m dela, mas diferentes a 100 m, indicando que a dispersão dos contaminantes observada com a variação espacial é relevante no cenário de risco.

Através do presente estudo foi possível analisar de forma crítica a atual cena de gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil, que se estende até a Avaliação de Risco. A Resolução CONAMA 420 estabelece os procedimentos de gerenciamento em casos de contaminação, e deixa transparecer grandes limitações. Primeiramente, trata-se de uma resolução publicada em 2009, que copia, em grande parte, os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas publicados em 2005 (CETESB, 2005). Os HPAs cujos valores orientadores são apresentados na Resolução somam apenas seis compostos (dentre mais de 500 misturas existentes), o que acaba por limitar o estudo de áreas contaminadas no Brasil. Mesmo assim, a Resolução sugere que aqueles compostos que não são considerados ali devem ter seus valores orientadores estabelecidos por órgãos locais (estaduais ou municipais) competentes, o que não ocorreu até hoje, na maioria dos estados brasileiros. Resta, portanto, a consulta ao banco de dados norte-americano, que é atualizado com frequência, mas retrata condições climáticas e geológicas muito distintas das brasileiras, podendo ser consideradas quase que inadequadas, se não fossem as mais “próximas”.

Os estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo possuem suas próprias diretrizes que orientam sobre como deve ser feito o gerenciamento de áreas contaminadas no âmbito local e quais as fontes de valores orientadores devem ser consultadas na falta da Resolução CONAMA 420. No entanto, os outros 23 estados brasileiros baseiam-se tão somente na Resolução CONAMA 420 para o gerenciamento de áreas contaminadas. Isto é, nestes 23 estados brasileiros, os únicos contaminantes considerados são os 79 compostos presentes na listagem da Resolução CONAMA 420. O impacto disso é que os valores orientadores para tal número limitado de compostos já é ultrapassado, ou seja, estudos são realizados considerando tais limites, que já podem estar defasados, podendo levar à falta ou excesso de ação com relação ao gerenciamento do passivo, de forma imprudente ou desnecessária. Além disso, para aqueles compostos que não constam na listagem da Resolução, não são tomadas medidas, pois não há padrão de comparação. Portanto, não são avaliados os riscos à saúde para estes compostos, e o processo de gerenciamento de áreas contaminadas, nestes casos, se encerra aí.

E mesmo aqueles estados que possuem suas diretrizes, temos que: o estado de SP publicou os valores orientadores em 2005 que foram, em grande parte, copiados pelo CONAMA, o estado de Minas Gerais, por sua vez, copiou os mesmos valores da Resolução CONAMA 420, e o estado do Rio de Janeiro orienta que deve ser realizada a consulta à Resolução CONAMA 420, sem lançar novos valores específicos para o estado. No entanto, publicou valores orientadores para grupos de compostos, como HPAs (somatório) e hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH).

O estado de São Paulo através da CETESB publicou em 2014 novos valores orientadores para solo e água subterrânea. Nesta nova listagem já excluiu compostos naturalmente encontrados em altas concentrações, como alumínio, ferro e manganês, que continuam sendo considerados na Resolução CONAMA 420.

Não é definido qual a rota de exposição para os meios solo e água cujos valores orientadores são apresentados. Desta forma, ficam todos limitados a atender uma rota, sem saber qual é esta rota, e se a mesma se aplica no cenário de exposição avaliado.

O estudo aprofundado das interações entre os parâmetros do meio físico, as propriedades físico-químicas dos contaminantes e a forma como estas impactam o

risco à saúde é de suma importância na realidade atual, na qual áreas contaminadas vêm sendo ocupadas para desempenhar novos usos.

A presente pesquisa corrobora com outros estudos da literatura demonstrando a importância da ARSH como uma ferramenta para a tomada de decisão em áreas contaminadas por HPAs e seus potenciais efeitos à saúde humana.

5.1

Estudos Futuros

O presente estudo teve como uma das motivações poder dar início à discussão da importância dos parâmetros do meio físico nos estudos de risco à saúde realizados atualmente. Sendo assim, sugere-se que o estudo dos efeitos dos parâmetros do meio físico nos resultados de risco à saúde humana seja aprofundado, de forma que sejam avaliados outros grupos de contaminantes.

Além disso, apresenta-se a necessidade de ser avaliada a influência de outros parâmetros do meio físico no risco à saúde, como granulometria, distribuição e tipos de argilominerais, e a presença de óxidos e hidróxidos de ferro. Para além disso podem ser analisadas as relações entre a granulometria do solo e dados físico-químicos das áreas estudadas, como pH, Eh, e outros, e utilizar como ferramenta análises de ecotoxicidade no estudo de risco à saúde humana.

6 Referências Bibliográficas

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 9820 – **Coleta de amostras indeformadas de solos em furos de sondagem**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR ISO/IEC 17025 - **Requisitos Gerais para Competência de Laboratórios de Ensaio e Calibração**. Rio de Janeiro, 2005.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 15492 – **Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental**. Rio de Janeiro, 2007.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 15.495-1 - **Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares**. Rio de Janeiro, 2007.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 15.847 – **Amostragem de Água Subterrânea em Poços de Monitoramento – Métodos de Purga**. Rio de Janeiro, 2010.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 15515-1 - **Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 1: Avaliação preliminar**. Rio de Janeiro, 2011.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 15515-2 - **Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 2: Investigação Confirmatória**. Rio de Janeiro, 2011.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 15515-3 – **Avaliação de passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 3: Investigação Detalhada**. Rio de Janeiro, 2013.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 16209: **Avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas**. Rio de Janeiro, 2013.

AMERICAN CHEMICAL SOCIETY. **CAS Assigns the 100 Millionth CAS Registry Number® to a Substance Designed to Treat Acute Myeloid Leukemia**. Disponível em: <<https://www.cas.org/news/media-releases/100-millionth-substance>>. Acesso em: 22 ago. 2016.

ARAÚJO-MOURA, A. A.; FILHO, R. A. ABAS, 2015. Gerenc. AC Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 29, p. 202–212, 2015.

ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS). **Standard Guide for Conducting a Sensitivity Analysis for a Groundwater Flow Model Application**. Estados Unidos da América, 2008.

ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS). **Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites**. Estados Unidos da América, 2014.

ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS). **Standard Guide for Risk-Based Corrective Action** - Estados Unidos da América, 2015.

ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). **Toxicological profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons**. Atlanta, 1995. 487 p. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp69.pdf>>.

ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). **Case Studies in Environmental Medicine - Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**, 2009. 68 p. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/csem/pah/docs/pah.pdf>>

BASTOS, B. L. G. B. **Quantificação de incertezas em procedimento de avaliação de risco devido à contaminação em água subterrânea**. Rio de Janeiro, 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

BEAR, J.; CHENG, A. **Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport**. [s.l.] Springer Netherlands, 2010.

BERGKNUT, M. **Characterization of PAH-contaminated soils focusing on availability , chemical composition and biological effects**. Umea, 2006. Dissertação (Mestrado em Química Ambiental), Departamento de Química. Umeå University, Sweden.

BERKOWITZ, B.; DROR, I.; YARON, B. **Contaminant Geochemistry**. 1.ed. Rehovot, 2008. 412 p.

BONGANHA, C. A. et al. Conceitos e Fundamentos da Modelagem Matemática para Gerenciamento de Recursos Hídricos Subterrâneos. **Revista Analytica**, v. 30, p. 116–120, 2007.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 420. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. 2009.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Áreas Contaminadas Críticas**. 2015. Disponível em: <<http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/187/>>. Acesso em: 30 nov. 2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Princípio da Precaução**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/destaques/item/7512>>. Acesso em: 12 ago. 2016.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Áreas Contaminadas**. 2015. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/areas-tematicas-qa/areas-contaminadas>>. Acesso em: 2 jan. 2016.

CASARINI, D. C. P.; DIAS, C. L.; LEMOS, M. M. G. Relatório de estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo. 2001.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). DECISÃO DA DIRETORIA (DD) Nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo - 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. Disponível em <http://solo.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/34/2014/12/tabela_valores_2005.pdf>.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Planilhas de Avaliação de Risco à Saúde Humana**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo. 2009.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Áreas Contaminadas**. 2014. Disponível em: <<http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/relacao-de-areas-contaminadas/>>. Acesso em: 14 set. 2015.

CHEMNET. **Dados Físico-Químicos de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos**. Disponível em <<http://www.chemnet.com/>>. Acesso em: 20 jul. 2016.

CONNOR, J. A.; NEWELL, C. J.; MALANDER, M. W. Parameter Estimation Guidelines for Risk-Based Corrective Action (RBCA) Modeling. **NGWA Petroleum Hydrocarbons Conference**, n. November, p. 1–19, 1996.

COOK, J. W.; HEWETT, I. H. The isolation of a cancer producing hydrocarbon from coal tar. Parts I, II and III. **Journal of the Chemical Society**, p. 395 – 405, 1933.

DJOMO, J. E.; GARRIGUES, P.; NARBONNE, J. F. Uptake and depuration of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by the zebrafish (*Brachydanio rerio*). **Environ. Toxicol Chem.**, v. 15, n. 7, p. 1177–1181, 1996.

DOMENICO, P. A. An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. **Journal of Hydrology**, v. 91, n. 1-2, p. 49–58, 1987.

DONG, Z. et al. Uncertainties in human health risk assessment of environmental contaminants: A review and perspective. **Environment International**. v.85, p. 120-132, 2015.

EFSA (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food [1] - Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. **The EFSA Journal**, n. June, p. 1–114, 2008.

EMBRAPA SOLOS. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro. Comitê Local de Publicações, 2011. 225 p. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/104933/1/Manual-de-Mtdos-de-Anilise-de-Solo.pdf>>

FEAM (FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE). MINAS GERAIS. **Áreas Contaminadas**. 2015. Disponível em: <<http://www.feam.br/areas-contaminadas>>. Acesso em: 2 jan. 2016.

FETTER, C. W. **Contaminant Hydrogeology**. 2.ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999.

FETTER, C.W. **Applied Hydrogeology**. 4. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2001.

FITTS, C. R. **Groundwater Science**. 2.ed. Oxford Academic Press, 2013, 672 p.

FORSGREN, A. J. Wastewater Treatment: Occurrence and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). 1.ed. Xylem, Sweden: CRC Press, 2015. 235 p.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall, 1979, 609 p.

FREY, C. H.; PATIL, S. R. Identification and Review of Sensitivity Analysis Methods. **Risk Analysis**, v. 22, n. 3, p. 553–578, 2002.

GSi ENVIRONMENTAL. **RBCA Tool Kit for Chemical Releases** GSi Environmental, 2016. Disponível em: <[http://www.gsi-net.com/en/software/rbca-software-tool-kit-for-chemical-releases-version-2-6.html#RBCA for Chemical Releases 2.5 Description](http://www.gsi-net.com/en/software/rbca-software-tool-kit-for-chemical-releases-version-2-6.html#RBCA_for_Chemical_Releases_2.5_Description)>

HARVEY, R.G. Environmental Chemistry of PAHs. In: NEILSON, A. H. (Ed.). PAHs and Related Compounds - The Handbook of Environmental Chemistry. 1.ed. Nova Iorque. Springer, 1998. p. 1-54.

HAYES, W. Curso: Risk Assessment - VI Latin America Risk Assessment Workshop. Águas de São Pedro, 2014.

HERS, I. et al. Evaluation of the Johnson and Ettinger Model for Prediction of Indoor Air Quality. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 23, n. 2, p. 119–133, maio 2003.

HOWSAM, M.; JONES, K. C. Sources of PAHs in the Environment. In: NEILSON, A. H. (Ed.). **PAHs and Related Compounds - The Handbook of Environmental Chemistry**. 1.ed. Nova Iorque. Springer, 1998. p. 137-174.

HVORSLEV, M. J. Time Lag and Soil Permeability in Ground-Water Observations. Bulletin n. 36, 1951.

IDEM (INDIANA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT). **Determining the Fraction of Organic Carbon RISC Nondefault Option**. Indianapolis: [s.n.]. 2007. 4 p. Relatório.

INEA (INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE). RIO DE JANEIRO. **Avaliação de Áreas Contaminadas**. 2015. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Licenciamento/GestaodeRiscoAmbientaTec/AvaliacaodeAreasContaminadas/index.htm>>. Acesso em: 1 jan. 2016.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1**. Lyon, França. 1983, 483 p. Volume 32. Disponível em: <<https://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol1-42/mono32.pdf>>.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans**. Lyon, França. 2010, 868 p. Volume 92. Disponível em: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol92/mono92.pdf>>.

INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (ITRC). 2015. **Decision Making at Contaminated Sites. Issues and Options in Human Health Risk Assessment**. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory

Council, Risk Assessment Team. Disponível em: <<http://www.itrcweb.org/risk-3/Content/Resources/ITRC2015RISK-3.pdf>>.

JACKSON, R. E. et al. Migration of viscous non-aqueous phase liquids (NAPLs) in alluvium, Fraser River lowlands, British Columbia. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 43, n. 7, p. 694–703, jul. 2006.

JACQUES, H.; REZENDE, A. DE. Concentrações Máximas Aceitáveis (Cma) Para Hidrocarbonetos No Meio Físico Do Estado De Minas Gerais. **III Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo**, v. 55, n. 31, p. 1–4, 2013.

JOHNSON, P. C. Identification of Critical Parameters for the Johnson and Ettinger (1991) Vapor Intrusion Model. American Petroleum Institute (API) N°. 17; API: Washington, DC, 2002. Disponível em: <http://www.api.org/~media/files/ehs/clean_water/bulletins/17_bull.pdf>.

JOHNSON, P. C.; ETTINGER, R. A. Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapors into Buildings. **Environmental Science & Technology**, v. 25, n. 8, p. 1445–1452, 1991.

JONSSON, S. et al. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in contaminated soils by Fenton's reagent: A multivariate evaluation of the importance of soil characteristics and PAH properties. **Journal of Hazardous Materials**, v. 149, n. 1, p. 86–96, 1 out. 2007.

KOCHANY, J. PAHs in Natural Waters: Natural and Anthropogenic Sources, and Environmental Behavior. In: FORSGREN, A. J. (Ed.). **Wastewater Treatment: Occurrence and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**. Xylem, Sweden: CRC Press, 2015. p. 11–46.

LAGREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. **Hazardous Waste Management**. 2.ed. Long Grove, IL: Waveland Press, Inc., 2010.

LIMA, F. DE M. **Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em material particulado atmosférico na Região Central de Niterói, RJ**. Niterói, 2006. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Departamento de Química, Universidade Federal Fluminense, 113 p.

LOGAN, B. E. **Environmental Transport Processes**. 2.ed. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2012.

MA, J. et al. Sensitivity and uncertainty analysis for Abreu & Johnson numerical vapor intrusion model. **Journal of Hazardous Materials**, v. 304, p. 522–531, 2016.

MACKAY, D.; CALLCOTT, D. Partitioning and Physical Chemical Properties of PAHs. In: NEILSON, A. H. (Ed.). **PAHs and Related Compounds - The Handbook of Environmental Chemistry**. 1.ed. Nova Iorque. Springer, 1998. p. 325-346.

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

MAXWELL, R. M.; KASTENBERG, W. E. Stochastic environmental risk analysis: an integrated methodology for predicting cancer risk from contaminated groundwater. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment (SERRA)**, v. 13, n. 1-2, p. 27–47, 1999.

MCALARY, T. A.; PROVOOST, J.; DAWSON, H. E. Vapor Intrusion. In: SWARTJES, F. A. (Ed.). **Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application**. Bilthoven, The Netherlands: Springer, 2011. p. 410–453.

MCKINNELL, R. G. The understanding, prevention and control of human cancer: the historic work and lives of Elizabeth Cavert Miller and James A. Miller. 1.ed. Leiden, The Netherlands: Koninklijke Brill NV, 2015. 195 p.

MORADI, A.; TOOTKABONI, M.; PENNELL, K. G. A variance decomposition approach to uncertainty quantification and sensitivity analysis of the Johnson and Ettinger model. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 65, n. 2, p. 154–164, 21 fev. 2015.

NARDOCCI, A. C. Avaliação probabilística de riscos da exposição aos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) para a população da cidade de São Paulo. São Paulo, 2010. Tese (Concurso de livre docência) - Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 77 p.

NASR, I. N. et al. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Aquatic Environment at El Menofiya. v. 6, n. September 2008, p. 13–21, 2010.

NEILSON, A. H.; HYNNING P.-A. PAHs: Products of Chemical and Biochemical Transformation of Alicyclic Precursors. In: NEILSON, A. H. (Ed.). **PAHs and Related Compounds - The Handbook of Environmental Chemistry**. 1.ed. Nova Iorque. Springer, 1998. p. 223-270.

NEVES, R. L. S. Avaliação da contaminação de óleo no ambiente estuarino da Baía de Guanabara (RJ) pela determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) na bÍlis de peixes Mugil liza. Rio de Janeiro, 2006. Dissertação (Mestrado em Química) - Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 120 p.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). **Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Evaluation of Sources and Effect**. Washington, D.C., 1983a, 474 p. Relatório.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). **Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process**. Washington, D.C., 1983b, 191 p. Relatório.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). **Alternatives for Ground Water Cleanup**. Washington, D.C.: The National Academies Press, 1994. 336 p. Disponível em: <<http://www.nap.edu/catalog/2311.html>>.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). **Understanding Risk: Informing Decisions in a Democratic Society**. Washington, D.C.: National Academies Press, 1996. 250 p.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). **Science and Decisions - Advancing Risk Assessment**. Washington, D.C.: National Academies Press, 2009. 422 p.

O'SULLIVAN, G.; SANDAU, C. (EDS.). **Environmental Forensics for Persistent Organic Pollutants**. 1.ed. Oxford. Elsevier Ltd, 2014. 407 p.

PEDROZO, M. DE F. M. et al. **Série Cadernos de Referência Ambiental**, v. 12. 19. ed. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2002.

PEREIRA NETTO, A. D. et al. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica. **Química Nova**, v. 23, n. 6, p. 765–773, dez. 2000.

PICKERING, R. W. A Toxicological Review of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Journal of Toxicology: Cutaneous and Ocular Toxicology**, v. 18, n. 2, p. 101–135, 27 jan. 1999.

POSTER, D. L.; SANDER, L. C.; WISE, S. A. Chromatographic Methods of Analysis for the Determination of PAHs in Environmental Samples. In: NEILSON, A. H. (Ed.). **PAHs and Related Compounds - The Handbook of Environmental Chemistry**. 1.ed. Nova Iorque. Springer, 1998. p. 77-136.

PUBCHEM. **Dados Físico-Químicos de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos**. Disponível em <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>>. Acesso em: 20 jul. 2016.

RAMID, J.; RIBEIRO, A. Declaração do Rio de Janeiro. **Estudos Avançados**, v. 6, n. 15, p. 153–159, 1992.

ŠANTRŮČKOVÁ, H. Humic substances in the global environment and implications on human health. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v. 80, n. 3, p. 402–402, 1995.

SHEN, H. et al. Global Atmospheric Emissions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from 1960 to 2008 and Future Predictions. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 6415–6424, 2013.

SISINNO, C. L. S. et al. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em resíduos sólidos industriais: uma avaliação preliminar do risco potencial de contaminação ambiental e humana em áreas de disposição de resíduos. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 671–676, 2003.

TCEQ (TEXAS COMMISSION ON ENVIRONMENTAL QUAL. Toxicity Factors and Chemical/Physical Parameters. **Texas Risk Reduction Program (TRRP) Guidance and Forms**, n. March, 8 p., 2009.

TILLMAN, F. D.; WEAVER, J. W. Uncertainty from synergistic effects of multiple parameters in the Johnson and Ettinger (1991) vapor intrusion model. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 22, p. 4098–4112, 2006.

TILLMAN, F. D.; WEAVER, J. W. Parameter sets for upper and lower bounds on soil-to-indoor-air contaminant attenuation predicted by the Johnson and Ettinger vapor intrusion model. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 27, p. 5797–5806, set. 2007.

TORRETA, V. PAHs in Wastewater and Removal Efficiency in Conventional Wastewater Treatment Plants. In: FORSGREN, A. J. (Ed.). . **Wastewater Treatment: Occurrence and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**. Xylem, Sweden: CRC Press, 2015. p. 141–156.

TRUEX, M. J.; CARROLL, K. C. **Remedy Evaluation Framework for Inorganic , Non-Volatile Contaminants in the Vadose Zone**. Alexandria. 1.ed. 2013. 67 p. Disponível em: <<https://clu-in.org/download/techfocus/na/Natural-Atten-PNNL-21815.pdf>>.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Guidelines for carcinogen risk assessment**. Washington, D.C. 1986. Disponível em: <<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=54933>>. Relatório.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Risk assessment guidance for superfund. Vol.1: Human Health Evaluation Manual**. Osver Directive 9285.7-01a, EPA Office of Emergency and Remedial Response. Washington, D.C. 1989.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Washington, D.C. 1993.

U.S. EPA INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM (IRIS). **IRIS Assessment**. Washington, D.C. U.S. Environmental Protection Agency, 1990. Disponível em: <<https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/atoz.cfm>>. Acesso em: 5 jul. 2016.

U.S. EPA INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM (IRIS). **IRIS Chemical Assessment Summary on benzo(a)pyrene**. Washington, D.C. U.S. Environmental

Protection Agency, 1994. Disponível em:
<https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=136>

U.S. EPA INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM (IRIS). **IRIS Chemical Assessment Summary on naphthalene**. Washington, D.C. U.S. Environmental Protection Agency, 1998. Disponível em:
<https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0436_summary.pdf>

U.S. EPA INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM (IRIS). **IRIS Chemical Assessment Summary on 2-methylnaphthalene**. Washington, D.C. U.S. Environmental Protection Agency, 2003.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings**. Washington, D.C., 2004. 133 p. Disponível em:
<https://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/upload/VI_USEPA_Users-guide.pdf>. Relatório.

U.S. EPA INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM (IRIS). **IRIS Assessments**. Washington, D.C. U.S. Environmental Protection Agency, 2007. Disponível em: <<https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/atoz.cfm>>. Acesso em: 5 jul. 2016.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHs) Disease Registry Toxfaqs**. Washington, D.C. 2008.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Risk Assessment Guidance for Superfund, Human Health Evaluation Manual**. Washington, D.C., 2009. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/partf_200901_final.pdf>. Relatório.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Method 8270D Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry**. 2014. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/8270d.pdf>>

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Oswer Technical Guide for Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway From Subsurface Vapor Sources To Indoor Air**. Washington, D.C., 2015a. 267 p. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/oswer-vapor-intrusion-technical-guide-final.pdf>>. Relatório.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Sensitivity and Uncertainty Analyses: Training Module**. Washington, D.C. 2015b. Disponível em: <<https://www.epa.gov/modeling/environmental-modeling-training-modules#file-168123>>.

U.S. EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables (May 2016)**. Washington, D.C. U.S. Environmental Protection Agency, 2016. Disponível em: <<https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables-may-2016>>

VARANASI, U. (Ed.) **Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment**. Seattle. CRC Press, 1989.

WATERLOO HYDROGEOLOGIC INC. **Aquifer Test for Windows**. Thomas Roehrich, [s.d.]. Programa de computador.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Polynuclear aromatic hydrocarbons in Drinking-water**. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva. 2003. 32 p. Relatório.

Apêndice 1

Dados de entrada e saída do programa *Risk-Based Corrective Action* (RBCA) para cálculo do risco à saúde humana.

RBCA Tool Kit for Chemical Releases
 Version 2.6 © 2011 GSI Environmental Inc.

Main Screen

1. Project Information

Site Name:

Location:

Completed By:

Date: Job ID:

2. Which Type of RBCA Analysis?

Tier

Risk-Based Screening

Tier 2/3

Site Specific Target Levels

3. Calculation Options

Affects which input data are required

☒ **Baseline Risks (Forward mode)**

☒ **RBCA Cleanup Levels (Backward mode)**

☐ Individual Constituent Risk Goals Only

☐ Individual and Cumulative Risk Goals

☒ **Apply Source Depletion Algorithm**

Time to Future Exposure (yr)

4. RBCA Evaluation Process

Prepare Input Data

Data Complete? ☒ = yes ☐ = no

☒ Exposure Pathways

↓

☒ Constituents of Concern (COCs)

↓

☒ Transport Models

↓

☒ Soil Parameters

↓

☐ GW Parameters

↓

☒ Air Parameters

Review Output

Exposure Flowchart

COC Chem. Parameters

Input Data Summary

User-Spec. COC Data...

Transient Domenico Analysis..

Baseline Risks..

Cleanup Levels..

5. Commands and Options

New Site

Load Data...

Save Data

User Chemical Database

Set Units

Print Sheet

Print Report

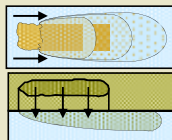
Help

Quit

Exposure Pathway Identification

1. Groundwater Exposure

Groundwater Ingestion/ Surface Water Impact



Receptor: Com. ▼ Com. ▼ Com. ▼
 Distance: On-site Off-site1 Off-site2
 0 20 100 (m)

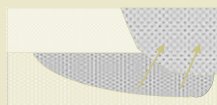
Source Media:

- ☒ Affected Groundwater
☒ Affected Soils Leaching to Groundwater

Option:

- ☐ Apply MCL value as ingestion RBEL (backward mode only)

GW Discharge to Surface Water Exposure

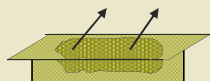


- ☐ Swimming
☐ Fish Consumption
☐ Specified Water Quality Criteria

Enter Criteria

2. Surface Soil Exposure

Combined Exposure



Receptor: Com. ▼
 On-site
 Construction Worker ☐

Source Media:

- ☒ Direct Ingestion
☒ Dermal Contact
☒ Inhalation (vol+part)
☐ Vegetable Ingestion

Option:

- ☐ Apply UK (CLEA) SGV as soil concentration limit

Veg Options

Site Name: Area de Interesse

Location:

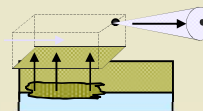
Compl. By: Bianca Hacon

Job ID:

Date: 0-jan-yy

3. Air Exposure

Volatilization and Particulates to Outdoor Air Inhalation

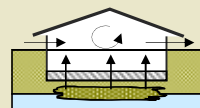


Receptor: Com. ▼ Com. ▼ Com. ▼
 Distance: On-site Off-site1 Off-site2
 0 20 100 (m)

Source Media:

Construction worker ☐

- ☒ Affected Soils--Volatilization to Ambient Outdoor Air
☒ Affected Groundwater--Volatilization to Ambient Outdoor Air
☒ Affected Surface Soils--Particulates to Ambient Outdoor Air



Volatilization to Indoor Air Inhalation

Receptor: Com. ▼ Com. ▼ Com. ▼
 Distance: On-site Off-site1 Off-site2
 0 20 100 (m)

Source Media:

- ☒ Affected Soils--Volatilization to Enclosed Space
☒ Affected Soils Leaching to GW--Volatilization to Enclosed Space
☒ Affected Groundwater--Volatilization to Enclosed Space

Bldg Options

4. Commands and Options

Main Screen

Print Sheet

Set

Help

Exposure Factors & Target Risks

Exposure Flowchart

RBCA SITE ASSESSMENT

Input Parameter Summary

Site Name: Area de Interesse
Site Location:

Completed By: Bianca Hacon
Date Completed: 0-jan-yy

Exposure Parameters		Residential				Commercial/Industrial		User Defined
		Child*	Adolescent	Adult	Age Adjusted**	Adult	Construct.	
ATc	Averaging time for carcinogens (yr)	72	72	72	NA	72	72	-
ATn	Averaging time for non-carcinogens (yr)	6	12	30	NA	25	2	-
BW	Body weight (kg)	15	35	70	NA	70	70	-
ED	Exposure duration (yr)	6	12	30	NA	25	2	-
t	Averaging time for vapor flux (yr)	30	30	30	NA	30	30	-
EF	Exposure frequency (days/yr)	350	350	350	NA	290	290	-
EFD	Exposure frequency for dermal exposure	350	350	350	NA	290	290	-
IRw	Ingestion rate of water (L/day)	1	1	2	2,5	1	NA	-
IRs	Ingestion rate of soil (mg/day)	200	200	100	387	50	200	-
SA	Skin surface area (dermal) (cm^2)	2023	2023	3160	4771	2457	2457	-
M	Soil to skin adherence factor	0,5	0,5	0,5	NA	0,2	0,2	-
ETswim	Swimming exposure time (hr/event)	1	3	3	NA	NA	NA	NA
EVswim	Swimming event frequency (events/yr)	12	12	12	NA	NA	NA	NA
IRswim	Water ingestion while swimming (L/hr)	0,5	0,5	0,05	0,3	NA	NA	NA
SAswim	Skin surface area for swimming (cm^2)	3500	8100	23000	15680	NA	NA	NA
IRfish	Ingestion rate of fish (kg/yr)	0,025	0,025	0,025	0,053	NA	NA	NA
FFish	Contaminated fish fraction (unitless)	1	1	1	NA	NA	NA	NA
IRbg	Below-ground vegetable ingestion	0,002	0,002	0,006	2,053	NA	NA	NA
IRabg	Above-ground vegetable ingestion	0,001	0,001	0,002	0,887	NA	NA	NA
VGbg	Above-ground Veg. Ingest. Correction Factor	0,01	0,01	0,01	NA	NA	NA	NA
VGabg	Below-ground Veg. Ingest. Correction Factor	0,01	0,01	0,01	NA	NA	NA	NA

* = Child Receptor used for Non-Carcinogens

** = Age-adjusted rate is effective value corresponding to adult exposure factors.

Complete Exposure Pathways and Receptors	On-site	Off-site 1	Off-site 2
Groundwater:			
Groundwater Ingestion	Commercial	Commercial	Commercial
Soil Leaching to Groundwater Ingestion	Commercial	Commercial	Commercial
Apply MCL Values	No	No	No
Applicable Surface Water Exposure Routes:			
Swimming	NA	NA	None
Fish Consumption	NA	NA	None
Aquatic Life Protection	NA	NA	None
Soil:			
Direct Contact: Ingestion, Dermal, Inhalation	Commercial	NA	NA
Apply CLEA- UK SGV levels		No	
Outdoor Air:			
Particulates from Surface Soils	Commercial	Commercial	Commercial
Volatilization from Soils	Commercial	Commercial	Commercial
Volatilization from Groundwater	None	None	None
Indoor Air:			
Volatilization from Soils	Commercial	NA	NA
Volatilization from Groundwater	Commercial	Commercial	Commercial
Soil Leaching to Groundwater Volatilization	Commercial	Commercial	Commercial

Receptor Distance from Source Media	On-site	Off-site 1	Off-site 2	(Units)
Groundwater receptor	0	20	100	(m)
Outdoor air inhalation receptor	0	20	100	(m)
Indoor air inhalation receptor	0	20	100	(m)

Target Health Risk Values		Individual	Cumulative
TR	Target Risk (carcinogens)	1,0E-5	1,0E-5
THQ	Target Hazard Quotient (non-carcinogenic risk)	1,0E+0	1,0E+0

Modeling Options	
RBCA tier	Tier 2
Outdoor air volatilization model	Surface & Subsurface Models: ASTM Model
Indoor air volatilization model	Johnson & Ettinger model
Soil leaching model	ASTM leaching model
Use soil attenuation model (SAM) for leachate?	No
Use dual equilibrium desorption model?	No
Apply Mass Balance Limit for Soil Volatilization?	No
Apply UK (CLEA) SGV as soil concentration limit	No
Vegetable calculation options	NA
Air dilution factor	3-D Gaussian dispersion
Groundwater dilution-attenuation factor	Domenico model

NOTE: NA = Not applicable

Orange = Site-specific value (different from current default value)

RBCA SITE ASSESSMENT

Input Parameter Summary

Site Name: Area de Interesse
Site Location:

Completed By: Bianca Hacon
Date Completed: 0-jan-yy

Surface Soil Column Parameters		Value	(Units)
h_{cap}	Capillary zone thickness	0,5	(m)
h_v	Vadose zone thickness	1,09	(m)
ρ_s	Soil bulk density	1,58	(g/cm ³)
f_{oc}	Fraction organic carbon	0,0079	(-)
q_T	Soil total porosity	0,356	(-)
		<u>capillary</u> <u>vadose</u> <u>foundation</u>	
q_w	Volumetric water content	0,32	(-)
q_a	Volumetric air content	0,036	(-)
K_{vs}	Vertical hydraulic conductivity	13,824	(cm/d)
k_v	Vapor permeability	1E-10	(m ²)
L_{gw}	Depth to groundwater	1,59	(m)
pH	Soil/groundwater pH	6,8	(-)
W	Length of source-zone area parallel to wind	60	(m)
W_{gw}	Length of source-zone area parallel to GW flow	60	(m)
L_{ss}	Thickness of affected surface soils	1	(m)
A	Source zone area	2025	(m ²)
L_s	Depth to top of affected soils	0	(m)
L_{base}	Depth to base of affected soils	1,59	(m)
L_{subs}	Thickness of affected soils	1,59	(m)

Outdoor Air Parameters		Value	(Units)
U_{air}	Ambient air velocity in mixing zone	2,25	(m/s)
d_{air}	Air mixing zone height	2	(m)
Q/C	Inverse mean concentration at the center of source	NA	(g/cm ² /s)
P_a	Areal particulate emission rate	6,9E-14	
V	Fraction of vegetative cover	NA	
U_m	Mean annual airvelocity at 7m	NA	
U_t	Equivalent 7m air velocity threshold value	NA	
F(x)	Windspeed function dependant on U_m/U_t	NA	
PEF	Particulate Emission Factor	9,2E-12	

Building Parameters		Residential	Commercial	(Units)
L_b	Building volume/area ratio	NA	3	(m)
A_b	Foundation area	NA	1000	(m ²)
X_{crk}	Foundation perimeter	NA	130	(m)
ER	Building air exchange rate	NA	0,000139	(1/s)
L_{crk}	Foundation thickness	NA	0,15	(m)
Z_{crk}	Depth to bottom of foundation slab	NA	0,15	(m)
h	Foundation crack fraction	NA	0,01	(-)
dP	Indoor/outdoor differential pressure	NA	0	(g/cm/s ²)
Q_s	Convective air flow through slab	NA	0	(m ³ /s)
q_{wcrack}	Volumetric water content of cracks	NA	0,1794	(-)
q_{acrack}	Volumetric air content of cracks	NA	0,2806	(-)
BV	Building Volume	NA	NA	(m ³)
w	Building Width Perpendicular to GW flow	NA	NA	(m)
L	Building Length Parallel to GW flow	NA	NA	(m)
n	Saturated Soil Zone Porosity	NA	NA	(-)

Groundwater Parameters		Value	(Units)
d_{gw}	Groundwater mixing zone depth	2	(m)
I_g	Net groundwater infiltration rate	66,1	(cm/yr)
U_{gw}	Groundwater Darcy velocity	0,08098	(cm/d)
V_{gw}	Groundwater seepage velocity	1,883255814	(cm/d)
K_s	Saturated hydraulic conductivity	8,098	(cm/d)
i	Groundwater gradient	0,01	(-)
S_w	Width of groundwater source zone	45	(m)
S_d	Depth of groundwater source zone	2	(m)
q_{eff}	Effective porosity in water-bearing unit	0,043	(-)
f_{oc-sat}	Fraction organic carbon in water-bearing unit	0,0079	(-)
pH _{sat}	Groundwater pH	6,8	(-)
	Biodegradation considered?	No	

Transport Parameters		Off-site 1	Off-site 2	Off-site 1	Off-site 2	(Units)
Lateral Groundwater Transport		<u>Groundwater Ingestion</u>		<u>Groundwater to Indoor Air</u>		
a_x	Longitudinal dispersivity	2,0E+0	1,0E+1	2,0E+0	1,0E+1	(m)
a_y	Transverse dispersivity	6,6E-1	3,3E+0	6,6E-1	3,3E+0	(m)
a_z	Vertical dispersivity	1,0E-1	5,0E-1	1,0E-1	5,0E-1	(m)
Lateral Outdoor Air Transport		<u>Soil to Outdoor Air Inhal.</u>		<u>GW to Outdoor Air Inhal.</u>		
S_y	Transverse dispersion coefficient	2,3E+0	1,0E+1	NA	NA	(m)
S_z	Vertical dispersion coefficient	1,6E+0	7,0E+0	NA	NA	(m)
ADF	Air dispersion factor	1,0E+0	3,7E+0	NA	NA	(-)

Surface Water Parameters		Off-site 2	(Units)
Q_{sw}	Surface water flowrate	NA	(m ³ /s)
W_{pi}	Width of GW plume at SW discharge	NA	(m)
d_i	Thickness of GW plume at SW discharge	NA	(m)
DF_{sw}	Groundwater-to-surface water dilution factor	NA	(-)

NOTE: NA = Not applicable

Orange = Site-specific value (different from current default value)

Exposure Pathway Flowchart

Site Name: Area de Interesse

Job ID:

Location:

Date: 0-jan-yy

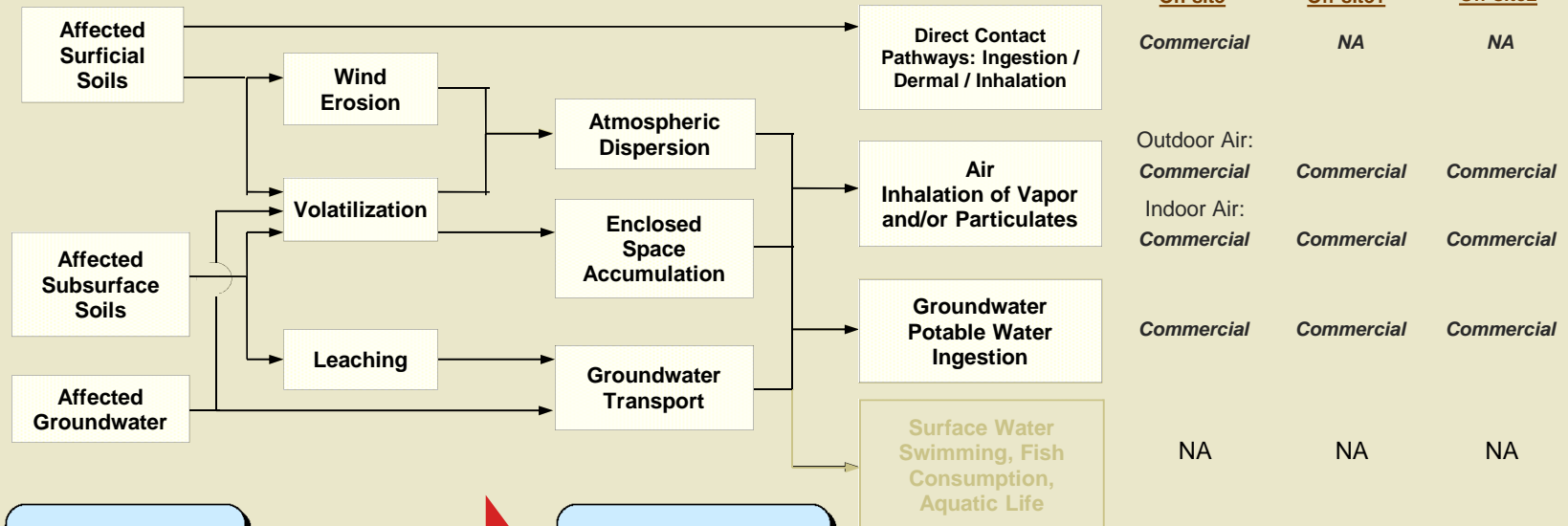
Compl. By: Bianca Hacon

Source Media

Transport Mechanisms

Exposure Media

Receptors



SOURCE

TRANSPORT

RECEPTOR

Commands and Options

Main

Print

Help

RBCA SITE ASSESSMENT**User-Specified COC Data****REPRESENTATIVE COC CONCENTRATIONS IN SOURCE MEDIA**

CONSTITUENT	Representative COC Concentration			
	Groundwater		Soils (0 - 1,6 m)	
	value (mg/L)	note	value (mg/kg)	note
Benzo-a-pyrene	1,5E-3	metade LQ	4,5E+1	Concentracao maxima
Benzo-b-fluoranthene	1,5E-3	metade LQ	6,8E+1	Concentracao maxima
Dibenz-a,h-anthracene	7,5E-4	metade LQ	8,9E+0	Concentracao maxima
Phenanthrene	3,2E-2	Concentracao maxima	2,3E+2	Concentracao maxima
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	7,5E-4	metade LQ	2,9E+1	Concentracao maxima
Naphthalene	6,3E+0	Concentracao maxima	7,1E+1	Concentracao maxima
Methylnaphthalene, 2-	6,9E-1	Concentracao maxima	5,3E+1	Concentracao maxima

RBCA SITE ASSESSMENT

1 OF 7

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS

☒ (Checked if Pathway is Complete)

SOILS (0 - 1,6 m): LEACHING TO
GROUNDWATER INGESTION

Constituents of Concern	1) Source Medium	2) NAF Value (L/kg) Receptor			3) Exposure Medium Groundwater: POE Conc. (mg/L) (1)/(2)		
	Soil Conc. (mg/kg)	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (20 m) Commercial	Off-site 2 (100 m) Commercial	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (20 m) Commercial	Off-site 2 (100 m) Commercial
Benzo-a-pyrene	4,5E+1	7,7E+3	1,1E+4	7,8E+4	5,9E-3	4,0E-3	5,8E-4
Benzo-b-fluoranthene	6,8E+1	9,6E+3	1,4E+4	9,8E+4	7,1E-3	4,8E-3	6,9E-4
Dibenz-a,h-anthracene	8,9E+0	1,5E+4	2,2E+4	1,6E+5	5,8E-4	4,0E-4	5,7E-5
Phenanthrene	2,3E+2	1,1E+2	1,7E+2	1,2E+3	2,0E+0	1,4E+0	2,0E-1
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,9E+1	2,8E+4	4,1E+4	2,8E+5	1,0E-3	7,1E-4	1,0E-4
Naphthalene	7,1E+1	1,3E+1	1,8E+1	1,3E+2	5,7E+0	3,9E+0	5,5E-1
Methylnaphthalene, 2-	5,3E+1	3,5E+1	5,1E+1	3,5E+2	1,5E+0	1,0E+0	1,5E-1

* = Chemical with user-specified data

NOTE: NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse
Site Location:
Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

2 OF 7

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS

SOILS (0 - 1,6 m): LEACHING TO
GROUNDWATER INGESTION (cont'd)

Constituents of Concern	4) Exposure Multiplier (IRxExED)/(BWxAT) (L/kg-day)			5) Average Daily Intake Rate (mg/kg/day) (3) x (4)		
	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	3,9E-3	3,9E-3	3,9E-3	2,3E-5	1,6E-5	2,3E-6
Benzo-b-fluoranthene	3,9E-3	3,9E-3	3,9E-3	2,8E-5	1,9E-5	2,7E-6
Dibenz-a,h-anthracene	3,9E-3	3,9E-3	3,9E-3	2,3E-6	1,6E-6	2,3E-7
Phenanthrene	1,1E-2	1,1E-2	1,1E-2	2,3E-2	1,6E-2	2,2E-3
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	3,9E-3	3,9E-3	3,9E-3	4,1E-6	2,8E-6	4,0E-7
Naphthalene	1,1E-2	1,1E-2	1,1E-2	6,4E-2	4,4E-2	6,3E-3
Methylnaphthalene, 2-	1,1E-2	1,1E-2	1,1E-2	1,7E-2	1,2E-2	1,7E-3

* = Chemical with user-specified data

NOTE: AT = Averaging time (days)
BW = Body weight (kg)

ED = Exposure duration (yr)
EF = Exposure frequency (days/yr)

IR = Ingestion rate (mg/day)

Site Name: Area de Interesse
Site Location:

Completed By: Bianca Hacon
Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

3 OF 7

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

GROUNDWATER: INGESTION

Constituents of Concern	1) Source Medium	2) NAF Value (unitless) Receptor			3) Exposure Medium Groundwater: POE Conc. (mg/L) (1)/(2)		
	Groundwater Conc. (mg/L)	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (20 m) Commercial	Off-site 2 (100 m) Commercial	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (20 m) Commercial	Off-site 2 (100 m) Commercial
Benzo-a-pyrene	1,5E-3	1,0E+0	1,5E+0	1,0E+1	1,5E-3	1,0E-3	1,5E-4
Benzo-b-fluoranthene	1,5E-3	1,0E+0	1,5E+0	1,0E+1	1,5E-3	1,0E-3	1,5E-4
Dibenz-a,h-anthracene	7,5E-4	1,0E+0	1,5E+0	1,0E+1	7,5E-4	5,1E-4	7,4E-5
Phenanthrene	3,2E-2	1,0E+0	1,5E+0	1,0E+1	3,2E-2	2,2E-2	3,2E-3
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	7,5E-4	1,0E+0	1,5E+0	1,0E+1	7,5E-4	5,1E-4	7,4E-5
Naphthalene	6,3E+0	1,0E+0	1,5E+0	1,0E+1	6,3E+0	4,3E+0	6,2E-1
Methylnaphthalene, 2-	6,9E-1	1,0E+0	1,5E+0	1,0E+1	6,9E-1	4,7E-1	6,8E-2

NOTE: NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse
Site Location:
Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

4 OF 7

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS

GROUNDWATER INGESTION (cont'd)

Constituents of Concern	4) Exposure Multiplier (IRxExFxED)/(BWxAT) (L/kg/day)			5) Average Daily Intake Rate (mg/kg/day) (3) x (4)		
	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	3,9E-3	3,9E-3	3,9E-3	5,9E-6	4,0E-6	5,8E-7
Benzo-b-fluoranthene	3,9E-3	3,9E-3	3,9E-3	5,9E-6	4,0E-6	5,8E-7
Dibenz-a,h-anthracene	3,9E-3	3,9E-3	3,9E-3	3,0E-6	2,0E-6	2,9E-7
Phenanthrene	1,1E-2	1,1E-2	1,1E-2	3,7E-4	2,5E-4	3,6E-5
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	3,9E-3	3,9E-3	3,9E-3	3,0E-6	2,0E-6	2,9E-7
Naphthalene	1,1E-2	1,1E-2	1,1E-2	7,1E-2	4,9E-2	7,0E-3
Methylnaphthalene, 2-	1,1E-2	1,1E-2	1,1E-2	7,9E-3	5,4E-3	7,7E-4

* = Chemical with user-specified data

NOTE: AT = Averaging time (days)
BW = Body weight (kg)

ED = Exposure duration (yr)
EF = Exposure frequency (days/yr)

IR = Ingestion rate (mg/day)

Site Name: Area de Interesse
Site Location:

Completed By: Bianca Hacon
Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

5 OF 7

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS

MAXIMUM PATHWAY INTAKE (mg/kg/day)
(Maximum intake of active pathways
soil leaching & groundwater routes.)

Constituents of Concern	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	2,3E-5	1,6E-5	2,3E-6
Benzo-b-fluoranthene	2,8E-5	1,9E-5	2,7E-6
Dibenz-a,h-anthracene	3,0E-6	2,0E-6	2,9E-7
Phenanthrene	2,3E-2	1,6E-2	2,2E-3
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	4,1E-6	2,8E-6	4,0E-7
Naphthalene	7,1E-2	4,9E-2	7,0E-3
Methylnaphthalene, 2-	1,7E-2	1,2E-2	1,7E-3

* = Chemical with user-specified data

Site Name: Area de Interesse
Site Location:
Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

6 OF 7

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS

☒ (Checked if Pathway is Complete)

CARCINOGENIC RISK

Constituents of Concern	(1) Is Carcinogenic	(2) Maximum Carcinogenic Intake Rate (mg/kg/day)			(3) Oral Slope Factor (mg/kg-day) ⁻¹	(4) Individual COC Risk (2) x (3)		
		On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)		On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
		Commercial	Commercial	Commercial		Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	TRUE	2,3E-5	1,6E-5	2,3E-6	7,3E+0	1,7E-4	1,2E-4	1,7E-5
Benzo-b-fluoranthene	TRUE	2,8E-5	1,9E-5	2,7E-6	7,3E-1	2,0E-5	1,4E-5	2,0E-6
Dibenz-a,h-anthracene	TRUE	3,0E-6	2,0E-6	2,9E-7	7,3E+0	2,2E-5	1,5E-5	2,1E-6
Phenanthrene	FALSE				-			
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	TRUE	4,1E-6	2,8E-6	4,0E-7	7,3E-1	3,0E-6	2,0E-6	2,9E-7
Naphthalene	FALSE				-			
Methylnaphthalene, 2-	FALSE				-			

Total Pathway Carcinogenic Risk =

2,1E-4

1,5E-4

2,1E-5

Site Name: Area de Interesse

Site Location:

Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

7 OF 7

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

TOXIC EFFECTS

Constituents of Concern	(5) Maximum Toxicant Intake Rate (mg/kg/day)			(6) Oral Reference Dose (mg/kg/day)	(7) Individual COC Hazard Quotient (5) / (6)		
	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (20 m) Commercial	Off-site 2 (100 m) Commercial		On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (20 m) Commercial	Off-site 2 (100 m) Commercial
Benzo-a-pyrene	Tox?	Tox?	Tox?	-			
Benzo-b-fluoranthene	Tox?	Tox?	Tox?	-			
Dibenz-a,h-anthracene	Tox?	Tox?	Tox?	-			
Phenanthrene	2,3E-2	1,6E-2	2,2E-3	3,0E-2	7,6E-1	5,2E-1	7,5E-2
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	Tox?	Tox?	Tox?	-			
Naphthalene	7,1E-2	4,9E-2	7,0E-3	2,0E-2	3,6E+0	2,4E+0	3,5E-1
Methylnaphthalene, 2-	1,7E-2	1,2E-2	1,7E-3	4,0E-3	4,3E+0	3,0E+0	4,2E-1

Total Pathway Hazard Index =

8,7E+0

5,9E+0

8,5E-1

Site Name: Area de Interesse

Site Location:

Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

1 OF 9

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☒ (Checked if Pathway is Complete)

SURFACE SOILS (0 - 1 m):

VAPOR AND DUST INHALATION

Constituents of Concern	1) Source Medium	2) NAF Value (m ³ /kg) Receptor				3) Exposure Medium Outdoor Air: POE Conc. (mg/m ³) (1) / (2)			
	Soil Conc. (mg/kg)	On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
		Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial	Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	4,5E+1	1,9E+7		1,9E+7	7,1E+7	2,3E-6		2,3E-6	6,3E-7
Benzo-b-fluoranthene	6,8E+1	2,5E+7		2,5E+7	9,1E+7	2,8E-6		2,8E-6	7,5E-7
Dibenz-a,h-anthracene	8,9E+0	3,7E+7		3,7E+7	1,3E+8	2,4E-7		2,4E-7	6,6E-8
Phenanthrene	2,3E+2	1,2E+6		1,2E+6	4,6E+6	1,9E-4		1,9E-4	5,0E-5
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,9E+1	4,7E+7		4,7E+7	1,7E+8	6,1E-7		6,1E-7	1,7E-7
Naphthalene	7,1E+1	1,8E+5		1,8E+5	6,6E+5	4,0E-4		4,0E-4	1,1E-4
Methylnaphthalene, 2-	5,3E+1	3,0E+5		3,0E+5	1,1E+6	1,8E-4		1,8E-4	4,8E-5

NOTE: NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse

Site Location:

Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

2 OF 9

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

SURFACE SOILS (0 - 1 m):

VAPOR AND DUST INHALATION (cont'd)

Constituents of Concern	4) Exposure Multiplier (EFxED)/(ATx365) (unitless)				5) Average Inhalation Exposure Concentration (mg/m ³) (3) X (4)			
	On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial	Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	2,8E-1		2,8E-1	2,8E-1	6,4E-7		6,4E-7	1,7E-7
Benzo-b-fluoranthene	2,8E-1		2,8E-1	2,8E-1	7,6E-7		7,6E-7	2,1E-7
Dibenz-a,h-anthracene	2,8E-1		2,8E-1	2,8E-1	6,7E-8		6,7E-8	1,8E-8
Phenanthrene	7,9E-1		7,9E-1	7,9E-1	1,5E-4		1,5E-4	4,0E-5
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,8E-1		2,8E-1	2,8E-1	1,7E-7		1,7E-7	4,6E-8
Naphthalene	7,9E-1		7,9E-1	7,9E-1	3,2E-4		3,2E-4	8,6E-5
Methylnaphthalene, 2-	7,9E-1		7,9E-1	7,9E-1	1,4E-4		1,4E-4	3,8E-5

* = Chemical with user-specified data

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr)

Site Name: Area de Interesse

Date Completed: 0-jan-yy

Site Location:

Job ID:

Completed By: Bianca Hacon

RBCA SITE ASSESSMENT

3 OF 9

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☒ (Checked if Pathway is Complete)

SUBSURFACE SOILS (1 - 1,6 m):

VAPOR INHALATION

Constituents of Concern	1) Source Medium	2) NAF Value (m ³ /kg) Receptor			3) Exposure Medium Outdoor Air: POE Conc. (mg/m ³) (1) / (2)		
	Soil Conc. (mg/kg)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
		Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	4,5E+1	1,1E+10	1,1E+10	3,9E+10	4,2E-9	4,2E-9	1,2E-9
Benzo-b-fluoranthene	6,8E+1	1,7E+10	1,7E+10	6,4E+10	4,0E-9	4,0E-9	1,1E-9
Dibenz-a,h-anthracene	8,9E+0	3,8E+10	3,8E+10	1,4E+11	2,3E-10	2,3E-10	6,4E-11
Phenanthrene	2,3E+2	4,3E+7	4,3E+7	1,6E+8	5,3E-6	5,3E-6	1,4E-6
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,9E+1	6,3E+10	6,3E+10	2,3E+11	4,6E-10	4,6E-10	1,2E-10
Naphthalene	7,1E+1	9,0E+5	9,0E+5	3,3E+6	7,9E-5	7,9E-5	2,1E-5
Methylnaphthalene, 2-	5,3E+1	2,5E+6	2,5E+6	9,3E+6	2,1E-5	2,1E-5	5,7E-6

NOTE: NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse

Site Location:

Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

4 OF 9

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

SUBSURFACE SOILS (1 - 1,6 m):

VAPOR INHALATION (cont'd)

Constituents of Concern	4) Exposure Multiplier (EFxED)/(ATx365) (unitless)			5) Average Inhalation Exposure Concentration (mg/m ³) (3) X (4)		
	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	1,2E-9	1,2E-9	3,2E-10
Benzo-b-fluoranthene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	1,1E-9	1,1E-9	3,0E-10
Dibenz-a,h-anthracene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	6,5E-11	6,5E-11	1,8E-11
Phenanthrene	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	4,2E-6	4,2E-6	1,1E-6
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	1,3E-10	1,3E-10	3,4E-11
Naphthalene	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	6,3E-5	6,3E-5	1,7E-5
Methylnaphthalene, 2-	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	1,7E-5	1,7E-5	4,5E-6

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr)

Site Name: Area de Interesse

Date Completed: 0-jan-yy

Site Location:

Job ID:

Completed By: Bianca Hacon

RBCA SITE ASSESSMENT

5 OF 9

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

GROUNDWATER: VAPOR

INHALATION

Exposure Concentration

Constituents of Concern	1) Source Medium	2) NAF Value (m ³ /L) Receptor			3) Exposure Medium Outdoor Air: POE Conc. (mg/m ³) (1) / (2)		
	Groundwater Conc. (mg/L)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
		None	None	None	None	None	None
Benzo-a-pyrene	1,5E-3						
Benzo-b-fluoranthene	1,5E-3						
Dibenz-a,h-anthracene	7,5E-4						
Phenanthrene	3,2E-2						
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	7,5E-4						
Naphthalene	6,3E+0						
Methylnaphthalene, 2-	6,9E-1						

NOTE: NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse

Site Location:

Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

6 OF 9

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

GROUNDWATER: VAPOR

INHALATION (cont'd)

Constituents of Concern	4) Exposure Multiplier (EFxED)/(ATx365) (unitless)			5) Average Inhalation Exposure Concentration (mg/m ³) (3) X (4)		
	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	None	None	None	None	None	None
Benzo-a-pyrene						
Benzo-b-fluoranthene						
Dibenz-a,h-anthracene						
Phenanthrene						
Indeno-1,2,3-cd-pyrene						
Naphthalene						
Methylnaphthalene, 2-						

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr)

Site Name: Area de Interesse

Date Completed: 0-jan-yy

Site Location:

Job ID:

Completed By: Bianca Hacon

RBCA SITE ASSESSMENT

7 OF 9

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION				
OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS				
MAXIMUM PATHWAY EXPOSURE (mg/m^3)				
Maximum average exposure concentration from soil and groundwater routes.)				
Constituents of Concern	On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	6,4E-7		6,4E-7	1,7E-7
Benzo-b-fluoranthene	7,6E-7		7,6E-7	2,1E-7
Dibenz-a,h-anthracene	6,7E-8		6,7E-8	1,8E-8
Phenanthrene	1,5E-4		1,5E-4	4,0E-5
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	1,7E-7		1,7E-7	4,6E-8
Naphthalene	3,2E-4		3,2E-4	8,6E-5
Methylnaphthalene, 2-	1,4E-4		1,4E-4	3,8E-5

Site Name: Area de Interesse
Site Location:
Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

8 OF 9

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☒ (Checked if Pathway is Complete)

CARCINOGENIC RISK

Constituents of Concern	(1) Is Carcinogenic	(2) Maximum Carcinogenic Exposure (mg/m ³)				(3) Inhalation Unit Risk Factor (µg/m ³) ⁻¹	(4) Individual COC Risk (2) x (3) x 1000			
		On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)		On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
		Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial		Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	TRUE	6,4E-7		6,4E-7	1,7E-7	8,8E-4	5,7E-7		5,7E-7	1,5E-7
Benzo-b-fluoranthene	TRUE	7,6E-7		7,6E-7	2,1E-7	8,8E-5	6,7E-8		6,7E-8	1,8E-8
Dibenz-a,h-anthracene	TRUE	6,7E-8		6,7E-8	1,8E-8	8,8E-4	5,9E-8		5,9E-8	1,6E-8
Phenanthrene	FALSE	-	-	-	-	-				
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	TRUE	1,7E-7		1,7E-7	4,6E-8	8,8E-5	1,5E-8		1,5E-8	4,0E-9
Naphthalene	FALSE	-	-	-	-	-				
Methylnaphthalene, 2-	FALSE	-	-	-	-	-				

Total Pathway Carcinogenic Risk =

7,1E-7

7,1E-7

1,9E-7

Site Name: Area de Interesse
Site Location:

Completed By: Bianca Hacon
Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

9 OF 9

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

TOXIC EFFECTS

Constituents of Concern	(5) Maximum Toxicant Exposure (mg/m ³)				(6) Inhalation Reference Conc. (mg/m ³)	(7) Individual COC Hazard Quotient (5) / (6)			
	On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)		On-site (0 m)		Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial		Commercial	Construction Worker	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	1,8E-6		1,8E-6	5,0E-7	-				
Benzo-b-fluoranthene	2,2E-6		2,2E-6	5,9E-7	-				
Dibenz-a,h-anthracene	1,9E-7		1,9E-7	5,2E-8	-				
Phenanthrene	1,5E-4		1,5E-4	4,0E-5	-				
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	4,9E-7		4,9E-7	1,3E-7	-				
Naphthalene	3,2E-4		3,2E-4	8,6E-5	3,0E-3	1,1E-1		1,1E-1	2,9E-2
Methylnaphthalene, 2-	1,4E-4		1,4E-4	3,8E-5	-				

Total Pathway Hazard Index =

1,1E-1

1,1E-1

2,9E-2

Site Name: Area de Interesse
 Site Location:

Completed By: Bianca Hacon
 Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

1 OF 8

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

SOILS (0 - 1,6 m): VAPOR

INTRUSION INTO BUILDINGS

	1) Source Medium	2) NAF Value (L/kg) Receptor	3) Exposure Medium Indoor Air: POE Conc. (mg/m³) (1) / (2)	4) Exposure Multiplier (EFxED)/(ATx365) (unitless)	5) Average Inhalation Exposure Concentration (mg/m³) (3) X (4)
		On-site (0 m)	On-site (0 m)	On-site (0 m)	On-site (0 m)
Constituents of Concern	Soil Conc. (mg/kg)	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	4,5E+1	1,7E+9	2,6E-8	2,8E-1	7,2E-9
Benzo-b-fluoranthene	6,8E+1	7,2E+8	9,5E-8	2,8E-1	2,6E-8
Dibenz-a,h-anthracene	8,9E+0	1,2E+10	7,6E-10	2,8E-1	2,1E-10
Phenanthrene	2,3E+2	6,3E+5	3,6E-4	7,9E-1	2,9E-4
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,9E+1	1,9E+10	1,5E-9	2,8E-1	4,2E-10
Naphthalene	7,1E+1	1,1E+4	6,4E-3	7,9E-1	5,1E-3
Methylnaphthalene, 2-	5,3E+1	3,1E+4	1,7E-3	7,9E-1	1,4E-3

* = Chemical with user-specified data

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr) NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse

Site Location:

Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

2 OF 8

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

GROUNDWATER: VAPOR INTRUSION

INTO BUILDINGS

Exposure Concentration

Constituents of Concern	1) Source Medium	2) NAF Value (m ³ /L) Receptor			3) Exposure Medium Indoor Air: POE Conc. (mg/m ³) (1) / (2)		
	Groundwater Conc. (mg/L)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
		Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	1,5E-3	2,3E+5	3,4E+5	2,4E+6	6,4E-9	4,4E-9	6,3E-10
Benzo-b-fluoranthene	1,5E-3	8,6E+4	1,3E+5	8,7E+5	1,7E-8	1,2E-8	1,7E-9
Dibenz-a,h-anthracene	7,5E-4	7,9E+5	1,2E+6	8,1E+6	9,4E-10	6,5E-10	9,3E-11
Phenanthrene	3,2E-2	8,9E+3	1,3E+4	9,1E+4	3,6E-6	2,5E-6	3,6E-7
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	7,5E-4	7,0E+5	1,0E+6	7,1E+6	1,1E-9	7,3E-10	1,0E-10
Naphthalene	6,3E+0	2,6E+3	3,8E+3	2,7E+4	2,4E-3	1,6E-3	2,4E-4
Methylnaphthalene, 2-	6,9E-1	2,7E+3	4,0E+3	2,8E+4	2,6E-4	1,8E-4	2,5E-5

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr) NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse

Site Location:

Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

3 OF 8

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

GROUNDWATER: VAPOR INTRUSION
INTO BUILDINGS

Constituents of Concern	4) Exposure Multiplier (EFxED)/(ATx365) (unitless)			5) Average Inhalation Exposure Concentration (mg/m ³) (3) X (4)		
	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	1,8E-9	1,2E-9	1,7E-10
Benzo-b-fluoranthene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	4,8E-9	3,3E-9	4,7E-10
Dibenz-a,h-anthracene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	2,6E-10	1,8E-10	2,6E-11
Phenanthrene	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	2,9E-6	2,0E-6	2,8E-7
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	3,0E-10	2,0E-10	2,9E-11
Naphthalene	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	1,9E-3	1,3E-3	1,9E-4
Methylnaphthalene, 2-	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	2,0E-4	1,4E-4	2,0E-5

* = Chemical with user-specified data

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr) NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse
Site Location:
Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

4 OF 8

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

SOIL LEACHING TO GW- VAPOR INTRUSION
INTO BUILDINGS

Exposure Concentration

Constituents of Concern	1) Source Medium	2) NAF Value (m ³ /L) Receptor			3) Exposure Medium Indoor Air: POE Conc. (mg/m ³) (1) / (2)		
	Soil Conc. (mg/kg)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
		Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	4,5E+1	1,8E+9	2,6E+9	1,8E+10	2,5E-8	1,7E-8	2,5E-9
Benzo-b-fluoranthene	6,8E+1	8,3E+8	1,2E+9	8,4E+9	8,2E-8	5,6E-8	8,1E-9
Dibenz-a,h-anthracene	8,9E+0	1,2E+10	1,8E+10	1,2E+11	7,3E-10	5,0E-10	7,2E-11
Phenanthrene	2,3E+2	1,0E+6	1,5E+6	1,0E+7	2,3E-4	1,5E-4	2,2E-5
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,9E+1	1,9E+10	2,9E+10	2,0E+11	1,5E-9	1,0E-9	1,5E-10
Naphthalene	7,1E+1	3,3E+4	4,8E+4	3,4E+5	2,2E-3	1,5E-3	2,1E-4
Methylnaphthalene, 2-	5,3E+1	9,4E+4	1,4E+5	9,6E+5	5,7E-4	3,9E-4	5,5E-5

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr) NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse
Site Location:
Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

5 OF 8

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

SOIL LEACHING TO GW- VAPOR INTRUSION
INTO BUILDINGS

Constituents of Concern	4) Exposure Multiplier (EFxED)/(ATx365) (unitless)			5) Average Inhalation Exposure Concentration (mg/m ³) (3) X (4)		
	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	6,9E-9	4,7E-9	6,8E-10
Benzo-b-fluoranthene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	2,3E-8	1,5E-8	2,2E-9
Dibenz-a,h-anthracene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	2,0E-10	1,4E-10	2,0E-11
Phenanthrene	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	1,8E-4	1,2E-4	1,8E-5
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,8E-1	2,8E-1	2,8E-1	4,1E-10	2,8E-10	4,0E-11
Naphthalene	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	1,7E-3	1,2E-3	1,7E-4
Methylnaphthalene, 2-	7,9E-1	7,9E-1	7,9E-1	4,5E-4	3,1E-4	4,4E-5

* = Chemical with user-specified data

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr) NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Area de Interesse

Site Location:

Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

6 OF 8

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION

INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

MAXIMUM PATHWAY EXPOSURE (mg/m³)(Maximum average exposure concentration
from soil and groundwater routes.)

Constituents of Concern	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	7,2E-9	4,7E-9	6,8E-10
Benzo-b-fluoranthene	2,6E-8	1,5E-8	2,2E-9
Dibenz-a,h-anthracene	2,6E-10	1,8E-10	2,6E-11
Phenanthrene	2,9E-4	1,2E-4	1,8E-5
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	4,2E-10	2,8E-10	4,0E-11
Naphthalene	5,1E-3	1,3E-3	1,9E-4
Methylnaphthalene, 2-	1,4E-3	3,1E-4	4,4E-5

Site Name: Area de Interesse

Date Completed: 0-jan-yy

Site Location:

Job ID:

Completed By: Bianca Hacon

RBCA SITE ASSESSMENT

7 OF 8

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

CARCINOGENIC RISK

Constituents of Concern	(1) Carcinogenic Classification	(2) Maximum Carcinogenic Exposure (mg/m ³)			(3) Inhalation Unit Risk Factor (µg/m ³) ⁻¹	(4) Individual COC Risk (2) x (3) x 1000		
		On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)		On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
		Commercial	Commercial	Commercial		Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	TRUE	7,2E-9	4,7E-9	6,8E-10	8,8E-4	6,4E-9	4,1E-9	6,0E-10
Benzo-b-fluoranthene	TRUE	2,6E-8	1,5E-8	2,2E-9	8,8E-5	2,3E-9	1,4E-9	2,0E-10
Dibenz-a,h-anthracene	TRUE	2,6E-10	1,8E-10	2,6E-11	8,8E-4	2,3E-10	1,6E-10	2,3E-11
Phenanthrene	FALSE	-	-	-	-			
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	TRUE	4,2E-10	2,8E-10	4,0E-11	8,8E-5	3,7E-11	2,5E-11	3,5E-12
Naphthalene	FALSE	-	-	-	-			
Methylnaphthalene, 2-	FALSE	-	-	-	-			

Total Pathway Carcinogenic Risk = **8,9E-9** **5,7E-9** **8,2E-10**

Site Name: Area de Interesse
Site Location:
Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

8 OF 8

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS

☐ (Checked if Pathway is Complete)

TOXIC EFFECTS

Constituents of Concern	(5) Maximum Toxicant Exposure (mg/m ³)			(6) Inhalation Reference Concentration (mg/m ³)	(7) Individual COC Hazard Quotient (5) / (6)		
	On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)		On-site (0 m)	Off-site 1 (20 m)	Off-site 2 (100 m)
	Commercial	Commercial	Commercial		Commercial	Commercial	Commercial
Benzo-a-pyrene	2,1E-8	1,4E-8	2,0E-9	-			
Benzo-b-fluoranthene	7,5E-8	4,5E-8	6,4E-9	-			
Dibenz-a,h-anthracene	7,5E-10	5,1E-10	7,4E-11	-			
Phenanthrene	2,9E-4	1,2E-4	1,8E-5	-			
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	1,2E-9	8,1E-10	1,2E-10	-			
Naphthalene	5,1E-3	1,3E-3	1,9E-4	3,0E-3	1,7E+0	4,3E-1	6,2E-2
Methylnaphthalene, 2-	1,4E-3	3,1E-4	4,4E-5	-			

Total Pathway Hazard Index = **1,7E+0 4,3E-1 6,2E-2**

Site Name: Area de Interesse
 Site Location:
 Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
 Job ID:

TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION						1 OF 3
SOIL EXPOSURE PATHWAY						<input type="checkbox"/> (Checked if Pathway is Complete)
SURFACE SOILS: ON SITE INGESTION, DERMAL EXPOSURE						
Constituents of Concern	1) Source/Exposure Medium	2) Exposure Multiplier		3) Average Daily Intake Rate (mg/kg/day) (1) x (2)		
	Surface Soil Conc. (mg/kg)	Commercial	Construction Worker	Commercial	Construction Worker	
Benzo-a-pyrene	4,5E+1	4,8E-7		2,2E-5	-	
Benzo-b-fluoranthene	6,8E+1	4,8E-7		3,3E-5	-	
Dibenz-a,h-anthracene	8,9E+0	4,8E-7		4,3E-6	-	
Phenanthrene	2,3E+2	1,4E-6		3,2E-4	-	
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	2,9E+1	4,8E-7		1,4E-5	-	
Naphthalene	7,1E+1	1,4E-6		9,8E-5	-	
Methylnaphthalene, 2-	5,3E+1	1,4E-6		7,3E-5	-	

NOTE: RAF = Relative absorption factor (-) M = Adherence factor (mg/cm²)	AT = Averaging time (days) BW = Body weight (kg)	ED = Exposure duration (yrs) EF = Exposure frequency (days/yr)	IR = Soil ingestion rate (mg/day) SA = Skin exposure area (cm²/day)
---	---	---	--

Site Name: Area de Interesse
 Site Location:
 Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
 Job ID:

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

2 OF 3

SOIL EXPOSURE PATHWAY

☐ (Checked if Pathway is Complete)

CARCINOGENIC RISK

Constituents of Concern	(1) Is Carcinogenic	(2) Total Carcinogenic Intake Rate (mg/kg/day)				(3) Slope Factor (mg/kg/day) ⁻¹		(4) Individual COC Risk	
		(a) via Ingestion	(b) via Dermal Contact	(c) via Ingestion	(d) via Dermal Contact	(a) Oral	(b) Dermal	(2a)x(3a) + (2b)x(3b)	(2c)x(3a) + (2d)x(3b)
		Commercial		Construction Worker				Commercial	Construction Worker
Benzo-a-pyrene	TRUE	8,9E-6	1,3E-5			7,3E+0	7,3E+0	1,6E-4	-
Benzo-b-fluoranthene	TRUE	1,3E-5	1,9E-5			7,3E-1	7,3E-1	2,4E-5	-
Dibenz-a,h-anthracene	TRUE	1,8E-6	2,5E-6			7,3E+0	7,3E+0	3,1E-5	-
Phenanthrene	FALSE					-	-		-
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	TRUE	5,7E-6	8,2E-6			7,3E-1	7,3E-1	1,0E-5	-
Naphthalene	FALSE					-	-		-
Methylnaphthalene, 2-	FALSE					-	-		-

* No dermal slope factor available--oral slope factor used.

Total Pathway Carcinogenic Risk = **2,2E-4**

Site Name: Area de Interesse
Site Location:
Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
Job ID:

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

3 OF 3

SOIL EXPOSURE PATHWAY

☒ (Checked if Pathway is Complete)

TOXIC EFFECTS

Constituents of Concern	(5) Total Toxicant Intake Rate (mg/kg/day)				(6) Reference Dose (mg/kg-day)		(7) Individual COC Hazard Quotient	
	(a) via Ingestion	(b) via Dermal Contact	(c) via Ingestion	(d) via Dermal Contact	(a) Oral	(b) Dermal	(5a)/(6a) + (5b)/(6b)	(5c)/(6a) + (5d)/(6b)
	Commercial		Construction Worker				Commercial	Construction Worker
Benzo-a-pyrene	Tox?	Tox?			-	-		
Benzo-b-fluoranthene	Tox?	Tox?			-	-		
Dibenz-a,h-anthracene	Tox?	Tox?			-	-		
Phenanthrene	1,3E-4	1,9E-4			3,0E-2	3,0E-2	1,1E-2	
Indeno-1,2,3-cd-pyrene	Tox?	Tox?			-	-		
Naphthalene	4,0E-5	5,8E-5			2,0E-2	2,0E-2	4,9E-3	
Methylnaphthalene, 2-	3,0E-5	4,3E-5			4,0E-3	4,0E-3	1,8E-2	

* No dermal reference dose available--oral reference dose used.

Total Pathway Hazard Index =

3,4E-2

Site Name: Area de Interesse
 Site Location:
 Completed By: Bianca Hacon

Date Completed: 0-jan-yy
 Job ID:

Apêndice II

Resultados da análise de sensibilidade do risco à saúde humana frente à variação dos parâmetros do meio físico.

Parâmetro variado: Condutividade hidráulica (cm/dia)

Risco por inalação em ambientes abertos

Condutividade hidráulica (cm/dia)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
4,05	-50%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
6,07	-25%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
8,10	Central	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
10,12	+25%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
12,15	+50%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2

Risco por inalação em ambientes fechados

Condutividade hidráulica (cm/dia)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
4,05	-50%	8,93E-9	1,71E+0	5,73E-9	4,34E-1	8,24E-10	6,24E-2
6,07	-25%	8,93E-9	1,71E+0	5,71E-9	4,34E-1	8,21E-10	6,24E-2
8,10	Central	8,93E-9	1,71E+0	5,69E-9	4,34E-1	8,18E-10	6,24E-2
10,12	+25%	8,93E-9	1,71E+0	5,67E-9	4,34E-1	8,15E-10	6,24E-2
12,15	+50%	8,93E-9	1,71E+0	5,65E-9	4,34E-1	8,12E-10	6,24E-2

Risco por contato direto com o solo

Condutividade hidráulica (cm/dia)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
4,05	-50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
6,07	-25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
8,10	Central	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
10,12	+25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
12,15	+50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA

Risco por contato direto com a água

Condutividade hidráulica (cm/dia)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
4,05	-50%	2,15E-4	8,70E+0	1,47E-4	5,94E+0	2,11E-5	8,54E-1
6,07	-25%	2,15E-4	8,68E+0	1,47E-4	5,93E+0	2,11E-5	8,52E-1
8,10	Central	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1
10,12	+25%	2,13E-4	8,64E+0	1,46E-4	5,90E+0	2,09E-5	8,48E-1
12,15	+50%	2,13E-4	8,63E+0	1,45E-4	5,89E+0	2,09E-5	8,46E-1

Legenda: NA: Não Aplicável; 0,00: Risco acima do critério considerado aceitável.

Parâmetro variado: Nível d'água (m)

Risco por inalação em ambientes abertos							
Nível D'água (m)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,80	-50%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
1,19	-25%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
1,59	Central	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
1,99	+25%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
2,39	+50%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2

Risco por inalação em ambientes fechados							
Nível D'água (m)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,80	-50%	8,93E-9	1,71E+0	5,95E-9	4,95E-1	8,54E-10	7,11E-2
1,19	-25%	8,93E-9	1,71E+0	5,81E-9	4,62E-1	8,35E-10	6,64E-2
1,59	Central	8,93E-9	1,71E+0	5,69E-9	4,34E-1	8,18E-10	6,24E-2
1,99	+25%	8,93E-9	1,71E+0	5,57E-9	4,09E-1	8,01E-10	5,88E-2
2,39	+50%	8,93E-9	1,71E+0	5,46E-9	3,87E-1	7,85E-10	5,56E-2

Risco por contato direto com o solo							
Nível D'água (m)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,80	-50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
1,19	-25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
1,59	Central	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
1,99	+25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
2,39	+50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA

Risco por contato direto com a água							
Nível D'água (m)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,80	-50%	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1
1,19	-25%	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1
1,59	Central	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1
1,99	+25%	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1
2,39	+50%	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1

Legenda: NA: Não Aplicável; 0,00: Risco acima do critério considerado aceitável.

Parâmetro variado: Porosidade (-)

Risco por inalação em ambientes abertos

Porosidade	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,178	-50%	4,45E-7	6,69E-2	4,45E-7	6,69E-2	1,21E-7	1,81E-2
0,267	-25%	5,78E-7	8,75E-2	5,78E-7	8,75E-2	1,58E-7	2,37E-2
0,356	Central	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
0,445	+25%	8,19E-7	1,22E-1	8,19E-7	1,22E-1	2,22E-7	3,32E-2
0,534	+50%	9,17E-7	1,40E-1	9,17E-7	1,40E-1	2,51E-7	3,74E-2

Risco por inalação em ambientes fechados

Porosidade	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,178	-50%	8,65E-9	1,42E+0	5,18E-9	2,10E-1	7,45E-10	3,01E-2
0,267	-25%	8,85E-9	1,62E+0	5,52E-9	3,27E-1	7,93E-10	4,69E-2
0,356	Central	8,93E-9	1,71E+0	5,69E-9	4,34E-1	8,18E-10	6,24E-2
0,445	+25%	8,97E-9	1,76E+0	5,79E-9	5,30E-1	8,32E-10	7,62E-2
0,534	+50%	8,99E-9	1,80E+0	5,86E-9	6,15E-1	8,42E-10	8,84E-2

Risco por contato direto com o solo

Porosidade	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,178	-50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
0,267	-25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
0,356	Central	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
0,445	+25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
0,534	+50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA

Risco por contato direto com a água

Porosidade	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,178	-50%	2,14E-4	8,67E+0	1,46E-4	5,92E+0	2,10E-5	8,51E-1
0,267	-25%	2,14E-4	8,67E+0	1,46E-4	5,92E+0	2,10E-5	8,50E-1
0,356	Central	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1
0,445	+25%	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,49E-1
0,534	+50%	2,14E-4	8,65E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,49E-1

Legenda: NA: Não Aplicável; 0,00: Risco acima do critério considerado aceitável.

Parâmetro variado: Fração de Carbono Orgânico (-)

Risco por inalação em ambientes abertos							
FOC *10 ⁻³	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
3,95	-50%	1,01E-6	1,49E-1	1,01E-6	1,49E-1	2,71E-7	4,03E-2
5,93	-25%	8,15E-7	1,22E-1	8,15E-7	1,22E-1	2,21E-7	3,30E-2
7,90	Central	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
9,88	+25%	6,32E-7	9,47E-2	6,32E-7	9,47E-2	1,71E-7	2,57E-2
11,85	+50%	5,84E-7	8,65E-2	5,84E-7	8,65E-2	1,56E-7	2,34E-2

Risco por inalação em ambientes fechados							
FOC *10 ⁻³	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
3,95	-50%	1,78E-8	3,37E+0	1,13E-8	7,71E-1	1,63E-9	1,11E-1
5,93	-25%	1,18E-8	2,26E+0	7,54E-9	5,18E-1	1,08E-9	7,44E-2
7,90	Central	8,93E-9	1,71E+0	5,69E-9	4,34E-1	8,18E-10	6,24E-2
9,88	+25%	7,19E-9	1,37E+0	4,58E-9	4,34E-1	6,59E-10	6,24E-2
11,85	+50%	6,03E-9	1,14E+0	3,85E-9	4,34E-1	5,53E-10	6,24E-2

Risco por contato direto com o solo							
FOC *10 ⁻³	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
3,95	-50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
5,93	-25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
7,90	Central	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
9,88	+25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
11,85	+50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA

Risco por contato direto com a água							
FOC *10 ⁻³	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
3,95	-50%	4,18E-4	1,65E+1	2,86E-4	1,13E+1	4,10E-5	1,62E+0
5,93	-25%	2,79E-4	1,10E+1	1,90E-4	7,54E+0	2,74E-5	1,08E+0
7,90	Central	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1
9,88	+25%	1,75E-4	7,65E+0	1,20E-4	5,22E+0	1,72E-5	7,50E-1
11,85	+50%	1,50E-4	6,97E+0	1,02E-4	4,76E+0	1,47E-5	6,84E-1

Legenda: NA: Não Aplicável; 0,00: Risco acima do critério considerado aceitável.

Parâmetro variado: Gradiente Hidráulico (-)

Risco por inalação em ambientes abertos							
Gradiente Hidráulico (-)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,0050	-50%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
0,0075	-25%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
0,0100	Central	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
0,0125	+25%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2
0,0150	+50%	7,06E-7	1,06E-1	7,06E-7	1,06E-1	1,91E-7	2,87E-2

Risco por inalação em ambientes fechados							
Gradiente Hidráulico (-)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,0050	-50%	8,93E-9	1,71E+0	5,73E-9	4,34E-1	8,24E-10	6,24E-2
0,0075	-25%	8,93E-9	1,71E+0	5,71E-9	4,34E-1	8,21E-10	6,24E-2
0,0100	Central	8,93E-9	1,71E+0	5,69E-9	4,34E-1	8,18E-10	6,24E-2
0,0125	+25%	8,93E-9	1,71E+0	5,67E-9	4,34E-1	8,15E-10	6,24E-2
0,0150	+50%	8,93E-9	1,71E+0	5,65E-9	4,34E-1	8,12E-10	6,24E-2

Risco por contato direto com o solo							
Gradiente Hidráulico (-)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,0050	-50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
0,0075	-25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
0,0100	Central	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
0,0125	+25%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA
0,0150	+50%	2,23E-4	3,38E-2	NA	NA	NA	NA

Risco por contato direto com a água							
Gradiente Hidráulico (-)	Variação	Sobre a fonte (0 m)		20 m da fonte		100 m da fonte	
		Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico	Carcinogênico	Não Carcinogênico
0,0050	-50%	2,15E-4	8,70E+0	1,47E-4	5,94E+0	2,11E-5	8,54E-1
0,0075	-25%	2,15E-4	8,68E+0	1,47E-4	5,93E+0	2,11E-5	8,52E-1
0,0100	Central	2,14E-4	8,66E+0	1,46E-4	5,91E+0	2,10E-5	8,50E-1
0,0125	+25%	2,13E-4	8,64E+0	1,46E-4	5,90E+0	2,09E-5	8,48E-1
0,0150	+50%	2,13E-4	8,63E+0	1,45E-4	5,89E+0	2,09E-5	8,46E-1

Legenda: NA: Não Aplicável; 0,00: Risco acima do critério considerado aceitável.