

PATRÍCIA ROCHA MACIEL FERNANDES

**DETERMINAÇÃO DE VALORES ORIENTADORES DE INVESTIGAÇÃO  
PARA ELEMENTOS-TRAÇO EM SOLOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Viçosa, como  
parte das exigências do Programa de Pós-  
Graduação em Solos e Nutrição de  
Plantas, para obtenção do título de  
*Magister Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2011

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

F363d  
2011

Fernandes, Patrícia Rocha Maciel, 1984-

Determinação de valores orientadores de investigação para elementos traço em solos do Estado de Minas Gerais / Patrícia Rocha Maciel Fernandes. – Viçosa, MG, 2011.  
xi, 62f. : il. ; 29cm.

Orientador: Jaime Wilson Vargas de Mello.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 58-62.

1. Solos - Poluição. 2. Solos - Teor de elementos traços - Normas. 3. Elementos traços. 4. Química do solo. 5. Água - Qualidade. 6. Qualidade de vida. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 631.41

PATRÍCIA ROCHA MACIEL FERNANDES

**DETERMINAÇÃO DE VALORES ORIENTADORES DE INVESTIGAÇÃO  
PARA ELEMENTOS-TRAÇO EM SOLOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Viçosa, como  
parte das exigências do Programa de Pós-  
Graduação em Solos e Nutrição de  
Plantas, para obtenção do título de  
*Magister Scientiae*.

APROVADA: 29 de julho de 2011.

---

Prof. Luiz Roberto Guimarães  
Guilherme

---

Pesquisador Dr. Juscimar Silva

---

Prof. Jaime Wilson Vargas de Mello  
(Orientador)

*Aos meus pais Edson Maciel e Idalézia Nícia,  
A minha irmã Lígia,  
Dedico.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus pela saúde, presença, força de vontade, e a vida que me proporciona.

Aos meus pais Edson Maciel Fernandes de Paula e Idalécia Nícia Rocha Fernandes por todo o amor, carinho, dedicação, educação, esforço, incentivo e ensino de vida, exemplos de profissionais que almejo ser.

A minha irmã Lígia Rocha Maciel Fernandes pelos bons momentos vividos juntos.

A Universidade Federal de Viçosa pela oportunidade de realização da Pós-Graduação e ao Departamento de Solos pelos ensinamentos acadêmicos.

A FAPEMIG pelo apoio financeiro e concessão da bolsa de estudo.

Ao Professor Jaime W. V. de Mello pela orientação, confiança, críticas, sugestões incentivo e amizade durante a realização desse trabalho.

Ao Professor Walter Abrahão pela ajuda valiosa e amizade.

Aos meus colegas da FEAM pelos ensinamentos e incentivos, que trabalharam mais para que eu pudesse permanecer em Viçosa realizando meu mestrado.

A minha eterna “chefinha” Rosângela Gurgel pelo apoio incondicional em todos os momentos, sempre me incentivando a seguir em frente.

Ao consultor Alexandre Maximiano pela atenção, disponibilidade e paciência nas explicações sobre o modelo de Avaliação de risco a saúde humana e pelas observações tão oportunas.

Ao bolsista Hiram Rezende pela grande amizade e auxílio durante a execução do trabalho.

Aos grandes amigos de Viçosa: Ingrid, Leo, Samuel, Maola, Karol, Gelton, Jefferson, Rita, Bárbara e Franciany pelo apoio e amizade sempre presentes.

À FEAM pelo aprendizado e por possibilitar a realização deste trabalho.

A todos que diretamente ou indiretamente contribuíram para a execução deste trabalho.

## **BIOGRAFIA**

PATRÍCIA ROCHA MACIEL FERNANDES, filha de Edson Maciel Fernandes de Paula e Idalécia Nícia Rocha Fernandes, nasceu em Belo Horizonte-MG no dia 07 de março de 1984.

Em janeiro de 2001 ingressou no curso de Engenharia Ambiental, da Universidade FUMEC, em Belo Horizonte, Brasil, graduando-se em dezembro de 2005.

Em julho de 2006, se tornou servidora da Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM, estando lotada atualmente na Gerência de Qualidade dos Solos e Reabilitação de Áreas Degradadas.

Em agosto de 2009, ingressou no Programa de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas na Universidade Federal de Viçosa – MG, concentrando seus estudos na Área de Impactos Ambientais pelo uso da Terra. Submeteu-se a defesa de tese em 29 de julho de 2011.

## CONTEÚDO

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>VI</b>
<b>LISTA DE QUADROS .....</b>	<b>VII</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>IX</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XI</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>4</b>
<b>2.1. LEVANTAMENTO DE DADOS .....</b>	<b>4</b>
<b>2.2. QUANTIFICAÇÃO DA EXPOSIÇÃO .....</b>	<b>7</b>
<b>2.3. TRANSPORTE E ATENUAÇÃO NATURAL DE CONTAMINANTES .....</b>	<b>12</b>
<b>2.3.1. Coeficientes de Difusão Efetiva (<math>D_{eff}</math>) .....</b>	<b>12</b>
<b>2.3.2. Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo (<math>K_{sw}</math>) .....</b>	<b>13</b>
<b>2.3.3. Fator de Lixiviação do Solo Subsuperficial para Água Subterrânea (LF)</b> .....	<b>14</b>
<b>2.3.4. Fatores de Volatilização (VF) .....</b>	<b>16</b>
<b>2.3.5. Fator de Emissão de Partículas (PEF) .....</b>	<b>19</b>
<b>2.4. DERIVAÇÕES PARA DETERMINAÇÃO DOS VALORES DE INVESTIGAÇÃO .....</b>	<b>20</b>
<b>2.5. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....</b>	<b>21</b>
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>22</b>
<b>3.1. PARÂMETROS DO MEIO FÍSICO .....</b>	<b>22</b>
<b>3.2. PARÂMETROS EXPOSICIONAIS .....</b>	<b>28</b>
<b>3.2.2. Área Superficial da Pele disponível para contato .....</b>	<b>33</b>
<b>3.2.3. Ingestão de vegetais .....</b>	<b>35</b>
<b>3.2.4. Parâmetros exposicionais adicionais .....</b>	<b>39</b>
<b>3.3. DADOS DE TOXICIDADE E PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DOS COMPOSTOS DE</b> <b>INTERESSE .....</b>	<b>41</b>
<b>3.4. DERIVAÇÕES .....</b>	<b>42</b>
<b>3.4.1. Planilhas de Referência para o cenário agrícola .....</b>	<b>45</b>
<b>3.4.2. Planilhas de Referência para o cenário residencial .....</b>	<b>47</b>
<b>3.4.3. Planilhas de Referência para o cenário industrial .....</b>	<b>49</b>
<b>3.5. COMPARAÇÃO COM OS VALORES DE INVESTIGAÇÃO ADOTADOS ATUALMENTE ...</b>	<b>50</b>
<b>3.6. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....</b>	<b>53</b>
<b>4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>56</b>
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>58</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Modelo conceitual de exposição a partir do solo contaminado destacando as vias de ingresso utilizadas no modelo de avaliação de risco a saúde humana. ....	5
Figura 2 – Modelo conceitual do LF (modificado de Groundwater Services Inc., 2007).....	14
Figura 3 – Modelo conceitual do VFssamb (modificado de Groundwater Services Inc., 2007). 16	
Figura 4 – Modelo de previsão do VFsamb (modificado de Groundwater Services Inc., 2007).17	
Figura 5 – Modelo conceitual VFsesp (modificado de Groundwater Services Inc., 2007). ....	18
Figura 6 – Modelo conceitual do PEF (modificado de Groundwater Services Inc., 2007). ....	20
Figura 7 – Mapa de compartimentos geológicos de Minas Gerais (modificado de Heinech et al.,2003) .....	23
Figura 8 – Localização das 39 Estações Climatológicas Principais do INMET utilizadas para calcular a taxa de infiltração no solo do Estado de Minas Gerais (ZEE, 2008).....	26
Figura 9 – Contribuição das vias de exposição para o risco final considerando o elemento arsênio.....	44
Figura 10 – Valores de BCFs utilizados neste trabalho (azul) e BCFs utilizados na metodologia utilizada por CETESB (2001) (vermelho). ....	51
Figura 11 – Gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo da Velocidade de Darcy (Ugw).....	54
Figura 12 – Gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo da porosidade total ( $\theta_t$ ) .....	55
Figura 13 – Gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo da taxa de infiltração no solo (I).....	56

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Equações para cálculo dos parâmetros complementares.....	6
Quadro 2 – Equações para o cálculo dos valores de investigação para compostos carcinogênicos. .....	10
Quadro 3 – Equações para o cálculo dos valores de investigação para compostos não carcinogênicos.....	11
Quadro 4 – Equações para determinação dos coeficientes de difusão efetiva. ....	13
Quadro 5 – Áreas de estudo por compartimento geológico. ....	24
Quadro 6 – Síntese do levantamento de dados para cada parâmetro. ....	24
Quadro 7 – Parâmetros calculados do meio físico. ....	25
Quadro 8 – Valores dos parâmetros do meio físico adotados a partir de fontes bibliográficas. .	27
Quadro 9 – Tempo médio para efeitos não carcinogênicos em anos e dias.....	29
Quadro 10 – Distribuição da massa corpórea (kg) da população da região sudeste por faixa etária, sexo e domicílio (IBGE, 2010). ....	31
Quadro 11 – Comparação da massa corpórea (kg) por faixa etária entre as populações da região sudeste e a população brasileira (IBGE, 2010). ....	33
Quadro 12 – Valores médios percentuais da superfície corpórea total para adultos propostos por EPA (1997) para estimativa das superfícies corpóreas parciais.....	34
Quadro 13 – Estimativas para superfície corpórea parcial (cm <sup>2</sup> ) durante contato dérmico em função do cenário de exposição e receptor adulto e criança. ....	35
Quadro 14 – Parâmetros de exposição para a via de ingestão de vegetais em anos e dias. ....	36
Quadro 15 – Aquisição alimentar per capita anual de hortaliças folhosas e florais e frutas tropicais (folhas e frutos) para a região Sudeste nos cenários urbano e rural (kg). ....	37
Quadro 16 – Aquisição alimentar per capita anual de hortaliças tuberosas (tubérculos) para a região Sudeste nos cenários urbano e rural (kg). ....	38
Quadro 17 – Aquisição alimentar per capita anual de culturas foliáceas e tuberosas para os cenários rural e residencial para os receptores criança e adulto (kg dia-1).....	38
Quadro 18 – Valores dos parâmetros exposicionais adicionais. ....	40
Quadro 19 – Parâmetros físico-químicos das substâncias químicas. ....	41
Quadro 20 – Dados de toxicidade das substâncias químicas. ....	41
Quadro 21 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário agrícola com as vias de contato direto (solo superficial). ....	45

Quadro 22 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário agrícola com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) =1,19. .....	46
Quadro 23 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário agrícola com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 10. .....	46
Quadro 24 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário residencial apenas com as vias de contato direto (solo superficial). .....	47
Quadro 25 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário residencial com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 1,19. .....	47
Quadro 26 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário residencial com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 10. .....	48
Quadro 27 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário industrial apenas com as vias de contato direto (solo superficial). .....	49
Quadro 28 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário industrial com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 1,19. .....	49
Quadro 29 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário industrial com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 10. .....	50
Quadro 30 – Valores de investigação para o cenário agrícola, considerando as três derivações realizadas. .....	52
Quadro 31 – Valores de investigação para o cenário residencial, considerando as três derivações realizadas. .....	52
Quadro 32 – Valores de investigação para o cenário industrial, considerando as três derivações realizadas. .....	53

## RESUMO

FERNANDES, Patrícia Rocha Maciel, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2011. **Determinação de valores orientadores de investigação para elementos-traço em solos do Estado de Minas Gerais.** Orientador: Jaime Wilson Vargas de Mello. Coorientador: Walter Antônio Pereira Abrahão

A existência de áreas contaminadas é um dos problemas ambientais mais relevantes devido à sua complexidade e implicações sobre a saúde humana e meio ambiente. Ao contrário do que se verifica para a poluição do ar e das águas superficiais, para a poluição do solo não existe uma abordagem internacional padronizada. Em razão disso, o órgão ambiental deve estabelecer valores orientadores que possibilitem ações legais para o controle do aporte de substâncias químicas no solo. No Brasil, os valores para o gerenciamento de áreas contaminadas foram estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 420 de 28 de dezembro de 2009: valor de referência de qualidade (VRQ); valor de prevenção (VP) e valor de investigação (VI). Este último é a concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado, definido a partir de métodos de avaliação de risco à saúde humana. Esta avaliação é utilizada para estimar o risco à saúde humana causado pela exposição do homem a uma determinada substância ou grupo de substâncias presentes no meio físico e para estabelecer concentrações que orientem as medidas de intervenção. O presente estudo teve como objetivo derivar valores de investigação para elementos-traço em solos do Estado de Minas Gerais baseados em métodos de avaliação de risco à saúde humana. Para a derivação dos valores de investigação foram definidos os cenários de uso e ocupação do solo (agrícola, residencial e industrial), as vias de exposição que representam o caminho do contaminante desde a fonte de contaminação até o receptor e as equações de quantificação de risco. Foi realizado o levantamento dos parâmetros do meio físico e parâmetros exposicionais para o Estado de Minas Gerais a partir de processos de áreas contaminadas gerenciadas pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) e em estudos acadêmicos e o levantamento de parâmetros físico-químicos e toxicológicos dos elementos-traço considerados em banco de dados toxicológicos internacionais. Para o cálculo dos valores de investigação foram realizadas três derivações considerando: 1) apenas as vias de exposição de contato direto (solo superficial): inalação de vapores e partículas, contato dérmico, ingestão de solo e ingestão de vegetais; 2) todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela

Lixiviação (LDF) = 1,19, que influencia a via de exposição ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial contaminado e 3) todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) =10, valor adotado pela CETESB em 2001 para o cálculo dos valores de investigação que são atualmente utilizados pelo CONAMA. Também foi realizada uma análise de sensibilidade com o objetivo de identificar a variação dos valores de investigação em função dos parâmetros do meio físico específicos para o Estado. Os Valores de Investigação mais restritivos foram obtidos a partir do LDF=1,19, seguidos dos valores obtidos com o LDF=10 e os valores menos restritivos foram obtidos quando se considerou apenas as vias de contato direto. Os valores de investigação calculados neste trabalho, de maneira geral são discrepantes dos utilizados atualmente pelo Estado de Minas Gerais. Deve-se levar em conta que os valores utilizados atualmente no Estado foram derivados considerando uma metodologia de avaliação de risco diferente da utilizada pelo presente estudo. Quanto à análise de sensibilidade desenvolvida, pode-se observar que os valores de investigação são diretamente proporcionais à velocidade de Darcy e inversamente proporcionais a porosidade total e taxa de infiltração no solo. Destes parâmetros o de maior sensibilidade para o cálculo dos valores de investigação foi a taxa de infiltração de água no solo.

## ABSTRACT

FERNANDES, Patrícia Rocha Maciel, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2011. **Determination of guiding values for trace elements in soils of Minas Gerais State.** Advisor: Jaime Wilson Vargas de Mello. Co-advisor: Walter Antônio Pereira Abrahão

The existence of contaminated sites is one of the most important environmental issues due to its complexity and implications on human health and the environment. Unlike what is true for air pollution, and surface water, there is no standardized international approach for soil pollution. As a result, the environmental agency should establish guiding values that enable legal action to control inputs of chemicals in the soil. In Brazil, the values for the management of contaminated areas were established by CONAMA Resolution No. 420 of December 28, 2009: background value (VRQ), value of prevention (VP) and investigation value (VI). The last one is the concentration of a substance in the soil above which there are potential risks, direct or indirect, to human health, considering a standard exposure scenario, as defined by methods for evaluating risk to human health. This assessment is used to estimate the risk to human health caused by human exposure to a particular substance or group of substances present in the physical environment and to determine concentrations that direct intervention measures. The present study aimed to derive investigation value to trace elements in soils of the State of Minas Gerais based methods of risk assessment to human health. For the derivation of the investigation value were defined usage scenarios and land use (agricultural, residential and industrial), exposure pathways that represent the path of the contaminant from the source of contamination to the receiver and the equations of risk quantification. We conducted a survey of the parameters of the physical medium and exposure parameters for the State of Minas Gerais from processes of contaminated areas managed by the State Environmental Agency (FEAM) and in academic studies and surveys on the physico-chemical and toxicological parameters of the elements considered in international database. To calculate the investigation value were considered three leads shunts: 1) only the exposure routes of direct contact (topsoil): Inhalation of vapors and particulates, dermal contact, ingestion of soil and vegetable intake; 2) all routes of exposure to the dilution factor for leaching (LDF) = 1,19, which influences the exposure route ingestion of groundwater from the contaminated subsurface soil leaching and 3) all routes of exposure with the Dilution Factor Leaching (LDF) = 10, value adopted by CETESB in 2001 to calculate the investigation value that

are currently used by CONAMA. We also performed a sensitivity analysis in order to identify the range of investigation values as a function of the physical parameters specific to the state. The more restricting investigation values were obtained from the  $DFT = 1.19$ , followed by the ones obtained with the  $DFT = 10$  and less restrictive values were obtained when considering only direct contact. The values calculated in this research work, generally are different from those used currently by the State of Minas Gerais. It should be kept in mind that the values currently used in the state were derived assuming a risk assessment methodology different from that used in this study. According to the sensitivity analysis the investigation value are directly proportional to the Darcy velocity and inversely proportional to the porosity and rate of seepage into the soil. The most sensitive parameter was the rate of water infiltration into the soil.

## 1. INTRODUÇÃO

No Brasil é relativamente recente o conceito de áreas contaminadas, bem como o gerenciamento dessas áreas. O encaminhamento de soluções, por parte dos órgãos públicos, deve contemplar um conjunto de medidas que assegure tanto o conhecimento das características dessas áreas e dos impactos por elas causados, quanto da criação e aplicação de instrumentos necessários à tomada de decisão e às formas de intervenção mais adequadas, sempre com o objetivo de minimizar os riscos à saúde da população e ao meio ambiente.

A existência de áreas contaminadas, tanto nas esferas nacional quanto internacional, tem se transformado em um dos problemas ambientais mais relevantes, em função da sua complexidade e principalmente devido às implicações sobre a saúde pública e os recursos hídricos. As peculiaridades encontradas em cada país, ou até mesmo regiões, fizeram com que diferentes governos adotassem políticas públicas distintas para a proteção do solo.

De uma forma diferenciada, com relação à questão da poluição do ar e das águas superficiais, para a poluição do solo não existe uma abordagem internacional padronizada, em função de sua natureza complexa e variável. O órgão ambiental deve estabelecer valores orientadores que possibilitem ações legais para o controle do aporte de substâncias químicas no solo, assim como investigações detalhadas no caso da confirmação de sua contaminação.

Várias possibilidades podem ser consideradas em função dos valores orientadores, que vão desde aqueles que exprimem as ocorrências naturais das substâncias nos solos até valores relacionados com riscos ecotoxicológicos e vias de exposição de animais e seres humanos. Em cada caso, as definições metodológicas são específicas, envolvendo peculiaridades regionais e, até mesmo, culturais. De qualquer maneira, tais definições são objeto de pesquisa ambiental com seu caráter inquestionavelmente multidisciplinar.

A função de padrões e valores orientadores é prover um limite quantitativo no processo de avaliação e diagnóstico da qualidade dos recursos ambientais: águas, ar e solo, para subsidiar ações de prevenção e controle da poluição ou ações emergenciais, com vistas à proteção da saúde humana ou ambiental.

Desta forma, para a implementação de uma política para a prevenção e controle da poluição do solo e da água subterrânea, o primeiro critério a ser estabelecido são os valores orientadores (CETESB, 2001). No Brasil os valores para o gerenciamento de áreas contaminadas foram estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 420 de 28 de dezembro de 2009 (CONAMA, 2009), sendo três: valor de referência de qualidade (VRQ) que é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos; valor de prevenção (VP) que é a concentração do valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais; e valor de investigação (VI) que é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

De acordo com a Resolução CONAMA 420/2009 os Estados devem determinar os valores de referência de qualidade - VRQ em 04 (quatro) anos e que a critério dos órgãos ambientais competentes, quando tecnicamente justificado e aprovado pelo CONAMA, os valores de prevenção e investigação estabelecidos na Resolução poderão ser revistos, com base na mesma metodologia e garantindo o mesmo nível de risco. Os valores orientadores adotados na Resolução CONAMA (valores de prevenção e investigação) foram aqueles estabelecidos pelo órgão ambiental de São Paulo, CETESB, uma vez que São Paulo é o único Estado brasileiro que determinou valores específicos para o solo.

A definição de uma área contaminada, que requer a adoção de medidas corretivas, deve basear-se na ocorrência de substâncias químicas em concentrações que possam causar riscos à saúde humana, denominadas de valores de investigação (CONAMA, 2009). Aqui, o risco pode ser entendido como a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos à saúde humana quando há exposição da população aos contaminantes presentes em uma área contaminada.

A avaliação de risco a saúde humana é uma etapa do processo de gerenciamento de áreas contaminadas utilizada para estimar o risco à saúde humana causado pela exposição a uma determinada substância ou grupo de substâncias presentes no meio físico (solo, sedimentos, água subterrânea, água superficial e ar) e para estabelecer concentrações que orientem as medidas de intervenção. O grau de proteção à saúde

humana e ao meio ambiente é definido em relação ao uso do solo atual ou futuro (EPA, 1989).

A avaliação de risco a saúde humana surgiu nos Estados Unidos na década de 1980. A base para o processo de avaliação do risco é o documento emitido pela agência ambiental americana, denominado Risk Assessment Guidance For Superfund, Part A, Human Health Evaluation Manual (EPA, 1989) que ao longo do tempo foi sendo atualizado e complementado por outras publicações.

As metodologias de avaliação de risco a saúde humana são baseadas em princípios de toxicidade humana, mobilidade dos contaminantes e rotas de exposição para o contato da substância química com o receptor (Fetter, 1999).

Para a existência do risco é necessário que haja a interação entre três fatores: fonte, receptor e vias de exposição. A eliminação ou remoção de qualquer um desses fatores elimina a presença do risco. Segundo EPA (1989), seguido também pela ASTM (1995), o processo de avaliação de risco, em linhas gerais, possui quatro grandes etapas: coleta e avaliação de dados, avaliação da exposição, avaliação da toxicidade e caracterização do risco. Essas etapas estabelecem a aquisição e tratamento das informações e dados que dão a consistência e transparência ao processo de Avaliação de Risco.

Em 1989, a agência ambiental dos E.U.A - Environmental Protection Agency (U.S.EPA) propôs uma metodologia estruturada e transparente para se determinar o risco e conseqüentemente as metas de remediação para os cenários americanos com exposição humana (EPA, 1989). O método permite calcular a dose de ingresso que atinge o ser humano por meio de diferentes vias, tendo por base os parâmetros de exposição específicos do cenário em estudo. Tomando como referência essas doses de ingresso, os riscos de ocorrência de um efeito adverso à saúde humana são calculados para as diferentes vias de exposição, tendo por base os parâmetros de exposição específicos do cenário e da via em estudo.

Essa experiência tem sido aplicada em diversos países e tornou-se a base de diversos modelos matemáticos disponíveis no mercado, inclusive para a determinação de valores orientadores genéricos para classificação de uma área como contaminada.

Em 2009, a CETESB, órgão de controle ambiental do Estado de São Paulo desenvolveu seu próprio modelo de Avaliação de risco a saúde humana com base principalmente nas orientações técnicas contidas no Risk Assessment Guidance for

Superfund, Volume I - Human Health Evaluation Manual (Part A) (EPA, 1989) e no “Exposure Factor Handbook” para quantificação da exposição e do risco (EPA, 1997).

O presente trabalho objetivou o levantamento de dados do meio físico e químico do Estado de Minas Gerais e de parâmetros exposicionais para derivar os valores de investigação para elementos-traço em solos do Estado de Minas Gerais com base na metodologia de Avaliação de Risco à Saúde Humana desenvolvida pela CETESB, com vistas a contribuir para o aprimoramento do gerenciamento de áreas contaminadas do Estado.

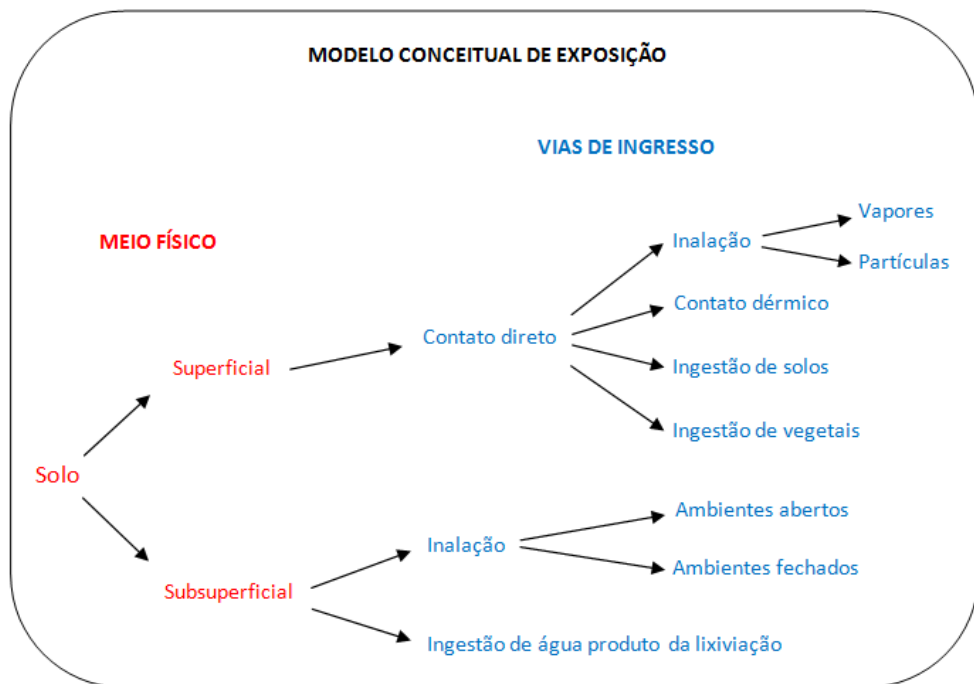
## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Levantamento de dados**

O estabelecimento de valores genéricos de investigação para solos consiste na aplicação da metodologia de Avaliação de risco a saúde humana para uma área contaminada hipotética, com a definição de parâmetros de exposição, parâmetros do meio físico e dados toxicológicos e físico-químicos das substâncias químicas de interesse.

Para a derivação dos valores de investigação foram definidos os cenários de uso e ocupação do solo e as vias de exposição, que representassem a realidade existente no de Estado de Minas Gerais. Estes cenários e vias permitem estabelecer as concentrações de contaminante que ingressam no receptor. No modelo utilizado procurou-se abranger todas as vias de exposição encontradas com relação a eventos de solos contaminados, admitindo-se receptores adultos para os cenários agrícola, residencial e comercial.

As vias de exposição consideradas foram divididas em contato direto e indireto. O contato direto com o solo superficial se dá pelas vias de inalação de vapores e partículas, contato dérmico, ingestão de solo e ingestão de vegetais. Para contato indireto foram consideradas as vias de inalação em ambientes abertos e inalação em ambientes fechados de vapores provenientes do solo subsuperficial e ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial (Figura 1).



**Figura 1 – Modelo conceitual de exposição a partir do solo contaminado destacando as vias de ingresso utilizadas no modelo de avaliação de risco a saúde humana.**

A caracterização do meio físico foi realizada a partir de parâmetros obtidos em estudos de áreas contaminadas gerenciadas pela Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM. Nestes foram considerados os parâmetros: profundidade do nível d’água, gradiente hidráulico, condutividade hidráulica, porosidade total. Para os parâmetros densidade do solo e teor de carbono orgânico foram considerados os dados do Projeto Solos de Minas.

Além disso, foram calculados parâmetros complementares a partir dos dados levantados nos estudos das áreas contaminadas: espessura da zona não saturada, conteúdo volumétrico de água e ar da franja capilar, conteúdo volumétrico de água e ar na zona não saturada, velocidade de Darcy e de escoamento, de acordo com as equações apresentadas no Quadro 1.

### Quadro 1 – Equações para cálculo dos parâmetros complementares.

Parâmetro	Equação
Espessura da zona não saturada (cm)	$H_v = L_{gw} - h_{cap}$
Conteúdo volumétrico de água da franja capilar	$\theta_{wcap} = \theta_t \cdot 0,90$
Conteúdo volumétrico de ar na franja capilar	$\theta_{acap} = \theta_t \cdot 0,10$
Conteúdo volumétrico de água na zona não saturada	$\theta_{ws} = \theta_t \cdot 0,39$
Conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada	$\theta_{as} = \theta_t - \theta_{ws}$
Velocidade de Darcy (cm dia <sup>-1</sup> )	$U_{gw} = K \cdot i$
Velocidade de escoamento (cm dia <sup>-1</sup> )	$V_s = U_{gw}/\theta_{ef}$

Onde:  $H_v$  – espessura da zona não saturada;  $L_{gw}$  - profundidade do nível d'água;  $h_{cap}$  – espessura da franja capilar;  $\theta_{wcap}$  - conteúdo volumétrico de água da franja capilar;  $\theta_{acap}$  - conteúdo volumétrico de ar na franja capilar;  $\theta_{ws}$  - conteúdo volumétrico de água na zona não saturada;  $\theta_{as}$  - Conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada;  $\theta_t$  – porosidade total;  $U_{gw}$  – Velocidade de Darcy;  $K$  – condutividade hidráulica;  $i$  – gradiente hidráulico;  $V_s$  – velocidade de escoamento;  $\theta_{ef}$  - porosidade efetiva.

Foi elaborado um mapa de compartimentos geológicos no qual foram plotados as áreas contaminadas que tiveram seus dados utilizados neste estudo e os pontos de amostragem do Programa Solos de Minas. A base para a construção deste mapa foi o Mapa Geológico de Minas Gerais (CPRM/COMIG, 2003; escala 1:1.000.000; Meridiano Central 45°W, Datum Horizontal SAD 69) produzido por Heineck *et al.* (2003) no formato *shape file* com as unidades e as estruturas geológicas do Estado, compilados através do programa ArcGis e o Mapa de Domínios Hidrogeológicos do Brasil (CPRM – 2002, escala 1:2.500.000, Projeto SIG de Disponibilidade Hídrica do Brasil) produzido por Peixinhi *et al.* (2002).

Para a derivação de valores orientadores genéricos, os parâmetros exposicionais devem ser representativos de toda uma população. Para tanto, foram compilados dados apresentados nos estudos desenvolvidos pelo IBGE para a população brasileira, Pesquisa de Orçamentos Familiares: 2002 – 2003: Aquisição Alimentar Domiciliar Per Capita (IBGE, 2004) e Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008– 2009: Antropometria e Estado Nutricional de Crianças, Adolescentes e Adultos no Brasil (IBGE, 2010).

Os parâmetros do meio físico e exposicionais não encontrados para a condição do Estado de Minas Gerais foram obtidos de outros modelos de Avaliação de Risco à Saúde Humana, considerando a situação mais crítica.

As substâncias consideradas neste trabalho foram os elementos traço arsênio, bário, cádmio, cobalto, chumbo, mercúrio, molibdênio, níquel, prata e zinco que constam da lista da Resolução CONAMA 420/2009.

Os parâmetros físico-químicos para estes elementos foram obtidos na literatura, sendo considerados: peso molar, coeficiente de Henry, densidade, coeficiente de

partição solo-água, solubilidade em água, difusividade no ar e na água, fator de bioconcentração para metais em raízes e folhas/estrutura (CETES, 2001; EPA, 2002; Lide, 2004; RIVM, 2007)

Os parâmetros toxicológicos foram obtidos em banco de dados internacionais (IRIS - INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM), sendo considerados: doses de referência para inalação ( $RfDi$ ), contato dérmico ( $RfDd$ ) e ingestão ( $RfDo$ ) para efeitos não carcinogênicos, fatores de carcinogenicidade para inalação ( $Sfi$ ), contato dérmico ( $Sfd$ ) e ingestão ( $Sfo$ ) para efeitos carcinogênicos e fatores de absorção relativa oral ( $ABD_{GI}$ ) e dérmica ( $ABSd$ ).

## 2.2. Quantificação da exposição

As equações para cálculo dos valores de investigação foram organizadas em planilhas do aplicativo Excel. As equações utilizadas são do modelo de avaliação de risco a saúde humana adotado pelo órgão ambiental de São Paulo (CETESB, 2009). Estas equações foram adaptadas das equações desenvolvidas pela Agência Ambiental dos Estados Unidos, descritas no documento da EPA (1989), *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I - Human Health Evaluation Manual (Part A)*.

O risco carcinogênico admitido para esse estudo é de  $10^{-5}$  (CONAMA, 2009). Este valor indica que um indivíduo exposto a uma determinada substância química tem uma chance adicional em 100 mil de desenvolver câncer durante a vida. Em relação ao risco não carcinogênico, o valor admitido se refere a um quociente de perigo que não pode ser superior a 1 (CONAMA, 2009). Este quociente é dado pela razão entre a dose de ingresso específica para cada substância e a dose de referência correspondente. Assim, quando o quociente de perigo é superior a 1, há maior possibilidade de ocorrência de efeitos tóxicos à saúde humana.

O risco é calculado individualmente para as vias de exposição associadas a um mesmo receptor sendo somadas posteriormente para o cálculo do risco total. Estes cálculos são feitos separadamente para substâncias carcinogênicas e não carcinogênicas.

A quantificação do risco para as substâncias carcinogênicas é o produto da dose de ingresso ( $In$ ) pelo fator de carcinogenicidade ( $Sf$ ) para uma determinada via de ingresso (equação 2.2.1).

$$Risco = In.Sf \text{ (eq. 2.2.1)}$$

Onde:

In= Dose de Ingresso para o cenário “n” ( $\text{mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) e;

Sf= Fator de Carcinogenicidade ( $\text{mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ )

Substituindo a equação de cálculo da dose de ingresso na fórmula acima obtém-se:

$$Risco = C \cdot \frac{CR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot Sf \quad (\text{eq. 2.2.2})$$

Onde:

C= concentração do contaminante no solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

CR = taxa de contato para uma determinada via de exposição ( $\text{L dia}^{-1}$  ou  $\text{kg dia}^{-1}$ );

EF = frequência de exposição ( $\text{dias ano}^{-1}$ );

ED = duração da exposição (ano);

BW = massa corpórea (kg);

AT = tempo médio da avaliação da exposição (dias);

Sf= fator de carcinogenicidade.

Admitindo-se a meta de risco aceitável de  $10^{-5}$ , pode-se calcular a concentração máxima aceitável (C), que passa a ser o valor de investigação - VI, por meio da seguinte equação:

$$VI = \frac{10^{-5} \cdot BW \cdot AT}{CR \cdot EF \cdot ED \cdot Sf} \quad (\text{eq. 2.2.3})$$

O cálculo do valor de investigação para substâncias carcinogênicas considerando exposições simultâneas, ou seja, a combinação de várias vias de exposição é apresentada na equação seguinte:

$$VI = \frac{10^{-5}}{\left(\frac{CR_x \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot Sf_x\right) + \left(\frac{CR_y \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot Sf_y\right) + \dots + \left(\frac{CR_n \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot Sf_n\right)} \quad (\text{eq. 2.2.4})$$

Da mesma maneira, a equação pode ser aplicada para as substâncias não carcinogênicas, onde o quociente de perigo (HQ) é calculado por meio da razão entre a dose de ingresso (In) e a dose de referência (RfD).

$$HQ = \frac{C \cdot \frac{CR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT}}{RfD} \quad (\text{eq. 2.2.5})$$

Admitindo-se o risco aceitável de  $HQ = 1$ , pode-se calcular a concentração máxima aceitável (C), que passa a ser o valor de investigação, por meio da equação:

$$VI = 1 \cdot RfD \cdot \frac{BW \cdot AT}{CR \cdot EF \cdot ED} \text{ (eq. 2.2.6)}$$

Da mesma forma, para o estabelecimento dos valores de investigação para substâncias não carcinogênicas considerando exposições simultâneas pode ser aplicada a seguinte equação:

$$VI = \frac{1}{\left( \frac{CR_x \cdot EF \cdot ED}{\frac{BW \cdot AT}{RfD_x}} \right) + \left( \frac{CR_y \cdot EF \cdot ED}{\frac{BW \cdot AT}{RfD_y}} \right) + \dots + \left( \frac{CR_n \cdot EF \cdot ED}{\frac{BW \cdot AT}{RfD_n}} \right)}$$

(eq. 2.2.7)

As equações utilizadas para o cálculo dos valores de investigação para as vias de exposição consideradas no modelo de avaliação de risco a saúde humana são apresentadas nos Quadro 2 e 3 para compostos carcinogênicos e não carcinogênicos, respectivamente.

**Quadro 2 – Equações para o cálculo dos valores de investigação para compostos carcinogênicos.**

Cenário de Exposição	Compostos Carcinogênicos
Inalação de vapores provenientes do solo superficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{10^{-5} BW . AT . 365 \frac{dias}{ano} . 10^3 \frac{\mu g}{mg}}{Sf . IR_{amb} . EF . ED . \left( \frac{1}{VF_{s,samb}} \right)}$
Inalação de partículas provenientes do solo superficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{10^{-5} . BW . AT . 365 \frac{dias}{ano} . 10^3 \frac{\mu g}{mg}}{Sf . IR_{solo} . EF . ED . ET . FI . \left( \frac{1}{PEF} \right)}$
Contato dérmico a partir do solo superficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{10^{-5} . BW . AT}{Sf . SA . EF . ED . AF . ABS . FD . 1 \times 10^{-6} \frac{kg}{mg}}$
Ingestão de solo superficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{10^{-5} . BW . AT}{Sf . IR_{solo} . EF . ED . ET . FI . \left( \frac{1}{PEF} \right)}$
Ingestão de vegetais	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{10^{-5} . BW . AT}{Sf . EF . ED . FI_{veg} . ((IR_L . BCF_F + cdp / F_{RBVEG}) + (IR_R . BCF_R / F_{RKVEG}))}$
Inalação de vapores provenientes do solo subsuperficial em ambientes abertos	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{10^{-5} . BW . AT}{Sf . IR_{amb} . EF . ED . 10^3 \frac{\mu g}{mg} . \left( \frac{1}{VF_{samb}} \right)}$
Inalação de vapores provenientes do solo subsuperficial em ambientes fechados	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{10^{-5} . BW . AT}{Sf . IR_{esp} . EF . ED . 10^3 \frac{\mu g}{mg} . \left( \frac{1}{VF_{sesp}} \right)}$
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{10^{-5} . BW . AT}{Sf . IR_w . EF . ED . K_{sw}} . LDF$

**Onde:**

*AT* - Tempo de Avaliação para Efeitos Carcinogênicos (anos); *BW* – Massa Corpórea (Kg); *ED*- Duração da Exposição (anos); *EF* - Frequência da Exposição (dias ano<sup>-1</sup>); *IR<sub>ar</sub>* - Taxa de Inalação de Ar para ambientes fechados ou abertos (m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>); *TR* Risco Carcinogênico Meta (adimensional); *SF<sub>i</sub>* - Fator de Carcinogenicidade para inalação (mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>); *SF<sub>o</sub>*- Fator de Carcinogenicidade para via oral (mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>); *RfD<sub>o</sub>* - Dose de Referência via oral (mg/kg-dia); *RAF<sub>d</sub>* - Fator de Absorção Relativa dérmico (adimensional); *RfD<sub>d</sub>* - Dose de Referência via dérmica (mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>); *SA* - Superfície da Pele Disponível para Contato (cm<sup>2</sup> dia<sup>-1</sup>). *IR<sub>solo</sub>* - Taxa de Ingestão de Partículas de Solo (mg dia<sup>-1</sup>); *RAF<sub>o</sub>* - Fator de Absorção Relativa Oral (adimensional); *VF<sub>ss,amb</sub>* - Fator de Volatilização do Solo Superficial para o Ar (g-solo cm<sup>3</sup>-ar); *VF<sub>s,esp</sub>* - Fator de Volatilização do Solo Subsuperficial para o Ar em Ambientes Fechados (g-solo cm<sup>3</sup>-ar); *LDF* – Fator de Diluição pela Lixiviação para Água Subterrânea; *K<sub>sw</sub>* - Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo (xxx); *IR<sub>w</sub>* – Taxa de Ingestão de Água (L dia<sup>-1</sup>); *PEF* – Fator de Emissão de Partículas (adimensional); *M* – Fator de Aderência do Solo na Pele (mg cm<sup>-2</sup>).

**Quadro 3 – Equações para o cálculo dos valores de investigação para compostos não carcinogênicos.**

Cenário de Exposição	Compostos Carcinogênicos
Inalação de vapores provenientes do solo superficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{1.RfD.BW.AT.365 \frac{dias}{ano} .10^3 \frac{\mu g}{mg}}{IR_{amb}.EF.ED.\left(\frac{1}{VF_{s,amb}}\right)}$
Inalação de partículas provenientes do solo superficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{1.RfD.BW.AT}{IR_{solo}.EF.ED.ET.FI.\left(\frac{1}{PEF}\right)}$
Contato dérmico a partir do solo superficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{1.RfD.BW.AT}{SA.EF.ED.AF.ABS.FD.CF}$
Ingestão de solo superficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{1.RfD.BW.AT}{IR_{solo}.EF.ED.ET.FI.\left(\frac{1}{PEF}\right)}$
Ingestão de vegetais	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{1.RfD.BW.AT}{IR_{veg}.EF.ED.ET.FI.\left(\frac{1}{BCF}\right)}$
Inalação de vapores provenientes do solo subsuperficial em ambientes abertos	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{1 \times RfD \times BW \times AT}{IR_{esp} \times EF \times ED \times 10^3 \frac{\mu g}{mg} \times \left(\frac{1}{VF_{samb}}\right)}$
Inalação de vapores provenientes do solo subsuperficial em ambientes fechados	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{1.RfD.BW.AT}{IR_{esp}.EF.ED.10^3 \frac{\mu g}{mg} \left(\frac{1}{VF_{sesp}}\right)}$
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	$VI_{solo(mg.kg^{-1})} = \frac{1.RfD.BW.AT}{IR_w.EF.ED.K_{sw}}.LDF$

**Onde:**

*AT* - Tempo de Avaliação para Efeitos Carcinogênicos (anos); *BW* – Massa Corpórea (Kg); *ED*- Duração da Exposição (anos); *EF* - Frequência da Exposição (dias ano<sup>-1</sup>); *IR<sub>ar</sub>* - Taxa de Inalação de Ar para ambientes fechados ou abertos (m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>); *THQ* - Índice de Periculosidade Meta (adimensional); *RfD<sub>i</sub>* - Dose de Referência para inalação (mg/m3); *RfD<sub>o</sub>* - Dose de Referência via oral (mg/kg-dia); *RfD<sub>d</sub>* - Dose de Referência via dérmica (mg/kg-dia); *RAF<sub>d</sub>*- Fator de Absorção Relativa dérmico (adimensional); *SA* - Superfície da Pele Disponível para Contato (cm<sup>2</sup> dia<sup>-1</sup>). *IR<sub>solo</sub>* - Taxa de Ingestão de Partículas de Solo (mg dia<sup>-1</sup>); *RAF<sub>o</sub>* - Fator de Absorção Relativa Oral (adimensional); *VF<sub>ss,amb</sub>* - Fator de Volatilização do Solo Superficial para o Ar (g-solo cm3-ar); *VF<sub>s,esp</sub>* - Fator de Volatilização do Solo Subsuperficial para o Ar em Ambientes Fechados (g-solo/cm3-ar); *LDF* – Fator de Diluição pela Lixiviação para Água Subterrânea; *K<sub>sw</sub>* - Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo; *IR<sub>w</sub>* – Taxa de Ingestão de Água (L dia<sup>-1</sup>); *PEF* – Fator de Emissão de Partículas (adimensional); *M* – Fator de Aderência do Solo na Pele (mg cm<sup>-2</sup>).

## 2.3. Transporte e Atenuação Natural de Contaminantes

Segundo o modelo de Avaliação de Risco à Saúde Humana, adotado neste trabalho, o transporte, transformações e atenuação natural que ocorrem com as substâncias químicas ao longo de um determinado caminho até que elas cheguem ao ponto de exposição são representados pelos fatores de atenuação natural. Os fatores de atenuação natural utilizados no modelo são:

- Coeficientes de Difusão Efetiva ( $D_{seff}$ ,  $D_{capeff}$ ,  $D_{crackeff}$ ,  $D_{wseff}$ );
- Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo ( $K_{sw}$ );
- Fator de Diluição pela Lixiviação para Água Subterrânea (LDF);
- Fatores de Volatilização ( $VF_{s,esp}$ ,  $VF_{s,amb}$ ,  $VF_{ss,amb}$ );
- Fator de Emissão de Partículas do solo (PEF).

### 2.3.1. Coeficientes de Difusão Efetiva ( $D_{eff}$ )

O transporte de compostos em um solo se dá basicamente pela fase de vapor e fase dissolvida na matriz do solo. Os coeficientes utilizados no modelo de avaliação de risco a saúde humana são apresentados no Quadro 4.

#### Quadro 4 – Equações para determinação dos coeficientes de difusão efetiva.

Coeficientes de difusão efetiva	Equações
Coeficiente de difusão efetiva na matriz do solo da zona não saturada (corresponde à difusividade efetiva de um composto químico ao longo dos poros do solo da zona não saturada).	$D_s^{eff} \left[ \frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_a^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_w^{3.33}}{\theta_t^2}$
Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar (corresponde a difusividade efetiva de um composto químico ao longo dos poros do solo da franja capilar).	$D_{cap}^{eff} \left[ \frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{acap}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{wcap}^{3.33}}{\theta_t^2}$
Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações de construções (corresponde a difusividade efetiva de um composto químico ao longo de fendas nas fundações das construções).	$D_{crack}^{eff} \left[ \frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{acrk}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{wcrk}^{3.33}}{\theta_t^2}$
Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água (corresponde à difusividade efetiva de um composto químico na região que compreende a zona não saturada e a franja capilar).	$D_{ws}^{eff} = (h_{cap} + h_v) \left[ \frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right]^{-1}$

Onde:  $D_s^{eff}$  - coeficiente de difusão efetiva na matriz do solo da zona não saturada;  $D^{air}$  - coeficiente de difusão do composto puro no ar;  $\theta_a$  - conteúdo volumétrico de ar;  $\theta_t$  - porosidade total da matriz do solo;  $D^{wat}$  - coeficiente de difusão do composto puro na água;  $\theta_w$  - conteúdo volumétrico de água;  $H$  - constante adimensional de Henry;  $D_{cap}^{eff}$  - coeficiente de difusão efetiva na matriz do solo da franja capilar;  $D_{crack}^{eff}$  - coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações de construções;  $\theta_{acrk}$  - conteúdo volumétrico de ar nas fundações/paredes;  $\theta_{wcrk}$  - conteúdo volumétrico de água nas fundações/paredes;  $\theta_{acap}$  - conteúdo volumétrico de ar na franja capilar;  $\theta_{wcap}$  - conteúdo volumétrico de água na franja capilar;  $D_{ws}^{eff}$  - coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água;  $h_{cap}$  - espessura da franja capilar;  $h_v$  - espessura da zona não saturada.

#### 2.3.2. Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo ( $K_{sw}$ )

O Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo é a relação em estado estacionário entre a concentração de um composto químico dissolvido na água intersticial e a concentração retida na massa de solo contaminado. Esse fator é usado para representar a liberação das substâncias retidas na massa de solo contaminado (origem) na zona não saturada, para serem lixiviados pela água intersticial (destino). A equação para  $K_{sw}$  pode ser determinada por:

$$K_{sw} = \frac{C_l}{C_s} = \frac{\rho_s}{[k_d \rho_s + \theta_{ws} + H\theta_{as}]} \quad (\text{eq. 2.3.2.1})$$

Onde:

$K_{sw}$  = Coeficiente de partição fase retida-água intersticial do solo ( $\text{kg L}^{-1}$ );

$C_1$  = Concentração da substância na água intersticial ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_s$  = Concentração da substância retida na massa do solo ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

$H$  = Coeficiente efetivo da lei de Henry;

$K_d$  = Coeficiente de partição solo-água ( $\text{L kg}^{-1}$ );

$\rho_s$  = Densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ );

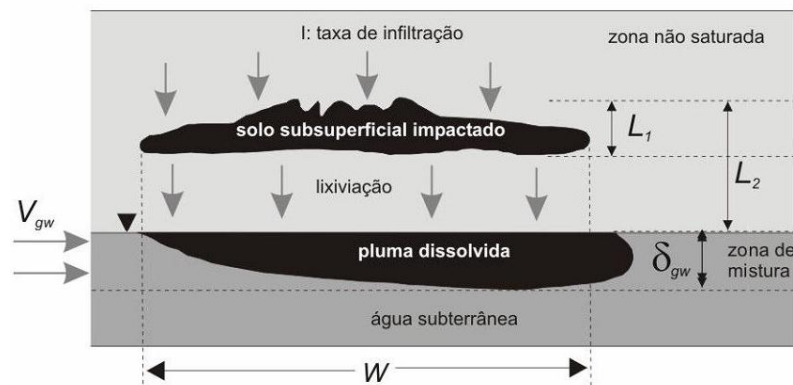
$\theta_{as}$  = Conteúdo volumétrico de ar no solo;

$\theta_{ws}$  = Conteúdo volumétrico de água no solo.

### 2.3.3. Fator de Lixiviação do Solo Subsuperficial para Água Subterrânea (LF)

O LF é a relação entre as concentrações dissolvidas na água subterrânea e as concentrações em fase retida no solo subsuperficial localizado imediatamente acima do nível d'água (CETESB, 2006). A Figura 2 apresenta o modelo de previsão utilizado para a determinação do LF.

O fator de diluição por lixiviação do solo para a água subterrânea (LDF) representa a diluição de compostos químicos na água subterrânea a partir da lixiviação de um solo impactado.



**Figura 2 – Modelo conceitual do LF (modificado de Groundwater Services Inc., 2007).**

O fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea é calculado por meio da equação:

$$LF = \frac{C_w}{C_s} = \frac{K_{sw}}{LDF} \quad (\text{eq. 2.3.3.1})$$

$$LDF = 1 + \left( \frac{U_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I \cdot W} \right) \quad (\text{eq. 2.3.3.2})$$

Onde:

LF= fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea ( $\text{kg L}^{-1}$ );

$C_w$  = concentração dissolvida na água subterrânea ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_s$  = concentração retida no solo subsuperficial ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

$U_{gw}$ = velocidade de Darcy ( $\text{cm ano}^{-1}$ );

$\delta_{gw}$  = espessura da pluma dissolvida (cm);

$i$  = taxa de infiltração no solo ( $\text{cm ano}^{-1}$ );

W= maior medida da área fonte paralela à direção do fluxo subterrâneo (cm);

LDF = fator de diluição por lixiviação do solo para a água subterrânea;

$K_{sw}$ = coeficiente de partição fase retida-água intersticial do solo ( $\text{kg L}^{-1}$ ).

De acordo com a ASTM (1995), para o cálculo do LF assume-se a constância das concentrações dos compostos no solo, da lixiviação para água subterrânea e da taxa de infiltração, além da partição na matriz do solo (fase retida, dissolvida e vapor) e a ausência de perdas por atenuação natural (biodegradação).

#### 2.3.4. Limite de saturação da fase retida no solo

A concentração em fase retida de um composto químico presente no solo, próximo ao limite de solubilidade e do limite de saturação de vapores é representado por  $C_{sat,solo}$ , o qual pode ser estimado pela seguinte equação:

$$C_{sat,solo} = S / K_{sw} \quad (\text{eq. 2.3.4.1})$$

Onde:

$C_{sat,solo}$  =Concentração em fase retida de um composto presente no solo próximo aos limites de solubilidade e saturação de vapor ( $\text{mg kg}^{-1}$ );

S = Solubilidade do composto puro em água ( $\text{mg L}^{-1}$ );

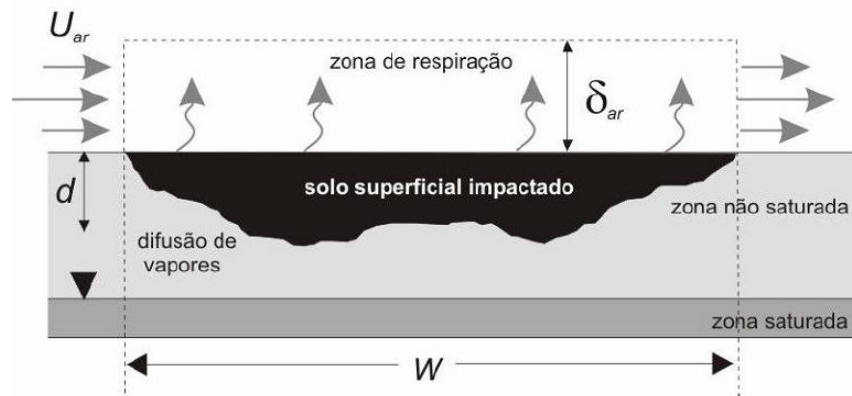
$K_{sw}$  =Coeficiente de partição fase retida-água intersticial do solo ( $\text{kg L}^{-1}$ ).

### 2.3.4. Fatores de Volatilização (VF)

A associação entre as concentrações de um composto de interesse no ar e concentrações em quaisquer outros meios (ex. solo e água subterrânea contaminados) é dada pelos fatores de volatilização.

#### a) Fator de Volatilização (VF<sub>ssamb</sub>)

O fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (VF<sub>ssamb</sub>) é uma relação na condição *steady-state* entre as concentrações do composto de interesse na fase vapor em ambiente aberto (destino) e as concentrações no solo superficial (origem). A Figura 3 ilustra o modelo de previsão aplicado na elaboração do VF<sub>ssamb</sub>.



**Figura 3 – Modelo conceitual do VF<sub>ssamb</sub> (modificado de Groundwater Services Inc., 2007).**

O fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração de ambiente aberto (VF<sub>ssamb</sub>) é calculado pela seguinte equação:

$$VF_{ssamb} = \frac{C_{v,amb}}{C_s} = \frac{2W\rho_s}{U_{ar}\delta_{ar}} = \sqrt{\frac{D_s^{eff}H}{\pi\tau(\theta_{ws}+K_d\rho_s+H\theta_{as})}} \cdot 10^3 \frac{L}{m^3}$$

(eq. 2.3.5.1)

Onde:

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

$C_s$  = concentração retida no solo superficial ( $mg\ kg^{-1}$ );

$W$  = maior comprimento (medida) da área fonte paralela à direção do vento (cm);

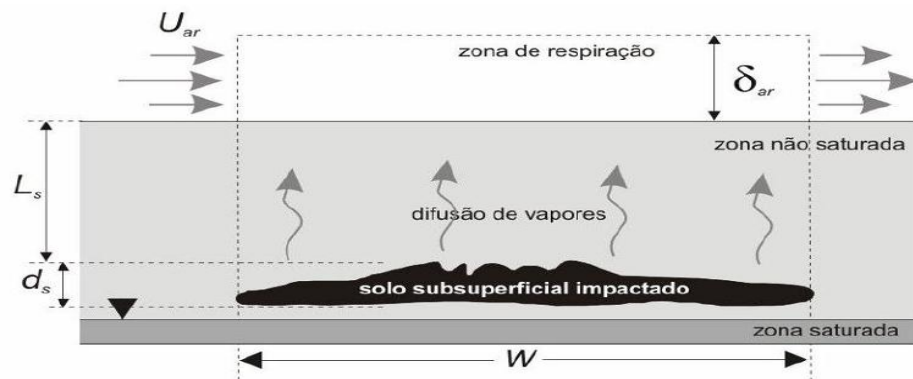
$\rho_s$  = densidade do solo ( $g\ cm^{-3}$ );

$U_{ar}$  = velocidade do ar na zona de mistura do ambiente aberto ( $cm\ s^{-1}$ );

$\delta_{ar}$  = altura da zona de mistura do ambiente aberto (cm);  
 $D_s^{eff}$  = coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada ( $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$ );  
 $H$  = coeficiente da Lei de Henry;  
 $\theta_{ws}$  = conteúdo volumétrico de água na zona não saturada;  
 $\theta_{as}$  = conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada;  
 $K_d$  = Coeficiente de partição solo-água ( $\text{L kg}^{-1}$ );  
 $\tau$  = tempo médio do fluxo de vapor (s);  
 $10^3 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}$  = fator de conversão.

**b) Fator de Volatilização ( $VF_{samb}$ )**

O fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos ( $VF_{samb}$ ) é um coeficiente de transferência do composto químico do solo subsuperficial para o ambiente aberto em fase vapor. A Figura 4 ilustra o modelo conceitual aplicado na elaboração do  $VF_{samb}$ .



**Figura 4 – Modelo de previsão do  $VF_{samb}$  (modificado de Groundwater Services Inc., 2007).**

O  $VF_{samb}$  pode ser calculado pela seguinte equação:

$$VF_{samb} = \frac{C_{v,amb}}{C_s} = \frac{H\rho_s}{(\theta_{ws} + K_d\rho_s + H\theta_{as}) \left(1 + \frac{U_{ar}\delta_{ar}L_s}{D_s^{eff}W}\right)} \cdot 10^3 \frac{\text{cm}^3 - \text{kg}}{\text{m}^3 - \text{g}} \quad (\text{eq. 2.3.5.2})$$

Onde:

$C_{v,amb}$  = concentração de vapor em ambiente aberto ( $\text{mg m}^{-3}$ );  
 $C_s$  = concentração retida no solo subsuperficial ( $\text{mg kg}^{-1}$ );  
 $H$  = coeficiente da Lei de Henry;

$\rho_s$  = densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ );

$\theta_{ws}$  = conteúdo volumétrico de água na zona não saturada;

$K_d$  = Coeficiente de partição solo-água ( $\text{L kg}^{-1}$ );

$\theta_{as}$  = conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada;

$U_{ar}$  = velocidade do ar na zona de mistura do ambiente aberto ( $\text{cm s}^{-1}$ );

$\delta_{ar}$  = altura da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

$L_s$  = profundidade do topo do solo subsuperficial contaminado (cm);

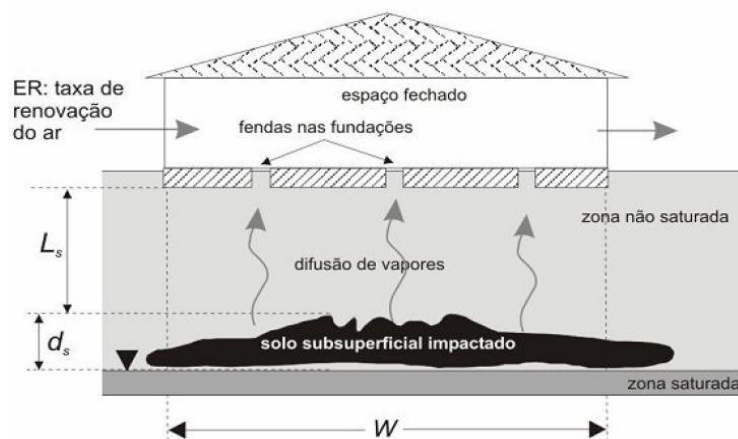
$D_s^{eff}$  = coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada ( $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$ );

$W$  = maior medida da área fonte paralela à direção do vento (cm);

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

### c) **Fator de Volatilização ( $VF_{sesp}$ )**

O fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados ( $VF_{sesp}$ ) representa uma relação de transferência do composto químico do solo subsuperficial para ambientes fechados em fase vapor. A Figura 5 apresenta o modelo de previsão aplicado na determinação do  $VF_{sesp}$ .



**Figura 5 – Modelo conceitual  $VF_{sesp}$  (modificado de Groundwater Services Inc., 2007).**

O fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados ( $VF_{sesp}$ ) é calculado da seguinte forma:

$$VF_{sesp} = \frac{C_{v,esp}}{C_s} = \frac{\frac{H\rho_s}{[\theta_{ws}+K_d+\rho_s+H\theta_{as}]} \left[ \frac{D_s^{eff}/L_s}{ER.LB} \right]}{1 + \left[ \frac{D_s^{eff}/L_s}{ER.LB} \right] + \left[ \frac{D_s^{eff}/L_s}{(D_s^{eff}/L_{crack})n} \right]} \cdot 10^3 \frac{cm^3-kg}{m^3-g} \quad (\text{eq.2.3.5.3})$$

Onde:

$C_{v,esp}$  = concentração de vapor em ambiente fechado ( $mg\ m^{-3}$ );

$C_s$  = concentração retida no solo subsuperficial ( $mg\ kg^{-1}$ );

$H$  = coeficiente da Lei de Henry;

$\rho_s$  = densidade do solo ( $g\ cm^{-3}$ );

$\theta_{ws}$  = conteúdo volumétrico de água na zona não saturada;

$K_d$  = Coeficiente de partição solo-água ( $L\ kg^{-1}$ );

$\theta_{as}$  = conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada;

$L_s$  = profundidade do topo do solo subsuperficial contaminado (cm);

$D_s^{eff}$  = coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada ( $cm^2\ s^{-1}$ );

$D_{crack}^{eff}$  = coeficiente de difusão efetiva através das fendas das fundações ( $cm^2\ s^{-1}$ );

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

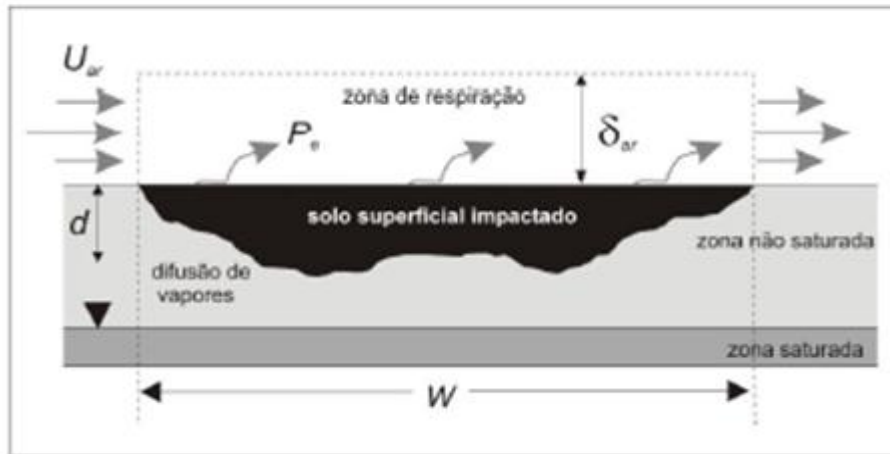
$n$  = fração da área da fundação com fendas;

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

A equação 2.3.5.3 é aplicada somente nas condições *steady-state*, ou seja, concentração constante na área fonte (solo subsuperficial), e partição de equilíbrio entre as fases retida, dissolvida e vapor no interior da matriz de solo. Além de difusão contínua da fase vapor através da zona não saturada e das fissuras das fundações.

### 2.3.5. Fator de Emissão de Partículas (PEF)

O fator de emissão de partículas (PEF) é uma relação entre a emissão de partículas de substâncias químicas para ambientes abertos (destino) e as concentrações no solo superficial (origem). Esse fator incorpora dois elementos de transferência de meios: taxa de liberação de partículas (poeira) do solo e mistura desses particulados na zona de respiração diretamente acima do solo superficial contaminado. A Figura 6 ilustra o modelo conceitual para a elaboração do PEF.



**Figura 6 – Modelo conceitual do PEF (modificado de Groundwater Services Inc., 2007).**

O fator de emissão de partículas do solo superficial (PEF) é calculado pela equação:

$$PEF = \frac{P_a W}{U_{ar} \delta_{ar}} \cdot 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad (\text{eq. 2.3.5.4})$$

Onde:

$P_a$  = taxa de emissão de partículas ( $g \text{ cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ );

$W$  = maior comprimento da área fonte paralela à direção do vento (cm);

$U_{ar}$  = velocidade do ar na zona de mistura do ambiente aberto ( $cm \text{ s}^{-1}$ );

$\delta_{ar}$  = altura da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

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

#### **2.4. Derivações para determinação dos valores de investigação**

Para o cálculo dos valores de investigação foram realizadas três derivações em relação aos cenários de uso e ocupação do solo (agrícola, residencial e industrial). As derivações consideraram apenas receptores na área da fonte de contaminação, não considerando exposições fora da área contaminada. As derivações foram realizadas considerando:

1. Apenas as vias de exposição de contato direto (solo superficial): inalação de vapores e partículas, contato dérmico, ingestão de solo e ingestão de vegetais.

2. Todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF), que influencia a via de exposição ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial contaminado, calculado de acordo com a equação 2.3.3.2.
3. Todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) =10, valor adotado pela CETESB em 2001 (CETESB, 2001) para o cálculo dos valores de investigação que são atualmente utilizados pelo CONAMA. Este valor foi adotado com base no que é praticado na Holanda (RIVM, 2001a).

Para cada elemento foram realizados os cálculos com as derivações definidas acima com os valores médios do Estado de Minas Gerais e também com os valores específicos em cada compartimento geológico para o cenário residencial.

Para o cálculo dos valores de investigação e realização das derivações foi montada uma planilha no aplicativo Excel, contendo todos os dados e fórmulas necessários para o cálculo apresentadas nos quadros 2 e 3.

## **2.5. Análise de Sensibilidade**

A análise de sensibilidade foi realizada com o objetivo de identificar a variação dos valores de investigação calculados em função da variação dos valores dos parâmetros do meio físico específicos para o Estado de Minas Gerais. Para tanto, foram considerados o menor e o maior valor de cada parâmetro obtido na etapa de levantamento de dados.

Em relação aos parâmetros utilizados para a análise de sensibilidade foram considerados a velocidade de Darcy, taxa de infiltração no solo, porosidade total, e densidade do solo. O critério para escolha desses parâmetros foi baseado no impacto nos valores de investigação, sendo estes os que mais interferiram nestes valores.

Para a análise de sensibilidade foram considerados os efeitos das alterações nos valores de investigação, mas também nas vias de exposição que têm relação com os parâmetros analisados. Por exemplo, para taxa de infiltração no solo foi adotada a via de ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial contaminado.

Para a análise de sensibilidade foram utilizados os dados do elemento mercúrio considerando os receptores residenciais.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

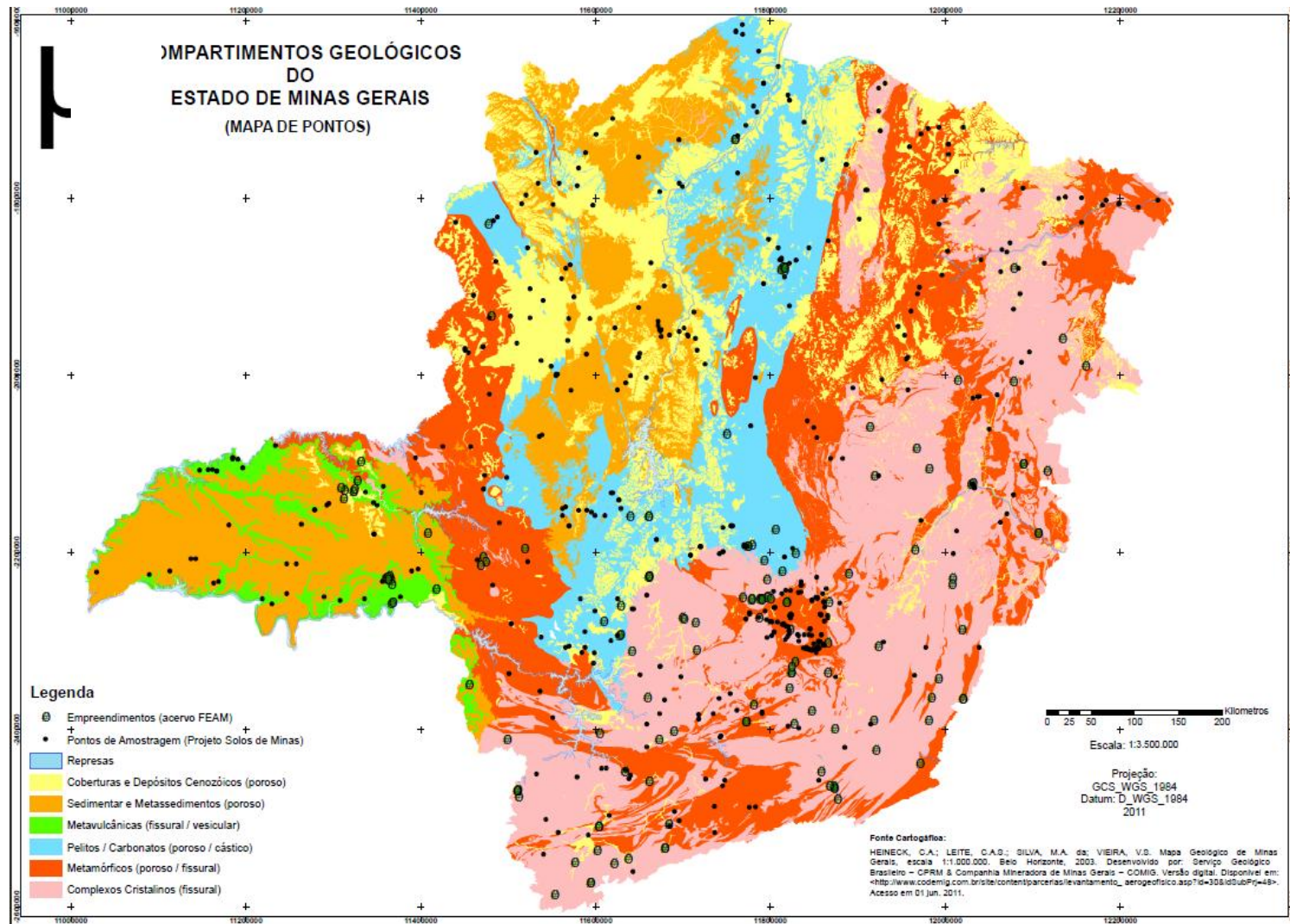
#### **3.1. Parâmetros do meio físico**

A compartimentação da geologia consistiu no agrupamento de diversas unidades geológicas com características semelhantes. Estas características podem ser geomorfológicas, estruturais e estratigráficas, entre outras. Para as derivações dos valores de investigação, os compartimentos geológicos definidos foram divididos em três grupos com características semelhantes. Os grupos formados foram:

1) Coberturas e Depósitos Cenozóicos (poroso), Sedimentar e Metassedimentos (poroso); 2) Metavulcânicas (fissural/vesicular); Carbonatos/Pelitos (cárstico/poroso) e Metamórfico (poroso/fissural) e; 3) Complexos Cristalinos (fissural).

A Figura 7 apresenta o mapa de compartimentos geológicos do Estado de Minas Gerais com a localização das áreas utilizadas neste trabalho para a coleta dos dados do meio físico.

O levantamento dos dados do meio físico no banco de dados da Fundação Estadual de Meio Ambiente resultou em 147 áreas contaminadas no Estado de Minas Gerais com informações que possuíam informações que poderiam ser utilizadas nos cálculos do modelo de Avaliação de Risco à Saúde Humana. Além destas áreas, foram utilizados os dados do Projeto Solos de Minas para os parâmetros de densidade e fração de carbono orgânico, que totalizam 445 amostras. Dessa maneira, este estudo teve um total de 592 pontos amostrais distribuídos em todo o território mineiro que continham informações necessárias para o desenvolvimento deste estudo.



**Figura 7 – Mapa de compartimentos geológicos de Minas Gerais (modificado de Heinech et al.,2003)**

O Quadro 5 registra o número de áreas consideradas por compartimento geológico.

**Quadro 5 – Áreas de estudo por compartimento geológico.**

Compartimento Geológico	Número de áreas		
	Áreas contaminadas	Projeto Solos de Minas	Total
Coberturas Cenozóicas, sedimentar e Metassedimentos	20	144	164
Metavulcânicas, carbonatos e metamórfico	49	210	259
Complexos cristalinos	78	91	169
<b>Total</b>	147	445	592

Verifica-se que 27,7% das áreas estão localizados no primeiro compartimento; 43,8% no segundo compartimento e, 28,5%, se localizam no terceiro compartimento.

Os valores médios para os parâmetros levantados de estudos de áreas contaminadas gerenciados pela FEAM e os parâmetros calculados com base nesses são apresentados nos Quadros 6 e 7, respectivamente.

**Quadro 6 – Síntese do levantamento de dados para cada parâmetro.**

Parâmetro	Nº dados	Mínimo	Maximo	Valor adotado (média)
L <sub>gw</sub> – profundidade do nível d'água (cm)	140	30	2200	480
i – gradiente hidráulico	94	0,0002	0,67	0,05
$\theta_T$ - Porosidade total	98	0,14	0,86	0,45
$\theta_{ef}$ - Porosidade efetiva	87	0,01	0,71	0,20
$\rho_s$ - Densidade do solo (g cm <sup>-3</sup> )	445	1,56	1,77	1,6
F <sub>oc</sub> – fração de carbono orgânico (g g <sup>-1</sup> )	445	0,001	0,032	0,0027

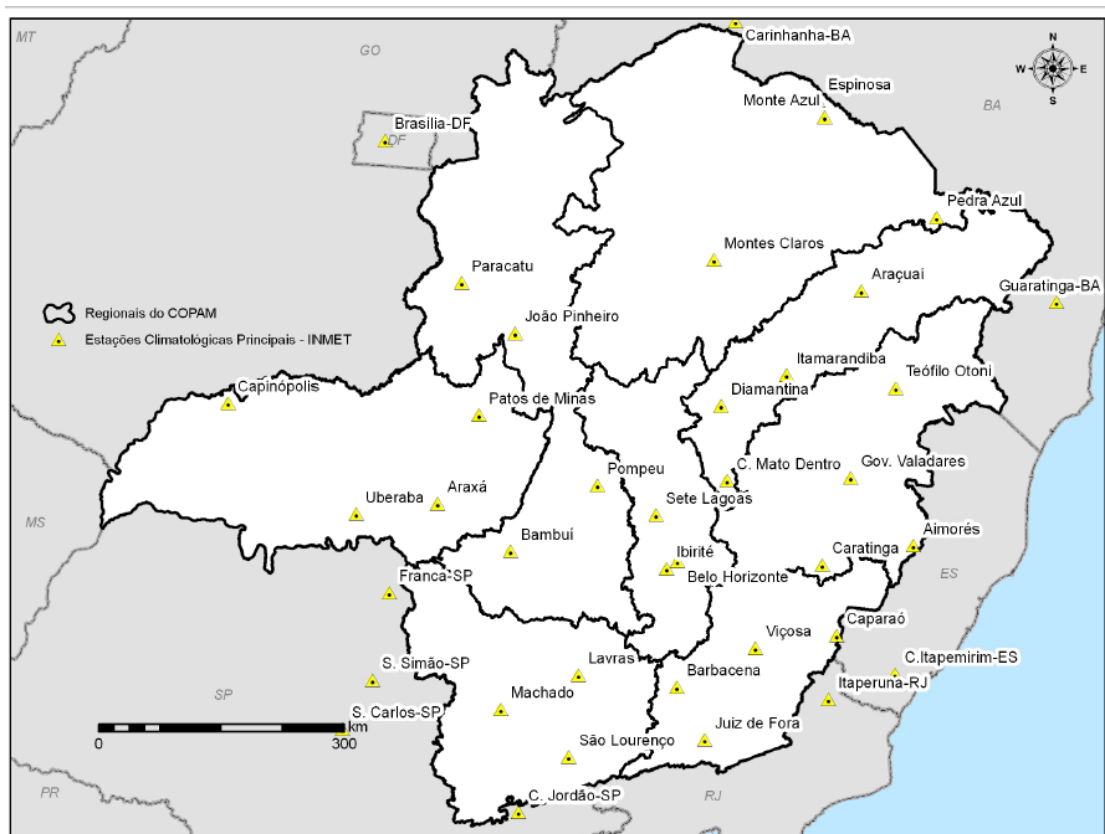
### Quadro 7 – Parâmetros calculados do meio físico.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Valor adotado (média)	Equação
Espessura da zona não saturada (cm)	26	2000	463,0	$H_v = L_{gw} - h_{cap}$
Conteúdo volumétrico de água da franja capilar	0,122	0,774	0,404	$\theta_{wcap} = \theta_t \times 0,90$
Conteúdo volumétrico de ar na franja capilar	0,014	0,086	0,045	$\theta_{acap} = \theta_t \times 0,10$
Conteúdo volumétrico de água na zona não saturada	0,053	0,335	0,175	$\theta_{ws} = \theta_t \times 0,39$
Conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada	0,083	0,525	0,274	$\theta_{as} = \theta_t - \theta_{ws}$
Velocidade de Darcy (cm dia <sup>-1</sup> )	0,002	7,524	0,503	$U_{gw} = Kxi$
Velocidade de escoamento (cm dia <sup>-1</sup> )	0,002	65,26	3,503	$V_s = U_{gw}/\theta_{ef}$

Onde:  $H_v$  – espessura da zona não saturada;  $L_{gw}$  - profundidade do nível d'água;  $h_{cap}$  – espessura da franja capilar;  $\theta_{wcap}$  - conteúdo volumétrico de água da franja capilar;  $\theta_{acap}$  - conteúdo volumétrico de ar na franja capilar;  $\theta_{ws}$  - conteúdo volumétrico de água na zona não saturada;  $\theta_{as}$  - Conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada;  $\theta_t$  – porosidade total;  $U_{gw}$  – Velocidade de Darcy;  $K$  – condutividade hidráulica;  $i$  – gradiente hidráulico;  $V_s$  – velocidade de escoamento;  $\theta_{ef}$  - porosidade efetiva.

Os valores médios obtidos para o parâmetro condutividade hidráulica foram muito discrepantes em relação ao verificado na literatura. Portanto, para este trabalho foi considerado o valor adotado por CETESB (2009) de 11,23 cm dia<sup>-1</sup>.

A taxa de infiltração (I) foi calculada com base em dados de precipitação (P) e evapotranspiração real (ETR) compilados do Zoneamento Ecológico Econômico de Minas Gerais (ZEE, 2008). O Zoneamento utilizou dados mensais dos elementos climáticos de 39 Estações Climatológicas Principais pertencentes à rede nacional de observações meteorológicas de superfície do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Estas estações encontram-se distribuídas no território do Estado de Minas Gerais e Estados circunvizinhos (Figura 8).



**Figura 8 – Localização das 39 Estações Climatológicas Principais do INMET utilizadas para calcular a taxa de infiltração no solo do Estado de Minas Gerais (ZEE, 2008).**

Com base nos dados, os valores de precipitação (P) e evapotranspiração real (ETR) foram inseridos na equação do balanço hídrico ( $I=P-ETR$ ), sendo que o valor de precipitação adotado foi de  $146,6 \text{ cm ano}^{-1}$  e evapotranspiração de  $102,6 \text{ cm ano}^{-1}$ . A taxa de infiltração adotada no presente estudo foi de  $44 \text{ cm ano}^{-1}$ , enquanto que a taxa de infiltração utilizada por CETESB (2009) é de  $66,1 \text{ cm ano}^{-1}$  e a adotada pela ASTM (1995) é de  $30 \text{ cm ano}^{-1}$ . Uma taxa de infiltração maior irá determinar uma lixiviação maior do solo para água subterrânea, logo um valor de investigação maior.

Parâmetros adicionais do meio físico para o cálculo dos valores de investigação foram extraídos de trabalhos da ASTM (2001), Maximiano (2001), ASTM (2002), CETESB (2009), devido à falta de estudos disponíveis para as condições do Estado de Minas Gerais. Os valores adotados são apresentados no Quadro 8.

**Quadro 8 – Valores dos parâmetros do meio físico adotados a partir de fontes bibliográficas.**

Parâmetro	Valor adotado	Unidade	Fonte
Ab - Área das fundações	200000	cm <sup>2</sup>	CETESB, 2009
Lb - Pé direito	250	cm	CETESB, 2009
Lcrk – Espessura das fundações/paredes de construções	10	cm	CETESB, 2009
Π - Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes	0,01	-	ASTM, 2001
Θacrk - Conteúdo volumétrico de ar nas fundações/paredes	0,2745	-	Maximiano, 2001
Θwcrk - Conteúdo volumétrico de água nas fundações/paredes	0,1755	-	Maximiano, 2001
Xcrk - Perímetro das fundações	1788,85	cm	CETESB, 2009
Zcrk- Profundidade da base das fundações	10	cm	CETESB, 2009
ER - Razão de troca de ar em espaços fechados	1,39 x10 <sup>-4</sup>	1 seg <sup>-1</sup>	ASTM, 2001
Pa - Taxa de emissão de partículas	6,90 x10 <sup>-14</sup>	g cm <sup>-2</sup> seg <sup>-1</sup>	ASTM, 2001
t - Tempo médio do fluxo de vapor a partir da fonte	9,48 x10 <sup>-8</sup>	anos	ASTM, 2001
Uar - Velocidade do ar na zona de respiração	100	cm s <sup>-1</sup>	ASTM, 2001
δar - Altura da zona de mistura do ar em ambiente aberto	200	cm	ASTM, 2001
Kv - Permeabilidade do Solo ao Vapor	1,0, x10 <sup>-6</sup>	cm <sup>2</sup>	CETESB, 2009
Ls - Espessura do Solo Superficial Impactado	100	cm	ASTM, 2002
Lss - Profundidade do Topo da Fonte no solo subsuperficial	100	cm	ASTM, 2002
Dss – Espessura do Solo Subsuperficial Impactado	345	cm	ASTM, 2002
A - Área da Fonte (Emissão de Vapores e Solo Impactado)	20250000	cm <sup>2</sup>	CETESB, 2009
Sd - Espessura da Fonte na Água Subterrânea	200	cm	ASTM, 2002
Sw - Largura da Fonte na Água Subterrânea	4500	cm	CETESB, 2009
Wss - Largura da área fonte no solo subsuperficial	4500	cm	ASTM, 2002
Ws - Largura da área fonte no solo superficial	4500	cm	ASTM, 2002
Hcap - Espessura da Franja Capilar	5	cm <sup>2</sup>	ASTM, 2001
T – Temperatura da Água Subterrânea	298	K	CETESB, 2009
Ww - Largura da área fonte na direção paralela ao fluxo da água subterrânea	4500	cm	CETESB, 2009
X - Distância entre a área fonte na água subterrânea e o ponto de exposição	4500	cm	CETESB, 2009
ax - Dispersividade Longitudinal	4,50	m	CETESB, 2009
ay - Dispersividade Transversal	1,49	m	CETESB, 2009
az - Dispersividade Vertical	0,23	m	CETESB, 2009
Δgw - Espessura da pluma dissolvida na água subterrânea	200	cm	ASTM, 2002
dp - Gradiente de Pressão	0	g cm <sup>-2</sup> seg <sup>-1</sup>	CETESB, 2009
μar - Viscosidade do Ar	1,81 x10 <sup>-4</sup>	g cm <sup>-2</sup> seg <sup>-1</sup>	CETESB, 2009
R - Constante Universal dos Gases	0,082	L atm K <sup>-1</sup> mol <sup>-1</sup>	ASTM, 2002

### 3.2. Parâmetros exposicionais

As variáveis relacionadas à população e tempo de permanência na área contaminada foram quantificadas, tanto para adultos quanto para crianças, nos três cenários de uso e ocupação de solo definidos para o Estado de Minas Gerais (agrícola, residencial e industrial). O receptor criança não foi considerado no cenário industrial. Dessa maneira, foi fundamental a definição de uma faixa etária para adultos e crianças. A definição de uma faixa etária para adultos deve ser baseada na expectativa de vida da população do país. De acordo com Ferguson *et al.* (1998) Holanda, França, Itália e Bélgica consideram como crianças a população na faixa etária entre 0 a 6 anos e como adultos a população na faixa etária entre 6 e 70 anos, enquanto a Dinamarca adota a faixa de 1 a 3 para crianças e 20 a 60 para adultos e a Espanha adota a faixa de 0 a 6 para crianças e 7 a 70 para adultos. A U.S.EPA (2001a) considera como adultos a população na faixa etária entre 20 a 70 anos, enquanto Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA, 2002) adota a faixa entre 16 e 59 anos. CETESB (2009) utilizou para crianças a faixa etária de 0 a 6 e adultos de 6 a 72 anos.

A expectativa de vida de um indivíduo é um parâmetro importante a ser considerado em uma Avaliação de Risco à Saúde Humana. Quando se trata de risco a compostos cancerígenos, a estimativa do tempo dos efeitos adversos à saúde é a duração da vida do indivíduo. Como este parâmetro é utilizado no denominador das equações utilizadas na metodologia de avaliação de risco a saúde humana, um maior tempo de vida resulta em estimativa de risco maior (EPA, 1997).

Segundo dados mais recentes publicados pelo IBGE (2010) a expectativa de vida média do brasileiro é de 72 anos. Para o Estado de Minas Gerais a expectativa de vida média é de 74,9 anos, sendo de 71,5 para homens e de 78,4 para mulheres.

O valor apresentado para Minas Gerais é superior àquele adotado por CETESB (2009), que utilizou o valor de 72 anos, baseado em estudos disponíveis na época. Para o presente trabalho foi adotado o valor de 75 anos, que representa a expectativa de vida média da população do Estado de Minas Gerais.

A idade para definir um indivíduo como criança foi baseada em IBGE (2010) que estabelece a primeira infância de 0 a 6 anos. Dessa maneira, para este estudo foram consideradas como crianças a população na faixa etária entre 0 a 6 anos e como adultos a população na faixa etária de 6 a 75 anos.

O parâmetro “duração da exposição” define o período que o ser humano está exposto a contaminantes por uma ou várias vias de exposição, devendo ser calculado para cada cenário de uso e ocupação de solo. A duração da exposição na área contaminada, para o cenário agrícola foi obtido admitindo-se a expectativa média de vida de 75 anos (IBGE, 2010), sendo dividido em 75 anos como adulto e 6 anos como criança.

No cenário residencial, o tempo médio de permanência no mesmo local é de 30 anos para adultos e 6 anos para crianças (EPA, 1989a) e no cenário industrial admitiu-se 25 anos para adultos, que corresponde ao tempo de aposentadoria em atividades insalubres/perigosas no Brasil, o qual também é adotado pela EPA (1989).

Em relação ao tempo médio para efeitos carcinogênicos, foi considerado para todos os cenários a expectativa de vida do indivíduo de 75 anos ou 27.375 dias. Isto porque, os danos causados por uma exposição a um contaminante com efeitos carcinogênicos podem ser adquiridos em qualquer momento da vida.

Para efeitos não carcinogênicos, o tempo médio difere de acordo com o cenário avaliado e com o receptor, de acordo com a duração de exposição, conforme apresentado no Quadro 9.

**Quadro 9 – Tempo médio para efeitos não carcinogênicos em anos e dias.**

Período	Cenário				
	Agrícola		Residencial	Industrial	
	Criança	Adulto	Criança	Adulto	Adulto
Anos	6	75	6	30	25
Dias	2.190	27375	2.190	10.950	9.125

### 3.2.1. Massa Corpórea

Os dados de massa corpórea para adultos e crianças são obtidos a partir das informações coletadas no censo de cada país. Os dados mais utilizados internacionalmente foram publicados pela *National Center for Health Statistics* (NCHS) em 1987 (EPA, 1997), que os utilizou em sua metodologia de Avaliação de Risco à Saúde Humana. A Organização Mundial de Saúde (WHO) utiliza estes dados em suas pesquisas, assim como o Sistema Único de Saúde no Brasil para avaliar o desenvolvimento corpóreo da população.

A Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009: Antropometria e Estado Nutricional de Crianças, Adolescentes e Adultos no Brasil (IGBE, 2010), realizado com

base no censo de 2000, apresenta medidas antropométricas para a população infantil e adulta destacando-se os resultados relativos ao peso e altura.

Esses dados são disponíveis para ambos os sexos e também em função da origem domiciliar (urbana ou rural) para as informações relativas à população brasileira e da região sudeste; porém não se dispõe destes dados para cada Estado Federativo. IBGE (2010) apresenta algumas limitações importantes, como não fornecer informações para a população feminina considerando as condições de não gestante e não lactantes, gestantes e as lactantes. Estes dados são importantes visto que mulheres grávidas são receptores mais sensíveis em um cenário de avaliação de risco.

Para o levantamento dos dados de massa corpórea, foi adotada a faixa etária para crianças de 0 a 6 anos e para adultos de 20 a 75 anos. A faixa etária para adultos foi definida com base nos estudos da RIVM (2001a) e EPA (2001b). Para estudos mais específicos, outras faixas etárias para crianças e adultos podem ser definidas para melhor caracterização da população afetada.

No estudo realizado por IBGE (2010), os dados disponibilizados para os Estados da Federação são referentes apenas à população urbana, não sendo possível uma avaliação dos dados referentes à população mineira da área rural.

Para este trabalho, foram adotados os valores da região sudeste para o parâmetro massa corpórea, visto que Minas Gerais não possui valores diferenciados para os cenários urbano e rural. A distribuição da massa corpórea para a região sudeste é apresentada no Quadro 10.

**Quadro 10 – Distribuição da massa corpórea (kg) da população da região sudeste por faixa etária, sexo e domicílio (IBGE, 2010).**

Idade (anos)	Total			Urbano			Rural		
	M	F	Média	M	F	Média	M	F	Média
Menos de 1 ano	8,3	7,4	7,9	8,3	7,5	7,9	8,5	7,2	7,9
1 anos	11,9	11,0	11,5	11,9	11,1	11,5	11,4	10,3	10,9
2 anos	14,2	13,6	13,9	14,3	13,6	14,0	13,6	13,9	13,8
3 anos	16,1	15,9	16,0	16,1	16,0	16,1	16,2	14,8	15,5
4 anos	18,7	18,3	18,5	18,8	18,4	18,6	17,0	17,1	17,1
5 anos	20,9	20,7	20,8	21,0	20,6	20,8	19,1	20,7	19,9
6 anos	22,6	22,7	22,7	22,6	22,7	22,7	23,0	22,7	22,9
7 anos	26,1	25,9	26,0	26,7	25,9	26,3	24,7	24,9	24,8
8 anos	28,1	28,5	28,3	28,0	28,6	28,3	28,6	26,3	27,5
9 anos	32,9	33,8	33,4	32,9	33,8	33,4	33,4	33,7	33,6
10 anos	34,5	36,4	35,5	34,9	37,0	36,0	31,5	30,9	31,2
11 anos	38,0	40,5	39,3	38,1	40,7	39,4	37,3	38,5	37,9
12 anos	43,2	46,0	44,6	43,1	46,1	44,6	43,2	45,5	44,4
13 anos	49,0	48,9	49,0	49,3	48,7	49,0	46,4	49,6	48,0
14 anos	54,4	51,4	52,9	54,4	51,4	52,9	54,2	51,5	52,9
15 anos	58,6	54,3	56,5	58,7	54,8	56,8	58,2	53,1	55,7
16 anos	61,6	53,8	57,7	62,0	54,0	58,0	58,4	52,4	55,4
17 anos	64,4	55,4	59,9	64,3	55,6	60,0	65,2	54,3	59,8
18 anos	65,4	56,7	61,1	65,5	55,6	60,6	64,2	57,4	60,8
19 anos	67,8	58,1	63,0	67,9	58,2	63,1	66,0	58,1	62,1
20 a 24 anos	70,9	58,3	64,6	71,0	58,3	64,7	68,6	59,0	63,8
25 a 29 anos	74,3	61,4	67,9	74,4	61,4	67,9	71,4	60,7	66,1
30 a 34 anos	76,3	62,4	69,4	76,8	62,5	69,7	72,2	61,3	66,8
35 a 44 anos	76,6	64,3	70,5	76,6	64,2	70,4	73,1	65,4	69,3
45 a 54 anos	76,1	65,5	70,8	76,6	65,6	71,1	70,7	65,1	67,9
55 a 64 anos	74,2	66,1	70,2	75,1	66,2	70,7	69,4	64,2	66,8
65 a 74 anos	72,0	63,8	67,9	72,7	64,0	68,4	67,4	60,8	64,1
75 e mais	68,7	60,3	64,5	69,7	60,9	65,3	62,6	56,2	59,4

(M): Masculino; (F): Feminino

Quando se compara a média da faixa etária de 0 a 6 anos, verifica-se que para as crianças da região sudeste, a massa corpórea dos meninos é maior que as das meninas em todas as faixas etárias, exceto para a zona rural dos 4 a 5 anos, sendo que em diversas idades os pesos são muito similares. A maior taxa de aumento de peso para as crianças é verificada na faixa etária entre 10 a 14 anos.

A faixa etária até 6 anos é fundamental para o desenvolvimento físico, pois é o período em que a criança está em formação. É também, a faixa que diversas instituições internacionais como EPA (2001b), CLEA (2002) e RIVM (2001b), adotam ao estabelecer os valores de referência para solo e águas subterrâneas, via a metodologia de

Avaliação do Risco. Considerando a média entre meninas e meninos na faixa etária entre 0 a 6 anos, o peso para as crianças da região sudeste é de 15 kg para o cenário rural e 16 kg para o cenário residencial.

Em relação à população adulta, se verifica que o sexo masculino apresenta em todas as faixas etárias peso superior ao sexo feminino. Acima de 55 anos, a massa corpórea tem uma tendência a diminuir, constituindo em uma população mais sensível.

A população masculina rural não ultrapassa os 74 kg, sendo o maior peso na faixa etária de 35 a 44 anos. Já a urbana tem o maior peso na faixa etária de 30 a 34 anos, 76,8 kg. No caso do sexo feminino a diferença entre a população rural e urbana é menos acentuada.

Com base na expectativa média do brasileiro de 72 anos, pode se observar que os valores médios da massa corpórea para as populações urbana e rural são de 71,3 e 62 kg, respectivamente, demonstrando que a população urbana tem peso superior ao da população rural.

Os dados para a massa corpórea da região sudeste indicam um diferença importante entre a população urbana e rural. O modelo de Avaliação de Risco à Saúde Humana adotado neste trabalho preconiza os cenários agrícola, residencial e industrial, que podem sofrer influência por esta diferença de peso da população.

Assim, para o cenário residencial foram considerados os dados obtidos para a região sudeste nos domicílios urbanos e para o cenário agrícola a massa corpórea foi definida com base nos dados dos domicílios rurais. Para o cenário industrial, foi considerado que estas regiões se concentram em áreas urbanizadas, sendo utilizados os valores do cenário residencial.

Considerando a média da população adulta, para este trabalho é utilizado a massa corpórea de 66 kg para o cenário agrícola e 69 kg para o cenário residencial e industrial.

A título ilustrativo é apresentado no Quadro 11 uma comparação da média da região sudeste utilizada neste trabalho com a média nacional.

**Quadro 11 – Comparação da massa corpórea (kg) por faixa etária entre as populações da região sudeste e a população brasileira (IBGE, 2010).**

Idade (anos)	Região	
	Sudeste	Brasil
Menos de 1 ano	7,9	7,8
1 anos	11,5	11,2
2 anos	13,9	13,7
3 anos	16,0	15,7
4 anos	18,5	17,8
5 anos	20,8	19,8
6 anos	22,7	22,2
7 anos	26,0	25,0
8 anos	28,3	27,7
9 anos	33,4	31,7
10 anos	35,5	33,9
11 anos	39,3	38,2
12 anos	44,6	43,1
13 anos	49,0	47,7
14 anos	52,9	51,2
15 anos	56,5	54,8
16 anos	57,7	56,7
17 anos	59,9	58,6
18 anos	61,1	60,4
19 anos	63,0	61,1
20 a 24 anos	64,6	63,6
25 a 29 anos	67,9	66,6
30 a 34 anos	69,4	68,1
35 a 44 anos	70,5	69,2
45 a 54 anos	70,8	69,9
55 a 64 anos	70,2	69,2
65 a 74 anos	67,9	66,9
75 e mais	64,5	63,0

### 3.2.2. Área Superficial da Pele disponível para contato

O parâmetro Área Superficial da Pele disponível para contato (SA) reflete a área da superfície da pele de um indivíduo que está exposta a um determinado contaminante e é utilizado para avaliar a exposição de um receptor por contato dérmico. Este parâmetro é utilizado na equação da via de exposição de contato dérmico com o solo.

Segundo CLEA (2002) e EPA (1997) existem várias equações matemáticas para estimar a superfície corpórea. Um dos estudos mais relevantes foi desenvolvido pelo *Internacional Commission on Radiological Protection (ICRP)* em 1975, que utiliza a

expressão matemática desenvolvida por Costeff (1966), citado por EPA (1997) onde a Superfície Corpórea (SA) pode ser estimada pela seguinte equação:

$$SA = \frac{(4BW+7)}{(BW+90)} \quad (\text{eq. 3.2.2.1})$$

Onde:

SA = Superfície Corpórea (m<sup>2</sup>)

BW = Massa Corpórea (kg)

Em função da via de exposição e do cenário avaliado, o contato dérmico pode estar associado à superfície corpórea total ou a partes do corpo. EPA (1997) apresenta percentuais da superfície corpórea total que permitem a estimativa da superfície corpórea parcial (Quadro 12).

**Quadro 12 – Valores médios percentuais da superfície corpórea total para adultos propostos por EPA (1997) para estimativa das superfícies corpóreas parciais.**

Parte do Corpo		Homens	Mulheres
		-----%-----	
Cabeça		7,8	7,1
Tronco		35,9	34,8
Braços		14,1	14,0
	Parte superior	7,4	-
	Parte Inferior	5,9	-
Mãos		5,2	5,1
Pernas		31,2	32,4
	Parte superior	18,4	19,5
	Parte Inferior	12,8	12,8
Pés		7,0	6,5

Os dados acima são resultantes de diversos trabalhos realizados em diferentes períodos com a população americana e são utilizados por diversos países, como por exemplo, o Canadá (CCME 2005). Ressaltamos que, observando o quadro 12, a somatória das partes dos braços não é igual ao valor total do braço como seria esperado. Essa diferença pode ser associada ao fato que os valores acima são resultantes de diferentes trabalhos e de números diferentes de observação realizados e que foram compilados por EPA (1997) para consolidar essa informação.

Para o cenário residencial e agrícola, o adulto veste-se com roupas leves (bermuda e camiseta) e sandálias ou tênis. Para estes cenários foram considerados a cabeça, braços, mãos e pernas. Para crianças, considerando também o uso de roupas leves e acrescentando o fato que, frequentemente, ficam descalças, foram incluídos os pés.

No cenário industrial, considera-se a possibilidade de contaminação durante o desenvolvimento das atividades rotineiras. No Brasil, a Norma Regulamentadora Número 6, emitida pelo Ministério do Trabalho e Emprego (MTE) em 2001, estabelece em seu Parágrafo 6.3, que as empresas são obrigadas a fornecer aos empregados, EPIs (equipamento de proteção individual) adequado ao risco (MET, 2001).

O uso dos EPIs é obrigatório nas áreas de produção e os empregados usam independente do ambiente interno ou externo. Dessa maneira, as partes potencialmente expostas no ambiente industrial são a face, a parte inferior do braço e as mãos.

Para a população do Estado de Minas Gerais no cenário agrícola e residencial, os valores do parâmetro área superficial da pele disponível para contato foram calculados com base na média da massa corpórea da população rural e urbana da região sudeste respectivamente. Para o cenário industrial foram considerados os valores utilizados para o cenário residencial considerando que a origem da população industrial seja prioritariamente urbana.

Utilizando os valores médios dos Quadros 10 e 12, foram estimadas as superfícies corpóreas parciais disponíveis para o contato dérmico nos diferentes cenários (Quadro 13).

**Quadro 13 – Estimativas para superfície corpórea parcial (cm<sup>2</sup>) durante contato dérmico em função do cenário de exposição e receptor adulto e criança.**

Cenário	Criança	Adulto
Agrícola	5348,20	10.040,40
Residencial	5485,50	10.308,30
Industrial	-	3.324,40

### 3.2.3. Ingestão de vegetais

O tempo de exposição para consumo de vegetais foi o mesmo considerado para as outras vias de ingresso com base em dados do IBGE (2010), assim como os

parâmetros “tempo médio para efeitos carcinogênicos” e “tempo médio para efeitos não carcinogênicos”, conforme apresentado no Quadro 14.

**Quadro 14 – Parâmetros de exposição para a via de ingestão de vegetais em anos e dias.**

Parâmetro	Agrícola		Residencial	
	Criança	Adulto	Criança	Adulto
ED – Duração da exposição em anos	6	75	6	30
ATc <sub>veg</sub> - Tempo médio para efeitos carcinogênicos em anos	6	75	6	30
ATnc <sub>veg</sub> - Tempo médio para efeitos carcinogênicos em dias	2.190	27.375	2.190	10.950

A frequência de exposição para consumo de vegetais levou em consideração o período de todo o ano (350 dias) para o cenário residencial e rural. Esta via não foi considerada para o cenário industrial.

Para a definição dos parâmetros de taxa de ingestão de vegetais, os grupos de vegetais considerados representativos para a região Sudeste foram “hortaliças folhosas e florais e frutas tropicais” para o consumo de folhas e frutos e “hortaliças tuberosas” para o consumo de tubérculos. Os dados de consumo foram obtidos para os domicílios rural e urbano da região sudeste, com base nos dados de IBGE (2004). Os valores para estes grupos são apresentados nos Quadros 15 e 16.

**Quadro 15 – Aquisição alimentar per capita anual de hortaliças folhosas e florais e frutas tropicais (folhas e frutos) para a região Sudeste nos cenários urbano e rural (kg).**

Alimento	Urbano	Rural	
	-----Kg-----		
<b>Hortaliças folhosas e florais</b>	Acelga	0,128	0,045
	Agrião	0,207	0,002
	Alface	0,640	0,146
	Cheiro-verde	0,049	0,08
	Couve	0,065	0,015
	Couve-brocólis	0,213	0,011
	Couve-flor	0,300	0,066
	Repolho	1,001	0,626
	Outras	0,116	0,015
	<b>Total</b>	<b>2,719</b>	<b>1,006</b>
<b>Hortaliças frutosas</b>	Abóbora	1,163	2,151
	Abobrinha	0,611	0,666
	Berinjela	0,407	0,100
	Cebola	3,537	2,818
	Chuchu	1,065	1,079
	Jiló	0,325	0,418
	Maxixe	0,076	0,187
	Pepino fresco	0,473	0,379
	Pimentão	0,578	0,405
	Quiabo	0,426	1,262
	Tomate	5,720	3,280
	Vagem	0,354	0,101
	Outras	0,486	0,202
	<b>Total</b>	<b>15,221</b>	<b>13,047</b>
	<b>Frutas de clima tropical</b>	Abacate	0,333
Abacaxi		0,933	0,402
Acerola		0,020	0,174
Banana-d'água		2,869	1,849
Banana-da-terra		0,136	0,610
Banana-maçã		0,331	0,392
Banana-ouro		0,013	0,093
Banana-prata		2,963	2,303
Outras bananas		1,438	1,905
Goiaba		0,217	0,147
Laranja-baía		0,055	0,180
Laranja-lima		0,470	0,272
Laranja-pêra		3,092	1,040
Laranja-seleta		0,180	0,767
Outras laranjas		2,008	1,222
Limão comum		0,842	0,454
Mamão		2,514	1,163
Manga		0,990	0,775
Maracujá		0,367	0,305
Melancia		2,247	0,889
Melão		0,423	0,027
Tangerina		1,616	2,150
Outras		0,418	0,918
<b>Total</b>	<b>24,476</b>	<b>18,408</b>	

**Quadro 16 – Aquisição alimentar per capita anual de hortaliças tuberosas (tubérculos) para a região Sudeste nos cenários urbano e rural (kg).**

Alimento	Urbano	Rural
	-----Kg-----	
Alho	0,573	0,765
Batata-aipo	0,095	0,035
Batata-baroa	0,092	0,063
Batata-doce	0,381	0,426
Batata-inglesa	6,022	6,719
Batata não-especificada	2,095	1,068
<b>Hortaliças tuberosas e outras</b>		
Beterraba	0,453	0,332
Cará	0,115	0,059
Cenoura	2,157	1,354
Inhame	0,285	0,665
Mandioca	0,945	8,911
Outras	0,704	0,131
<b>Total</b>	<b>13,918</b>	<b>20,528</b>

Os valores apresentados nos Quadros 15 e 16 foram utilizados para quantificar o consumo de vegetais para adultos nos cenários rural e urbano. Para a quantificação do consumo para o receptor criança foi realizada uma estimativa com base no consumo de adultos. De acordo com EPA (1989), uma criança consome 75% do consumo de vegetais de um adulto. Para CETESB (2001), a relação utilizada é de 40% para culturas foliáceas e 30% para culturas tuberosas.

Para este trabalho foi utilizada a recomendação de CETESB (2001), sendo o consumo estimado de 0,0114 kg dia<sup>-1</sup> para tubérculos e 0,046 kg dia<sup>-1</sup> para folhas e frutas no cenário residencial e 0,017 kg dia<sup>-1</sup> para tubérculos e 0,037 kg dia<sup>-1</sup> para folhas e frutas no cenário rural.

Os valores para a taxa de ingestão de culturas foliáceas/estruturais caseiras e para a taxa de ingestão de culturas tuberosas caseiras para os receptores adultos e crianças nos cenários residencial, industrial e rural são apresentados no Quadro 17.

**Quadro 17 – Aquisição alimentar per capita anual de culturas foliáceas e tuberosas para os cenários rural e residencial para os receptores criança e adulto (kg dia-1).**

Cenário	Criança		Adulto	
	Folhas	Raízes	Folhas	Raízes
<b>Rural</b>	0,037	0,017	0,093	0,056
<b>Residencial</b>	0,046	0,0114	0,116	0,038

Os valores levantados na Pesquisa de Orçamento Familiares: 2002 – 2003 – Aquisição Alimentar Domiciliar Per Capita (IBGE, 2004) são referentes ao consumo *per capita* da população brasileira não havendo informações sobre qual percentual destes valores são cultivados no local do consumo (área contaminada). Para tanto é necessário definir qual a fração de consumo de vegetais provenientes da área contaminada que será utilizada em cada cenário de exposição, que representa a variável Fração Ingerida da Fonte de Contaminação ( $FI_{veg}$ ).

Na derivação dos valores de investigação para o cenário rural foi considerado a fração de 25% e para o cenário residencial 10%.

#### **3.2.4. Parâmetros exposicionais adicionais**

Parâmetros exposicionais adicionais para o cálculo dos valores de investigação foram extraídos de trabalhos da EPA, CETESB e RIVM, devido à falta de estudos disponíveis para as condições do Estado de Minas Gerais. Os valores adotados são apresentados no Quadro 18.

**Quadro 18 – Valores dos parâmetros exposicionais adicionais.**

Parâmetro	Unidade	Rural		Residencial		Industrial	Referência
		C	A	C	A	A	
TE para inalação de partículas e vapores do solo superficial	horas dia <sup>-1</sup>	8	8	4	2	8	CETESB,2009
TE para inalação em ambientes abertos	horas dia <sup>-1</sup>	8	8	8	8	8	CETESB,2009
TE para inalação em ambientes fechados	horas dia <sup>-1</sup>	16	16	16	16	8	CETESB,2009
FE para contato dérmico com solo superficial	dias ano <sup>-1</sup>	350	350	350	350	290	CETESB,2009
FE para recreação	dias ano <sup>-1</sup>	104	104	104	104	0	CETESB,2009
TI de solo	mg dia <sup>-1</sup>	200	100	200	100	50	CETESB, 2009
TI diária em ambientes fechados	m <sup>3</sup> hora <sup>-1</sup>	0,62	0,95	0,62	0,95	1,2	CETESB, 2009
TI diária em ambientes abertos	m <sup>3</sup> hora <sup>-1</sup>	0,78	1,2	0,78	1,2	1,2	CETESB, 2009
TI diária de água	L dia <sup>-1</sup>	1	2	1	2	1	CETESB, 2009
Fator de aderência do solo na pele	mg cm <sup>-2</sup>	0,2	0,07	0,2	0,07	0,2	CETESB, 2009
Constante de deposição de partículas nas folhas vegetais	-	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	RIVM,2007
Fator de conversão de peso em base seca para base úmida para raízes	-	5,99	5,99	5,99	5,99	5,99	RIVM,2007
Fator de conversão de peso em base seca para base úmida para cultura foliáceas	-	10,2	10,2	10,2	10,2	10,2	RIVM,2007
Teor de umidade nas folhas da planta	g g <sup>-1</sup>	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	Trapp e Matteis, 1995
Conteúdo lipídico na planta foliácea	g g <sup>-1</sup>	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	Trapp e Matteis, 1995
Expoente de correção para diferenças entre lipídios da planta e octanol	-	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	Trapp e Matteis, 1995
Volume foliar	m <sup>3</sup>	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	Trapp e Matteis, 1995
Condutividade	m dia <sup>-1</sup>	86,4	86,4	86,4	86,4	86,4	Trapp e Matteis, 1995
Área foliar	m <sup>2</sup>	5	5	5	5	5	Trapp e Matteis, 1995
Fração de volume no solo	-	0,54	0,54	0,54	0,54	0,54	CETESB, 2001
Temperatura	K	298	298	298	298	298	Trapp e Matteis, 1995
Fração de volume na água		0,179	0,179	0,179	0,179	0,179	CETESB, 2001
Fração do volume no ar		0,281	0,281	0,281	0,281	0,281	CETESB, 2001
Fluxo de transpiração	L dia <sup>-1</sup>	1	1	1	1	1	Trapp, 2002
Densidade do tecido da planta	kg m <sup>-3</sup>	800	800	800	800	800	RIVM, 2004
Razão de base seca para base úmida em culturas foliáceas	kg dw/kg fw	0,098	0,098	0,098	0,098	0,098	CETESB, 2001
Teor de umidade nas raízes	gm gm <sup>-1</sup>	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	RIVM, 2004
Conteúdo lipídico na raiz	gm gm <sup>-1</sup>	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	RIVM, 2004
Correção da densidade	-	1,22	1,22	1,22	1,22	1,22	Trapp, 2002
Fator empírico	-	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	RIVM, 2004
Volume radicular	L	1	1	1	1	1	Trapp, 2002
Constante de primeira ordem da taxa de crescimento	L dia <sup>-1</sup>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	Trapp, 2002

Onde: (TE): Tempo de exposição; (FE): Frequência de exposição; (TI): Taxa de inalação; (C): Criança; (A): Adulto

### 3.3. Dados de toxicidade e propriedades físico-químicas dos compostos de interesse

Para a derivação dos valores de investigação são apresentados nos Quadros 19 a 20, os parâmetros físico-químicos e toxicológicos que foram utilizados nos cálculos. Os parâmetros toxicológicos foram levantados do banco de dados *Integrated Risk Information System* (IRIS) acessado pelo site <http://www.epa.gov/IRIS>.

**Quadro 19 – Parâmetros físico-químicos das substâncias químicas.**

Elemento	PM (g mol <sup>-1</sup> )	Constante Adimensional de Henry	Densidade (g cm <sup>-3</sup> )	Solubilidade (mg L <sup>-1</sup> )	Difusividade no ar (cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> )	Difusividade na água (cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> )	Kd (L kg <sup>-1</sup> )	FBC para Metais (raiz)	FBC para Metais (folhas)
Antimônio	124,78	-	6,68	0	-	-	85	0,6	0,9
Arsênio	74,92	-	5,75	0	-	-	980	0,015	0,03
Bário	137,33	-	3,62	0	-	-	60	0,005	0,1
Cádmio	112,41	--	8,69	0	-	-	223	0,15	0,37
Chumbo	207,2	-	11,3	0	-	-	2131	0,001	0,03
Cobalto	58,93	-	8,86	0	-	-	85	0,015	0,03
Cobre	63,55	-	8,90	0	-	-	807	0,1	0,1
Mercúrio	200,59	0,47	13,5336	0,06	0,071	0,00003	3300	0,015	0,03
Molibdênio	95,94	-	10,2	0	-	-	20	0,015	0,3
Níquel	58,69	-	8,90	0	-	-	118	0,07	0,1
Prata	107,87	-	10,5	0	-	-	128	0,1	0,4
Zinco	67,41	-	7,134	0	-	-	137	0,1	0,4

Onde: (PM): Peso molar; (Kd): coeficiente de partição solo-água; (FBC): Fator de Bioconcentração.

**Quadro 20 – Dados de toxicidade das substâncias químicas.**

Elemento	Evidência de câncer	Dose de Referência (mg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )			Fator de Carcinogenicidade (mg kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )			ABDGI	ABSd
		RfDo	RfDi	RfDd	Sfo	Sfi	Sfd		
Antimônio	NC	0,0004	-	0,00006	NA	NA	NA	0,15	-
Arsênio	C	0,0003	4,28571 x 10 <sup>-6</sup>	0,0003	1,5	15,05	1,5	1	0,03
Bário	NC	0,2	0,000142857	0,014	NA	NA	NA	0,07	-
Cádmio	C	0,001	2,85714 x 10 <sup>-6</sup>	0,000025	-	14,7	-	0,025	0,001
Chumbo	NC	0,0036	-	0,0036	NA	NA	NA	1	0,001
Cobalto	C	0,0003	1,71429 x 10 <sup>-6</sup>	0,0003	-	31,5	-	1	0,001
Cobre	NC	0,04	-	0,04	NA	NA	NA	1	0,001
Mercúrio	NC	0,00016	8,57143 x 10 <sup>-5</sup>	0,00016	NA	NA	NA	1	0,001
Molibdênio	NC	0,005	-	0,005	NA	NA	NA	1	-
Níquel	C	0,02	2,57143 x 10 <sup>-5</sup>	0,0008	-	0,91	-	0,04	0,001
Prata	NC	0,005	-	0,0002	NA	NA	NA	0,04	0,001
Zinco	NC	0,3	-	0,3	NA	NA	NA	1	0,001

**Onde:** NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; RfDo - dose de referência para ingestão; RfDi - dose de referência para inalação; RfDd - dose de referência para contato dérmico; Sfo - fator de carcinogenicidade para ingestão; Sfi - fator de carcinogenicidade para inalação; Sfd - fator de carcinogenicidade para contato dérmico; ABDGI - fator de absorção relativa oral e; ABSd - fator de absorção relativa dérmica.

### 3.4. Derivações

Com base nos dados físicos, exposicionais e as vias de exposição definidas para o Estado de Minas Gerais, foram calculados os valores de investigação para os elementos: arsênio, bário, cádmio, cobalto, cobre, chumbo, mercúrio, molibdênio, níquel, prata e zinco que constam da lista da Resolução CONAMA 420/2009.

As derivações realizadas por compartimento geológico com valores específicos do meio físico não diferiram estatisticamente dos valores de investigação encontrados com os valores médios do Estado. Desta maneira, só serão apresentados os valores de investigação obtidos a partir dos valores médios.

Os quadros 19 a 27 apresentam os resultados dos valores de investigação obtidos a partir dos valores médios encontrados no Estado para os cenários agrícola, residencial e industrial em relação às três derivações realizadas: 1) apenas as vias de exposição de contato direto (solo superficial); 2) todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) calculado a partir da equação 2.3.3.2 que resultou em um LDF=1,19 e; 3) todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) =10. Os quadros também apresentam a contribuição de cada via de exposição para o risco total admitido de  $10^{-5}$  para efeitos carcinogênicos e de 1 para efeitos não carcinogênicos (CONAMA, 2009), permitindo identificar a relevância das mesmas em cada cenário de uso.

Os valores de investigação para solos obtidos neste trabalho foram comparados com os valores de referência de qualidade determinados com base em análises químicas realizadas pela FEAM e com valores de investigação da CETESB (2005).

Com exceção do mercúrio, as vias relacionadas à inalação de vapores, tanto para solo superficial quanto subsuperficial, não apresentaram quantificação de risco para os demais elementos. Isto porque, estes elementos não são voláteis em condições naturais de temperatura e pressão.

Em relação ao mercúrio, pode-se observar que, de maneira geral, a contribuição do risco relacionada à inalação de vapores em ambientes fechados são mais conservadores em duas ordens de grandeza que os cenários relacionados à inalação de vapores em ambientes abertos (Quadros 19 a 27). Este fato decorre dos fatores de volatilização para espaços fechados (VFs,esp) gerarem valores mais conservadores que os fatores de volatilização para espaços abertos (VFs,amb). As equações do fator

VFs, esp possui um termo destinado à quantificação do transporte de vapor ao longo das fundações e estruturas dos prédios que determinam valores de risco mais conservadores.

Os altos valores de investigação dos elementos cádmio, cobalto e níquel para todos os cenários quando considerados os efeitos carcinogênicos indicam o baixo potencial destes metais causarem efeitos cancerígenos em seres humanos; ou seja, foram necessárias altas concentrações no solo destes metais para a ocorrência de câncer. Os valores de investigação foram iguais para todos os cenários e derivações.

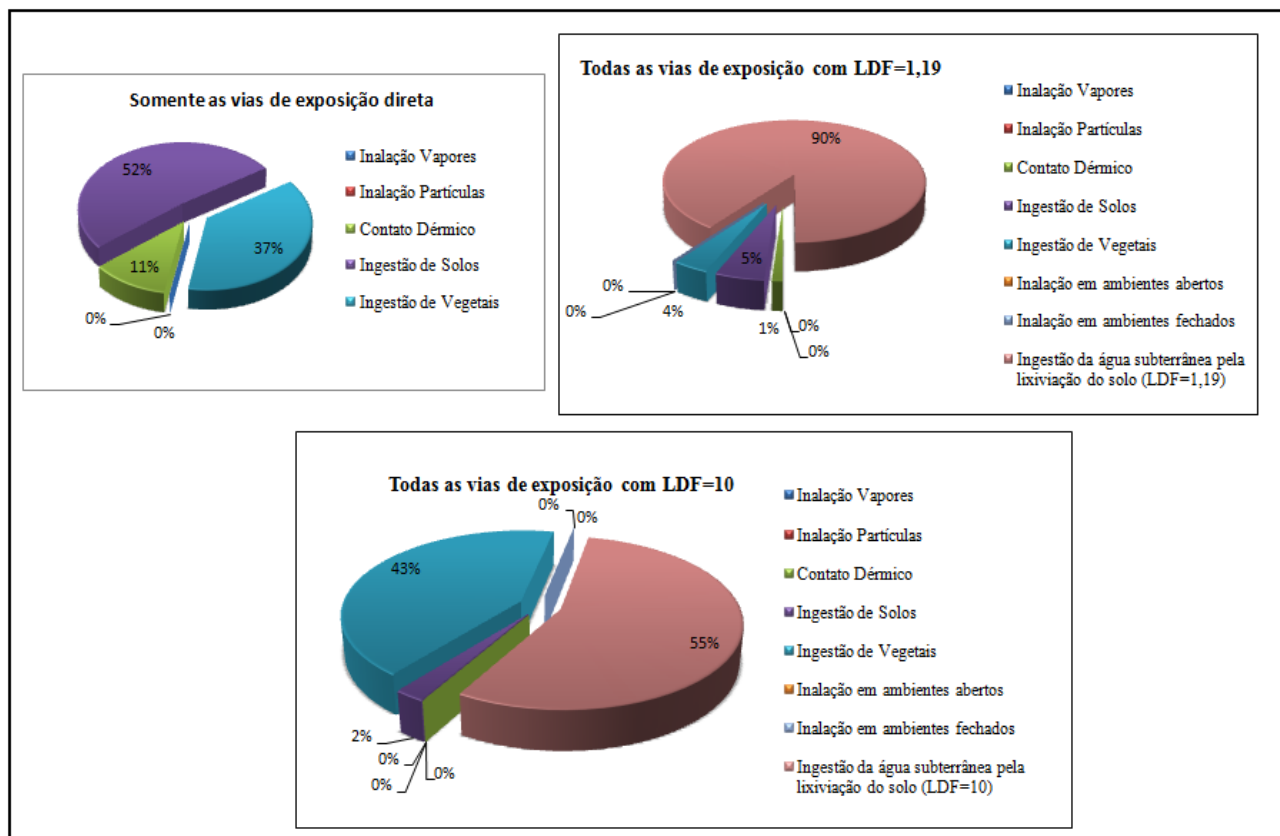
Não há uma firme conclusão sobre efeito carcinogênico do cádmio. Existem poucas evidências de carcinogenicidade pela via oral, sendo classificado para exposição via inalação no grupo 2B: evidências limitadas em homens e suficientes evidências em animais. Para o cobalto não existe nenhuma evidência de carcinogenicidade ao ser humano, mesmo para aqueles com exposição ocupacional pela via de inalação. Também há falta de evidência de carcinogenicidade por inalação de níquel presente em poeiras.

Quando o elemento possui efeito carcinogênico e não carcinogênico deve-se adotar o valor mais restritivo. Nestes casos, para o arsênio foi considerado o valor de investigação definido a partir do efeito carcinogênico, para os metais cádmio, cobalto e níquel foram considerados os valores de investigação definidos a partir do efeito não carcinogênico.

A simulação que apresentou valores de investigação mais restritivos foi a com o LDF calculado a partir da equação 2.3.3.2. A equação definiu um  $LDF = 1,19$  para todos os elementos, porque os parâmetros de entrada são os mesmos. Este valor pode ser entendido como o solo contaminado praticamente em contato direto com a água contaminada, pois a concentração de elemento na água subterrânea seria praticamente a mesma da pluma contaminada, não havendo uma faixa de solo para atenuação natural dos contaminantes. Quando se define um  $LDF=10$ , isto representa que a concentração na água subterrânea é 10 vezes menor que na solução do solo, ou seja, existe certo grau de atenuação da contaminação na zona não saturada, antes de atingir a água subterrânea, o que irá representar valores de investigação menos restritivos.

Em relação à simulação considerando apenas as vias de contato direto foi observado que a via mais representativa foi a de ingestão de vegetais para o cenário agrícola e para o cenário residencial as vias mais representativas foram a de ingestão de vegetais e de solo. No cenário industrial, a via mais representativa foi a ingestão de solos, chegando muitas vezes a 100% de contribuição do risco como é o caso do molibdênio.

Quando se considera todas as vias de exposição tanto de contato direto quanto indireto, pode-se observar que a ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial é a via mais restritiva, influenciando de maneira mais significativa o risco total e os valores de investigação (Quadros 21 a 29). Isto se deve ao fato desta via estar relacionada ao consumo de água e a padrões de potabilidade. Esta influência pode ser observada na figura 9 para o elemento arsênio.



**Figura 9 – Contribuição das vias de exposição para o risco final considerando o elemento arsênio.**

Em relação às vias que tiveram alguma quantificação, a via de inalação de partículas contribui de maneira menos significativa para o risco final, na ordem de 4 ordens de grandeza a menos que as outras vias para todos os cenários.

Considerando-se as três derivações pode-se dizer que os valores de investigação mais restritivos foram obtidos a partir do LDF=1,19, seguido dos valores obtidos com o LDF=10 e os valores menos restritivos foram obtidos quando se considerou apenas as vias de contato direto.

Um fator que poderia alterar significativamente os valores de investigação para solos é a definição de valores específicos para o Estado de Minas Gerais do coeficiente de partição solo-água ( $K_d$ ) que está no denominador das equações dos fatores de

volatilização e na equação de Fator de Partição Fase Retida-Água Intersticial do solo ( $K_{sw}$ ). Para este trabalho foram utilizados valores de  $K_d$  levantados na literatura (RIVM,2001a; CETESB,2001 e; Soares, 2004)

Com base nestas derivações pode-se observar que a escolha de quais vias de exposição irão compor o modelo de Avaliação de Risco à Saúde Humana é uma das etapas mais importantes no modelo de Avaliação de risco a saúde humana, alterando de forma significativa os valores de investigação obtidos.

### 3.4.1. Planilhas de Referência para o cenário agrícola

**Quadro 21 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário agrícola com as vias de contato direto (solo superficial).**

Elemento	Tipo	Contato Direto					Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação partículas	Contato dérmico	Ingestão solos	Ingestão de vegetais	
Antimônio	NC	ND	ND	ND	2,83E-02	9,85E-01	7,8
Arsênio	C	ND	2,61E-11	8,27E-07	3,92E-06	4,95E-06	1,8
	NC	ND	1,89E-05	8,58E-02	4,07E-01	5,14E-01	84
Bário	NC	ND	2,56E-04	ND	2,76E-01	7,24E-01	38000
Cádmio	C	ND	9,90E-06	ND	ND	ND	700000
	NC	ND	1,72E-05	2,08E-02	7,41E-02	9,02E-01	51
Chumbo	NC	ND	ND	3,63E-03	5,17E-01	4,83E-01	1280
Cobalto	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	330000
	NC	ND	5,11E-05	3,10E-03	4,41E-01	5,56E-01	91
Cobre	NC	ND	ND	1,20E-03	1,71E-01	8,27E-01	4700
Merúrio	NC	1,56E-01	4,60E-07	2,62E-03	3,72E-01	4,70E-01	41
Molibdênio	NC	ND	ND	ND	1,19E-01	8,84E-01	410
Níquel	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	11500000
	NC	ND	9,73E-05	3,32E-02	1,89E-01	7,83E-01	2600
Prata	NC	ND	ND	1,37E-02	7,79E-02	9,10E-01	268
Zinco	NC	ND	ND	5,55E-04	7,89E-02	9,22E-01	16300

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

**Quadro 22 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário agrícola com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) =1,19.**

Elemento	Tipo	Contato direto					Contato Indireto			Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação partículas	Contato dérmico	Ingestão solos	Ingestão de vegetais	Inalação ambientes abertos	Inalação ambientes fechados	Lixiviação para água subterrânea	
Antimônio	NC	ND	ND	ND	4,00E-03	1,39E-01	ND	ND	8,10E-01	1,1
Arsênio	C	ND	3,33E-12	1,056E-07	5,015E-07	6,32E-07	ND	ND	8,82E-06	0,23
	NC	ND	2,36E-06	1,07E-02	5,09E-02	6,42E-02	ND	ND	8,75E-01	10,5
Bário	NC	ND	3,27E-06	ND	3,52E-03	9,25E-03	ND	ND	9,89E-01	485
Cádmio	C	ND	9,90E-06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	700000
	NC	ND	2,53E-06	3,06E-03	1,09E-02	1,33E-01	ND	ND	8,43E-01	7,5
Chumbo	NC	ND	ND	7,09E-04	1,01E-01	9,44E-02	ND	ND	8,17E-01	250
Cobalto	C	ND	1,00E-05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	330000
	NC	ND	5,61E-07	3,40E-05	4,84E-03	6,11E-03	ND	ND	9,82E-01	1,0
Cobre	NC	ND	ND	2,63E-04	3,74E-02	1,81E-01	ND	ND	7,82E-01	1030
Mercúrio	NC	4,12E-02	1,21E-07	6,89E-04	9,81E-02	1,24E-01	1,12E-02	2,17E-01	5,13E-01	10,8
Molibdênio	NC	ND	ND	ND	1,16E-03	8,62E-03	ND	ND	9,98E-01	4,0
Níquel	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	11500000
	NC	ND	3,48E-06	1,19E-03	6,76E-03	2,80E-02	ND	ND	9,65E-01	93
Prata	NC	ND	ND	1,23E-03	6,97E-03	8,15E-02	ND	ND	9,18E-01	24
Zinco	NC	ND	ND	5,19E-05	7,39E-03	8,63E-02	ND	ND	9,09E-01	1525

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

**Quadro 23 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário agrícola com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 10.**

Elemento	Tipo	Contato direto					Contato Indireto			Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação partículas	Contato dérmico	Ingestão solos	Ingestão de vegetais	Inalação ambientes abertos	Inalação ambientes fechados	Lixiviação para água subterrânea	
Antimônio	NC	ND	ND	ND	1,71E-02	5,94E-01	ND	ND	4,01E-01	4,7
Arsênio	C	ND	1,44E-11	4,59E-07	2,17E-06	2,75E-06	ND	ND	4,44E-06	1,0
	NC	ND	1,03E-05	4,70E-02	2,23E-01	2,81E-01	ND	ND	4,55E-01	46
Bário	NC	ND	2,53E-05	ND	2,72E-02	7,15E-02	ND	ND	9,06E-01	3750
Cádmio	C	ND	9,90E-06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	700000
	NC	ND	1,04E-05	1,27E-02	4,50E-02	5,48E-01	ND	ND	4,04E-01	31
Chumbo	NC	ND	ND	2,44E-03	3,47E-01	3,25E-01	ND	ND	3,26E-01	860
Cobalto	C	ND	1,00E-05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	330000
	NC	ND	4,49E-06	2,72E-04	3,87E-02	4,89E-02	ND	ND	9,10E-01	8,0
Cobre	NC	ND	ND	8,42E-04	1,20E-01	5,81E-01	ND	ND	2,97E-01	3300
Mercúrio	NC	7,44E-02	2,19E-07	1,24E-03	1,77E-01	2,24E-01	2,02E-02	3,92E-01	1,07E-01	19,5
Molibdênio	NC	ND	ND	ND	9,30E-03	6,90E-02	ND	ND	9,25E-01	32
Níquel	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	11500000
	NC	ND	2,32E-05	7,91E-03	4,50E-02	1,87E-01	ND	ND	7,63E-01	620
Prata	NC	ND	ND	6,18E-03	3,52E-02	4,11E-01	ND	ND	5,49E-01	121

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

### 3.4.2. Planilhas de Referência para o cenário residencial

**Quadro 24 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário residencial apenas com as vias de contato direto (solo superficial).**

Elemento	Tipo	Contato Direto					Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação partículas	Contato dérmico	Ingestão solos	Ingestão de vegetais	
Antimônio	NC	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,21E-02	9,40E-01	15
Arsênio	C	ND	1,93E-11	1,12E-06	5,17E-06	3,74E-06	6,2
	NC	ND	1,35E-05	1,12E-01	5,19E-01	3,75E-01	112
Bário	NC	ND	1,88E-04	ND	3,61E-01	6,35E-01	52000
Cádmio	C	ND	1,00E-05	ND	ND	ND	3300000
	NC	ND	1,59E-05	3,53E-02	1,22E-01	8,45E-01	88
Chumbo	NC	ND	ND	4,40E-03	6,10E-01	3,87E-01	1580
Cobalto	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	1550000
	NC	ND	3,78E-05	4,18E-03	5,79E-01	4,18E-01	125
Cobre	NC	ND	ND	2,14E-03	2,97E-01	7,01E-01	8550
Mercúrio	NC	1,79E-01	3,32E-07	3,45E-03	4,78E-01	3,45E-01	55
Molibdênio	NC	ND	ND	ND	1,68E-01	8,34E-01	605
Níquel	C	ND	9,99E-06	ND	ND	ND	53000000
	NC	ND	8,66E-05	5,39E-02	2,99E-01	6,48E-01	4300
Prata	NC	ND	ND	2,21E-02	1,22E-01	8,64E-01	440
Zinco	NC	ND	ND	8,96E-04	1,24E-01	8,77E-01	26800

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

**Quadro 25 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário residencial com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 1,19.**

Elemento	Tipo	Contato direto					Contato Indireto			Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação partículas	Contato dérmico	Ingestão solos	Ingestão de vegetais	Inalação ambientes abertos	Inalação ambientes fechados	Lixiviação para água subterrânea	
Antimônio	NC	ND	ND	ND	4,52E-03	8,17E-02	ND	ND	8,95E-01	1,3
Arsênio	C	ND	1,87E-12	1,08E-07	5,00E-07	3,62E-07	ND	ND	8,61E-06	0,6
	NC	ND	1,37E-06	1,13E-02	5,23E-02	3,78E-02	ND	ND	9,01E-01	11,3
Bário	NC	ND	1,85E-06	ND	3,54E-03	6,23E-03	ND	ND	9,95E-01	510
Cádmio	C	ND	1,56E-06	3,45E-03	1,20E-02	8,26E-02	ND	ND	9,04E-01	3300000
	NC	ND	2,14E-06	4,73E-03	1,64E-02	1,13E-01	ND	ND	8,66E-01	8,6
Chumbo	NC	ND	ND	7,66E-04	1,06E-01	6,73E-02	ND	ND	8,40E-01	275
Cobalto	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1550000
	NC	ND	3,02E-07	3,34E-05	4,63E-03	3,35E-03	ND	ND	9,18E-01	1
Cobre	NC	ND	ND	3,01E-04	4,17E-02	9,84E-02	ND	ND	8,71E-01	1200
Mercúrio	NC	3,06E-02	5,56E-08	5,77E-04	7,99E-02	5,77E-02	2,16E-02	4,00E-01	4,09E-01	9,2
Molibdênio	NC	ND	ND	ND	1,20E-03	5,93E-03	ND	ND	1,00E+00	4,3
Níquel	C	ND	9,99E-06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	53000000
	NC	ND	1,99E-06	1,24E-03	6,88E-03	1,49E-02	ND	ND	9,83E-01	99
Prata	NC	ND	ND	1,30E-03	7,23E-03	5,11E-02	ND	ND	9,52E-01	26
Zinco	NC	ND	ND	5,52E-05	7,64E-03	5,40E-02	ND	ND	9,41E-01	1650

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

**Quadro 26 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário residencial com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 10.**

Elemento	Tipo	Contato direto					Contato Indireto			Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação particuladas	Contato dérmico	Ingestão solos	Ingestão de vegetais	Inalação ambientes abertos	Inalação ambientes fechados	Lixiviação para água subterrânea	
<b>Antimônio</b>	NC	ND	ND	ND	2,36E-02	4,27E-01	ND	ND	5,55E-01	6,8
<b>Arsênio</b>	C	ND	9,35E-12	5,42E-07	2,50E-06	1,81E-06	ND	ND	5,10E-06	3,0
	NC	ND	6,52E-06	5,42E-02	2,50E-01	1,81E-01	ND	ND	5,10E-01	54
<b>Bário</b>	NC	ND	1,45E-05	ND	2,78E-02	4,88E-02	ND	ND	9,25E-01	4000
<b>Cádmio</b>	C	ND	1,00E-05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3300000
	NC	ND	7,61E-06	1,68E-02	5,84E-02	4,03E-01	ND	ND	5,23E-01	42
<b>Chumbo</b>	NC	ND	ND	2,79E-03	3,86E-01	2,45E-01	ND	ND	3,62E-01	1000
<b>Cobalto</b>	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1550000
	NC	ND	2,57E-06	2,84E-04	3,94E-02	2,85E-02	ND	ND	9,25E-01	8,5
<b>Cobre</b>	NC	ND	ND	1,23E-03	1,70E-01	4,02E-01	ND	ND	4,22E-01	4900
<b>Mercúrio</b>	NC	4,71E-02	8,76E-08	9,09E-04	1,26E-01	9,10E-02	3,24E-02	6,27E-01	7,63E-02	14,5
<b>Molibdênio</b>	NC	ND	ND	ND	9,59E-03	4,75E-02	ND	ND	9,54E-01	34,5
<b>Níquel</b>	C	ND	9,99E-06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5300000
	NC	ND	1,43E-05	8,90E-03	4,93E-02	1,07E-01	ND	ND	8,35E-01	710
<b>Prata</b>	NC	ND	ND	7,57E-03	4,20E-02	2,97E-01	ND	ND	6,55E-01	151
<b>Zinco</b>	NC	ND	ND	2,59E-04	3,68E-02	4,30E-01	ND	ND	5,37E-01	7600

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

### 3.4.3. Planilhas de Referência para o cenário industrial

**Quadro 27 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário industrial apenas com as vias de contato direto (solo superficial).**

Elemento	Tipo	Contato Direto				Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação partículas	Contato dérmico	Ingestão solos	
Antimônio	NC	ND	ND	ND	1,01E+00	700
Arsênio	C	ND	2,15E-10	2,87E-06	7,20E-06	25
	NC	ND	1,50E-04	2,87E-01	7,20E-01	375
Bário	NC	ND	4,20E-03	ND	1,01E+00	350000
Cádmio	C	ND	1,01E-05	ND	ND	1200000
	NC	ND	6,82E-04	3,48E-01	6,53E-01	1135
Chumbo	NC	ND	ND	1,32E-02	9,92E-01	6200
Cobalto	C	ND	1,0091E-05	ND	ND	560000
	NC	ND	5,16E-04	1,31E-02	9,88E-01	515
Cobre	NC	ND	ND	1,30E-02	9,79E-01	68000
Mercurio	NC	7,68E-01	1,28E-06	3,06E-03	2,30E-01	64
Molibdênio	NC	ND	ND	ND	1,00E+00	8700
Níquel	C	ND	1,00E-05	ND	ND	19300000
	NC	ND	1,74E-03	2,49E-01	7,48E-01	26000
Prata	NC	ND	ND	2,51E-01	7,54E-01	6550
Zinco	NC	ND	ND	1,31E-02	9,88E-01	515000

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

**Quadro 28 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário industrial com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 1,19.**

Elemento	Tipo	Contato direto				Contato Indireto			Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação partículas	Contato dérmico	Ingestão solos	Inalação ambientes abertos	Inalação ambientes fechados	Lixiviação para água subterrânea	
Antimônio	NC	ND	ND	ND	5,04E-03	ND	ND	9,99E-01	3,5
Arsênio	C	ND	1,55E-11	2,07E-07	5,18E-07	ND	ND	9,13E-06	1,8
	NC	ND	1,12E-05	2,14E-02	5,37E-02	ND	ND	9,25E-01	28
Bário	NC	ND	1,50E-05	ND	3,60E-03	ND	ND	1,01E+00	1250
Cádmio	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	ND	ND	1200000
	NC	ND	1,32E-05	6,74E-03	1,27E-02	ND	ND	9,80E-01	22
Chumbo	NC	ND	ND	1,47E-03	1,10E-01	ND	ND	8,94E-01	690
Cobalto	C	ND	1,0091E-05	ND	ND	ND	ND	ND	560000
	NC	ND	2,50E-06	6,38E-05	4,80E-03	ND	ND	9,73E-01	2,5
Cobre	NC	ND	ND	6,13E-04	4,61E-02	ND	ND	9,63E-01	3200
Mercurio	NC	2,40E-01	4,10E-07	9,81E-04	7,38E-02	3,80E-02	2,66E-01	3,86E-01	20,5
Molibdênio	NC	ND	ND	ND	1,15E-03	ND	ND	9,88E-01	10
Níquel	C	ND	1,00E-05	ND	ND	ND	ND	ND	19300000
	NC	ND	1,57E-05	2,25E-03	6,76E-03	ND	ND	9,89E-01	235
Prata	NC	ND	ND	2,49E-03	7,48E-03	ND	ND	9,86E-01	65
Zinco	NC	ND	ND	1,07E-04	8,06E-03	ND	ND	9,92E-01	4200

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

**Quadro 29 – Risco individual por via de exposição e valores de investigação para o cenário industrial com todas as vias de exposição com o Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF) = 10.**

Elemento	Tipo	Contato direto				Contato Indireto			Valor de Investigação (mg kg <sup>-1</sup> )
		Inalação vapores	Inalação partículas	Contato dérmico	Ingestão solos	Inalação ambientes abertos	Inalação ambientes fechados	Lixiviação para água subterrânea	
Antimônio	NC	ND	ND	ND	4,10E-02	ND	ND	9,64E-01	28,5
Arsênio	C	ND	8,61E-11	1,15E-06	2,88E-06	ND	ND	5,87E-06	10
	NC	ND	6,09E-05	1,16E-01	2,92E-01	ND	ND	5,95E-01	152
Bário	NC	ND	1,23E-04	ND	2,94E-02	ND	ND	9,77E-01	10200
Cádmio	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	ND	ND	1200000
	NC	ND	9,91E-05	5,05E-02	9,50E-02	ND	ND	8,52E-01	165
Chumbo	NC	ND	ND	6,81E-03	5,12E-01	ND	ND	4,80E-01	3200
Cobalto	C	ND	1,01E-05	ND	ND	ND	ND	ND	560000
	NC	ND	2,15E-05	5,49E-04	4,13E-02	ND	ND	9,70E-01	21,5
Cobre	NC	ND	ND	3,83E-03	2,88E-01	ND	ND	7,13E-01	20000
Mercúrio	NC	3,66E-01	6,11E-07	1,46E-03	1,10E-01	5,93E-02	3,97E-01	6,65E-02	30,5
Molibdênio	NC	ND	ND	ND	9,90E-03	ND	ND	9,85E-01	86
Níquel	C	ND	1,00E-05	ND	ND	ND	ND	ND	19300000
	NC	ND	1,27E-04	1,82E-02	5,47E-02	ND	ND	9,26E-01	1900
Prata	NC	ND	ND	1,97E-02	5,93E-02	ND	ND	9,26E-01	515
Zinco	NC	ND	ND	8,55E-04	6,43E-02	ND	ND	9,38E-01	33000

Onde: NC - não carcinogênico; C- carcinogênico; ND – risco não identificado

### 3.5. Comparação com os valores de investigação adotados atualmente

Foram realizadas análises comparativas entre os resultados dos valores de investigação obtidos para o Estado de Minas Gerais e os valores estabelecidos pela CETESB (2005) que foram utilizados na Resolução CONAMA 420/2009 (Quadros 30 a 32).

É importante ressaltar que os valores estabelecidos pela CETESB (2005) foram gerados a partir de dados do meio físico do Estado de São Paulo, dados de exposição obtidos por pesquisas do próprio órgão ou de outras instituições e dados toxicológicos da USEPA. Além disso, a CETESB utilizou o modelo de Avaliação de Risco desenvolvido pela RIVM, o C-SOIL, que considera vias de exposição e equações diferenciadas.

De maneira geral, os valores de investigação identificados neste estudo são discrepantes dos da CETESB, ora sendo mais conservadores ora sendo mais permissivos.

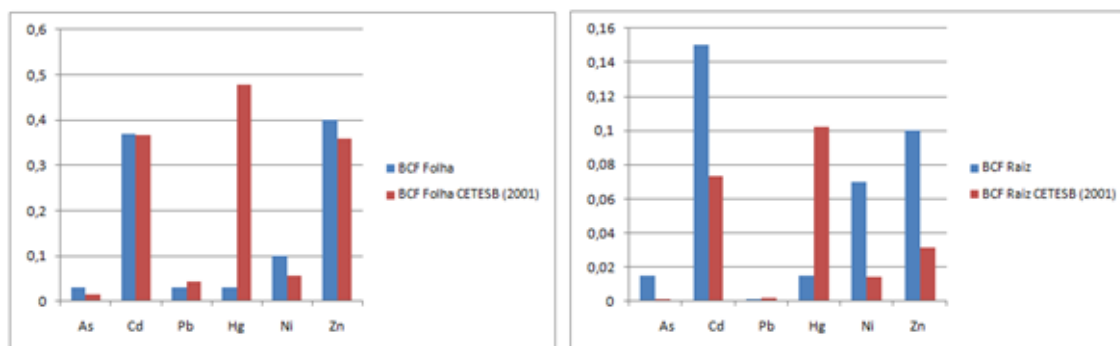
A princípio, os valores de investigação para o Estado de Minas Gerais seriam derivados com todas as vias de exposição identificadas para situações com solos contaminados e com base na metodologia de Avaliação de Risco à Saúde Humana

adotada, que seria a derivação 2. Entretanto, esta derivação resultava em valores muito restritivos comparados com os que são utilizados atualmente pelo Estado de Minas Gerais. Dessa maneira, optou-se por realizar mais duas derivações para avaliar qual seria o impacto sob os valores de investigação.

Considerando-se as três derivações pode-se dizer que os valores de investigação mais restritivos foram obtidos a partir do LDF=1,19, seguido dos valores obtidos com o LDF=10 e os valores menos restritivos foram obtidos quando se considerou apenas as vias de contato direto. Os valores obtidos em cada derivação são bastante discrepantes entre si.

Para o cenário agrícola as maiores discrepâncias foram observadas para o arsênio, cobalto, zinco e cobre considerando as três derivações. Considerando a derivação com LDF = 1,19, os elementos antimônio, arsênio, cobalto, mercúrio, molibdênio e prata apresentaram valores inferiores aos da CETESB. O elemento arsênio teve a diferença mais significativa em duas ordens de grandeza.

Estas diferenças se devem aos valores dos parâmetros utilizados para o cálculo de cada via de exposição. Por exemplo, foram considerados fatores de bioconcentração (BCF) de metais em folhas e raízes diferentes o que irá alterar a via de ingestão de vegetais, conforme apresentado na Figura 10.



**Figura 10 – Valores de BCFs utilizados neste trabalho (azul) e BCFs utilizados na metodologia utilizada por CETESB (2001) (vermelho).**

Para o cenário industrial, a determinação dos valores de investigação da CETESB considerou a via de ingestão de alimentos, o que resultou em valores mais restritivos para alguns elementos, visto que essa é uma via de contato direto, que não foi considerada neste trabalho para o cenário industrial.

Os elementos bário, cobre, níquel e zinco foram os metais que apresentaram os maiores valores de investigação em relação aos valores da CETESB, apresentando concentrações tão altas quanto aquelas presentes em certos resíduos industriais.

Destaca-se o caminho de exposição de ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial, que no presente estudo resultou em valores bastantes conservadores.

As diferenças observadas nos cálculos revelam a necessidade de uma reflexão e discussões mais detalhadas quanto à determinação dos valores orientadores de investigação para elementos-traço no solo, no sentido de se adotar critérios que deixem esses valores mais ou menos restritivos.

**Quadro 30 – Valores de investigação para o cenário agrícola, considerando as três derivações realizadas.**

Elemento	VI Minas Gerais (mg kg <sup>-1</sup> )			VI CETESB (2005) (mg kg <sup>-1</sup> )
	Contato Direto	LDF = 1,19	LDF = 10	
Antimônio	7,8	1,1	4,7	5
Arsênio	1,8	0,23	1,0	35
Bário	38000	485	3750	300
Cádmio	51	7,5	31	3
Chumbo	1280	250	860	180
Cobalto	91	1,0	8,0	35
Cobre	4700	1030	3300	200
Mercúrio	41	10,8	19,5	12
Molibdênio	410	4,0	32	50
Níquel	2600	93	620	70
Prata	268	24	121	25
Zinco	16300	1525	7600	450

**Quadro 31 – Valores de investigação para o cenário residencial, considerando as três derivações realizadas.**

Elemento	VI Minas Gerais (mg kg <sup>-1</sup> )			VI CETESB (2005) (mg kg <sup>-1</sup> )
	Contato Direto	LDF = 1,19	LDF = 10	
Antimônio	15	1,3	6,8	10
Arsênio	6,2	0,6	3,0	55
Bário	52000	510	4000	500
Cádmio	88	8,6	42	8
Chumbo	1580	275	1000	300
Cobalto	125	1	8,5	65
Cobre	8550	1200	4900	400
Mercúrio	55	9,2	14,5	36
Molibdênio	605	4,3	34,5	100
Níquel	4300	99	710	100
Prata	440	26	151	50
Zinco	26800	1650	9550	1000

**Quadro 32 – Valores de investigação para o cenário industrial, considerando as três derivações realizadas.**

Elemento	VI Minas Gerais (mg kg <sup>-1</sup> )			VI CETESB (2005) (mg kg <sup>-1</sup> )
	Contato Direto	LDF = 1,19	LDF = 10	
Antimônio	700	3,5	28,5	25
Arsênio	25	1,8	10	150
Bário	350000	1250	10200	750
Cádmio	1135	22	165	20
Chumbo	6200	690	3200	900
Cobalto	515	2,5	21,5	90
Cobre	68000	3200	20000	600
Mercúrio	64	20,5	30,5	70
Molibdênio	8700	10	86	120
Níquel	26000	235	1900	130
Prata	6550	65	515	100
Zinco	515000	4200	33000	2000

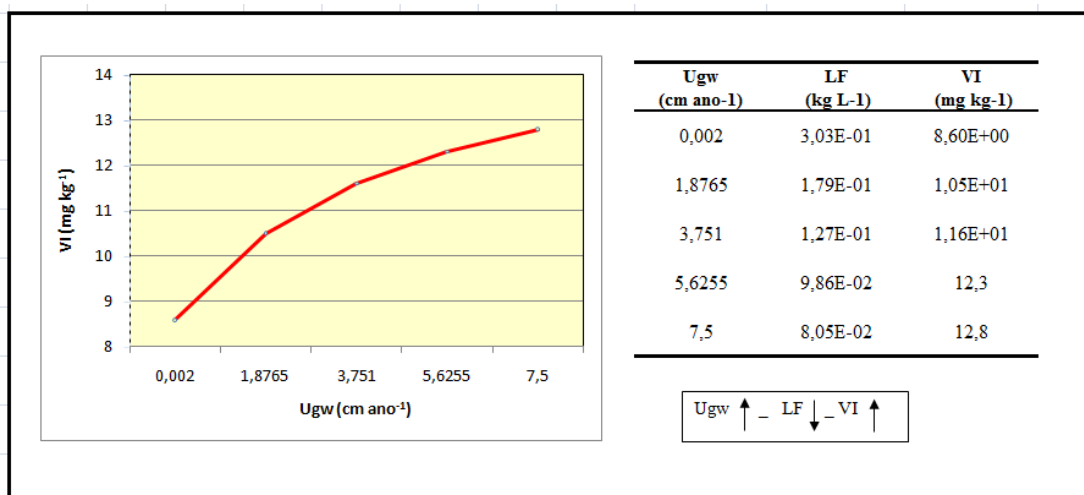
### 3.6. Análise de sensibilidade

Para a análise de sensibilidade foram utilizados os dados do elemento mercúrio, considerando receptores residenciais. Este elemento foi escolhido para a análise de sensibilidade visto que é o único elemento que apresenta valores para os coeficientes de difusão efetiva e fatores de volatilização e lixiviação, apresentado quantificação para todas as vias de exposição.

A figura 11 apresenta o gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo de ocorrência da Velocidade de Darcy. Este parâmetro influencia na equação para o cálculo da via de exposição de ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo.

Conforme ilustrado na figura 11, observa-se que o acréscimo dos valores da Velocidade de Darcy ( $U_{gw}$ ) é proporcionalmente acompanhado pelos valores de investigação, seguindo uma função linear. O gráfico indica uma baixa sensibilidade da Velocidade de Darcy, já que a  $U_{gw}$  variou em três ordens de grandeza e os valores de investigação aumentaram com variação muito baixa.

A Velocidade de Darcy representa o produto da condutividade hidráulica pelo gradiente hidráulico. Desta maneira, a alteração destes dois parâmetros também influencia de maneira similar os valores de investigação.



**Figura 11 – Gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo da Velocidade de Darcy (Ugw)**

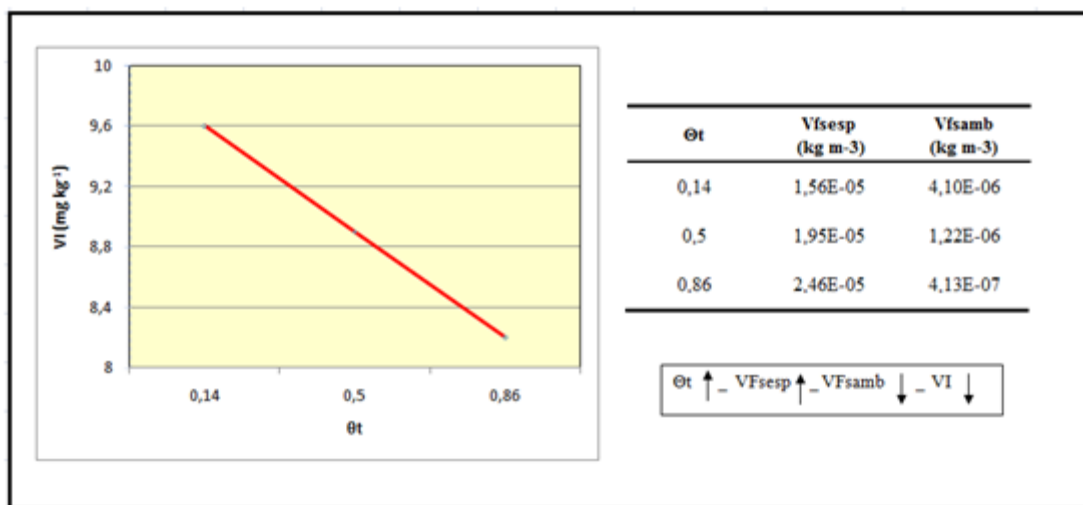
A variação dos valores de densidade do solo encontrados neste trabalho foi pequena de 1,55 a 1,77 g cm<sup>-3</sup>, desta maneira a densidade do solo mostrou-se pouco sensível à equação, não alterando os valores de investigação. Este parâmetro influencia na equação para o cálculo das vias de exposição de contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial. A densidade está no numerador da equação do cálculo do fator de volatilização (VF<sub>ssamb</sub>), portanto, sua variação seria acompanhada da diminuição dos valores de investigação.

A figura 12 apresenta o gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo de ocorrência da porosidade total. A figura 12 apresenta uma função exponencial decrescente, sendo o aumento da porosidade total acompanhado por valores crescentes de valores de investigação. Os parâmetros dependentes da porosidade ( $\theta_{cap}$ ,  $\theta_{wcap}$  e  $\theta_{as}$ ) também aumentam, juntamente com o coeficiente de difusão efetiva  $D_s^{eff}$  e, por consequência, decrescem os fatores de volatilização. A análise de sensibilidade indicou que a porosidade apresentou maior sensibilidade nas vias de exposição de inalação em ambientes abertos e fechados a partir do solo subsuperficial.

Na via de exposição inalação em ambiente aberto, o aumento da porosidade ocasiona o aumento do número de poros disponíveis para o vapor e, conseqüentemente, diminui a contribuição desta via para o risco total. Já na via de exposição inalação em ambiente fechado, o aumento da porosidade aumenta a contribuição desta via para o risco total. Este resultado não era esperado, já que aumentando-se a porosidade e fixando-se o valor do conteúdo volumétrico de água, aumenta-se também a

disponibilidade de poros com ar. O resultado obtido está provavelmente relacionado com limitações no modelo de previsão do  $VF_{susp}$  (equação 2.3.5.3).

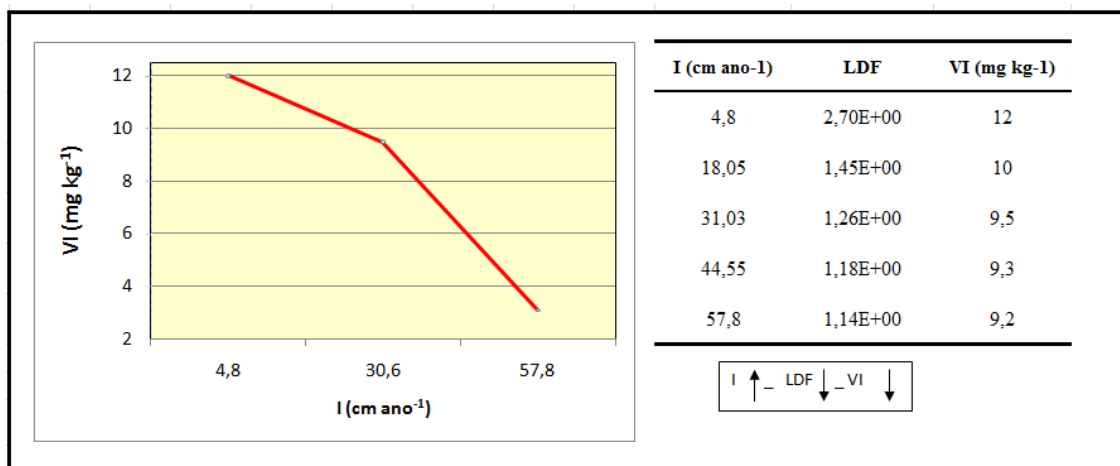
Pode-se observar, na figura 12, que, apesar de uma grande variação da porosidade total, o intervalo de variação dos valores de investigação é pequeno.



**Figura 12 – Gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo da porosidade total ( $\theta_t$ )**

É importante salientar que a porosidade, independente de seu grau de sensibilidade nas equações, é um parâmetro essencial, pois interfere em todos os fatores de atenuação natural, exceto no fator de emissão de partículas (PEF).

A figura 13 apresenta o gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo de ocorrência da taxa de infiltração no solo. O gráfico demonstra que com o aumento dos valores da taxa de infiltração ocorre um decréscimo nos valores de investigação. Este parâmetro influencia na equação do Fator de Diluição pela Lixiviação (LDF). Uma maior taxa de infiltração representa um menor LDF que irá representar maiores concentrações de contaminantes na água subterrânea e valores de investigação mais restritivos.



**Figura 13 – Gráfico dos valores de investigação em relação ao intervalo da tava de infiltração no solo (I)**

A análise de sensibilidade não tem por objetivo avaliar o grau de confiança dos modelos de previsão, mas uma ferramenta de auxílio a uma estimativa mais confiável do risco humano, reduzindo as incertezas (Avagliano *et al.*, 2005).

#### 4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A questão do gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil, e no Estado de Minas Gerais, é de natureza complexa, exigindo adoção de ferramentas estruturadas de investigação e intervenção para proteção da saúde humana e do meio ambiente.

A metodologia de avaliação de risco a saúde humana é uma ferramenta reconhecida internacionalmente que permite identificar e quantificar as principais vias de ingresso em função do cenário de exposição e estabelecer a probabilidade do risco tanto para a derivação de valores orientadores genéricos para uma região quanto específicos de uma área contaminada.

Este trabalho, baseado em dados recentes e de fontes reconhecidas no âmbito internacional e nacional, propõe novos valores para os parâmetros do meio físico e exposicionais utilizados na derivação de valores de investigação para o Estado de Minas Gerais.

Os parâmetros específicos do meio físico obtidos nos processos de áreas contaminadas da FEAM e em dados do Projeto Solos de Minas foram divididos em compartimentos geológicos, onde foram observadas variações pouco significativas, que

não resultaram em valores de investigação diferentes dos obtidos com os valores médios do meio físico do Estado.

Os principais cenários de exposição identificados para o Estado de Minas Gerais que contribuíram na derivação dos valores de investigação foram a ingestão de solo e vegetais e a ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo.

Os parâmetros exposicionais calculados para este trabalho: expectativa de vida, tempo médio para efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos, massa corpórea, área superficial da pele para contato mostram dados diferentes dos adotados de literatura internacional, o que impactou nas equações de exposição.

A taxa de ingestão de alimentos, que tem uma contribuição muito significativa na via de ingestão de vegetais para determinação do risco à saúde humana, foi possível ser atualizada a partir de um banco de dados com informações confiáveis.

Como a via de ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial e a ingestão de vegetais são as vias de ingresso predominantes, com maior contribuição na dose total, a influência dos parâmetros que não afetam essas vias de exposição acaba sendo minimizada na somatória final.

Os resultados obtidos para os valores de investigação de maneira geral foram discrepantes dos utilizados atualmente pelo Estado de Minas Gerais para o gerenciamento de suas áreas contaminadas.

Caso fossem adotados os valores previstos na metodologia utilizada neste trabalho com o LDF=1,19, os valores seriam muitas vezes mais restritivos que os valores de referência de qualidade e prevenção adotados atualmente.

Quanto a análise de sensibilidade desenvolvida, pode-se observar que os Valores de Investigação são diretamente proporcionais a velocidade de Darcy e inversamente proporcional a porosidade total e taxa de infiltração no solo. Em relação à densidade do solo, não foi observada nenhuma variação, devido ao baixo intervalo nos dados.

Os valores de investigação não têm por objetivo constituírem valores padrões ou metas de remediação para uma área contaminada, mas são orientativos de que é necessária a realização de uma investigação ambiental mais detalhada e análise de risco à saúde humana específica para a área, já que são derivados de parâmetros regionais, muitas vezes conservadores, que geram risco genérico.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL - ASTM (1995). Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied to Petroleum Released. *Sites*: ASTM Designation E 1739- 95.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL – ASTM. Standard Guidelines for Risk-Based Corrective Action at Petroleum Release Sites. Designação ASTM: E 1739-95, 2002.
- AVAGLIANO, S; VECCHIO, A.; BELGIORNO, V. Sensitive Parameters in Predicting Exposure Contaminants Concentration in a Risk Assessment Process. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 111, p133-148, 2005.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT – CCME. A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health – Soil Quality Guidelines DRAFT Canadá. 2005.181p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Ações Corretivas Baseadas em Risco (ACBR) Aplicadas a Áreas Contaminadas com Hidrocarbonetos Derivados de Petróleo e Outros Combustíveis Líquidos – Procedimentos. São Paulo: CETESB, 2006. 59 p. Disponível em: [http://www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/camaras/texto\\_ca/documentos/acbr.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/camaras/texto_ca/documentos/acbr.pdf). Acesso em jun. 2011.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. DECISÃO DE DIRETORIA 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. São Paulo, 2005. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf)>. Acesso em abr. 2011.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo. São Paulo, 2001b. 101 p. + anexos.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Planilha de Avaliação de risco a saúde humana em Áreas Contaminadas sob Investigação. CETESB, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/planilhas-para-avaliacao-de-risco/8-planilha-para-avaliacao-de-risco>>.
- CONTAMINATED LAND EXPOSURE ASSESSMENT REINO UNIDO - CLEA. The Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA) model: Technical Basis and Algorithms. 2002. 129 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução Nº 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. DOU nº 249, de 30 dez 2009, p. 81-84. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em 20 abr. 2011.
- COUTO, M.L.T. Atualização dos fatores de exposição e sua influência nos valores de intervenção para solo de Estado de São Paulo. Campinas, SP, 2006. 228 p. + anexos. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.
- LIDE, David R. CRC Handbook of Chemistry and Physics: a Ready-reference Book of Chemical and Physical Data. 85 Edition. Boca Raton, Florida. 2004. 2712 p.
- FERGUSON, C., DARMENDRAIL, D., FREIER, K., JENSEN, B.K., JENSEN, J., KASAMAS, H., URZELAI, A. AND VEGTER, J. (editors) 1998 Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1. Scientific Basis. LQM Press, Nottingham.
- FETTER, C. W. Contaminant Hydrogeology. Second Edition. New Jersey: Prentice Hall, Inc., 1999. 500 p.

- FINOTTI, A. R. Estudo da aplicabilidade do Modelo da Ação Corretiva Baseada no Risco (RBCA) em Contaminações Subterrâneas com Gasolina e Etanol. 1997. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.
- GROUNDWATER SERVICES INC. Guidance Manual for RBCA toll Kit for Chemical Releases. Houston-Texas, 2007.
- HEINECK, C.A.; LEITE, C.A.S.; SILVA, M.A. & VIEIRA, V.S. Mapa Geológico de Minas Gerais, escala 1:1.000.000. Belo Horizonte, 2003. Desenvolvido por: Serviço Geológico Brasileiro – CPRM & Companhia Mineradora de Minas Gerais – COMIG. Versão digital. Disponível em: <[http://www.codemig.com.br/site/content/parcerias/levantamento\\_aerogeofisico.asp?id=30&idSubPrj=48](http://www.codemig.com.br/site/content/parcerias/levantamento_aerogeofisico.asp?id=30&idSubPrj=48)>. Acesso em 01 jun. 2011.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa de orçamentos familiares 2002-2003 – Aquisição Alimentar Domiciliar Per Capita (IBGE, 2004)
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa de orçamentos familiares 2008-2009 – Antropometria e Estado Nutricional de Crianças, Adolescentes e Adultos no Brasil (IBGE, 2010).
- INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM - IRIS. Banco de dados toxicológicos da USEPA. Disponível em: <http://www.epa.gov/iris/>. Acesso em: abr. 2011.
- KATES, R. W.; KASERSON, J. X. Comparative Risk Analysis of Technological Hazard (A Review). In: NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES 80. Proceedings, p. 7027-7038, 1983.
- MAXIMILIANO, A. M. 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. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. Dissertação de Mestrado. 2011. 121 p.

MINISTÉRIO DO TRABALHO E DO EMPREGO - MTE. Regulamentadora número 6 – Equipamento de Proteção Individual. 2001. 13 p.

PEIXINHO, F.C.; BOMFIM, L.F.C. Mapa de Domínios Hidrogeológicos do Brasil, escala 1:2.500.000. Projeto SIG de Disponibilidade Hídrica do Brasil, 2002. Desenvolvido por: Serviço Geológico Brasileiro – CPRM; Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral & Ministério de Minas e Energia. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infoid=756&sid=9>>. Acesso em 01 jun. 2011.

NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT NETHERLANDS – RIVM. Evaluation and Revision of the CSOIL Parameter Set . Proposed parameter set for human exposure modeling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. Report no. 711791021. 2001a. 125 p.

NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT NETHERLANDS – RIVM. Evaluation of Model Concepts on Human Exposure Proposals for updating the most relevant exposure routes for CSOIL. Report no. 711701022. 2001b. 138 p.

NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT NETHERLANDS - RIVM. Update of risk assessment models for the indirect human exposure. Report no. 601516011. 2004. 53p.

RIVM (National Institute of Public Health and the Environment - Netherlands). Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of ‘International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands’ (INS). Report no. 601782001. 2007. 146 p.

RODRIGUES JR., J. J. Proposta Metodológica para Gerenciamento de Áreas Contaminadas: uma Aplicação no Estado do Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado) - Rio de Janeiro, PPE/COPPE/UFRJ, 2003.

SANCHEZ, L.E. A desativação de empreendimentos industriais: um estudo sobre o passivo ambiental. Tese de Livre Docência, EP/USP, São Paulo, 178 p., 1998.

SOARES, M. R. Coeficientes de distribuição (Kd) de metais pesados em solos do Estado de São Paulo. 2004. 202 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de

Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

TRAPP, S. C.; MATTHIES, M. Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 29:2333-2338. 1995

TRAPP, S. C., CROTEAU, R. B. Genomic organization of plant terpene synthases and molecular evolutionary implications. *Genetics* 158:811-832. 2001

U.S. Environmental Protection Agency - U.S.EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A), Interim Final. EPA/ 540/1- 89/003. Washington, D.C. December. 1989.

U.S. Environmental Protection Agency - U.S.EPA. Exposure factors handbook. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. EPA/600/P-95/002Fa,b,c. 1997.

U.S. Environmental Protection Agency - U.S.EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Part D, Standardized Planning, Reporting and Review of Superfund Risk Assessment) Final. 2001a. 103 p.

U.S. Environmental Protection Agency - U.S.EPA. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Area. Peer Review Draft OSWER 9355.4-24. 2001b. 167 p.

U.S. Environmental Protection Agency - U.S.EPA. Draft Guidance for Evaluating the vapor intrusion to Indoor Air Pathway from Groundwater and Soils (Subsurface Vapor Intrusion Guidance). 2002. 178 p.

Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Minas Gerais - ZEE: Componentes Geofísico e Biótico. Editado por José Roberto Soares Scolforo, Luís Marcelo Tavares de Carvalho e Antônio Donizette de Oliveira. Lavras, 2008. 161 p.