Cristiane Andrade de Lima

TESE DE DOUTORADO

AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL COMO FERRAMENTA PARA O DESCOMISSIONAMENTO DE UMA INDÚSTRIA DE METALURGIA DE ZINCO

Orientadoras: Selma Gomes Ferreira Leite, Engª Química, *D.Sc.*
Zuleica Carmen Castilhos, Farmacêutica, *D.Sc.*

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos

Escola de Química

Universidade Federal do Rio de Janeiro

AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL COMO FERRAMENTA PARA O DESCOMISSIONAMENTO DE UMA INDÚSTRIA DE METALURGIA DE ZINCO

Cristiane Andrade de Lima

Tese de doutorado submetida ao Corpo Docente do Curso de Pós Graduação em Tecnologia de Processo Químicos e Bioquímicos da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Doutor em Ciências.

Aprovado por:

_____
Selma Gomes Ferreira Leite, *D.Sc.*
(Orientadora – Presidente da banca)

_____
Zuleica Carmen Castilhos, *D.Sc.*
(Orientadora)

_____
Luís Gonzaga Santos Sobral, *Ph.D.*

_____
Edson Dausacker Bidone, *D.Sc.*

_____
Felipe Vaz Andrade, *D.Sc.*

_____
Magali Christe Cammarota, *D.Sc.*

_____
Dense Dias de Carvalho, *D.Sc.*

Ficha Catalográfica

LIMA, Cristiane Andrade.
Avaliação de Risco Ambiental como Ferramenta para o Descomissionamento de uma Indústria de Metalurgia de Zinco.
Rio de Janeiro, EQ/UFRJ, 2009.
xii, 131 f.

Tese: Doutor em Ciências

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Programa de Pós Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos.
Orientador(es): Selma Gomes Ferreira Leite, *D.Sc.* e Zuleica Carmen Castilhos, *D.Sc.*

1.Avaliação de risco ambiental 2. Metais pesados 3. Descomissionamento

Aos meus filhos Manuella e
Mateus, ao meu marido Roberto
Carlos e à toda minha família.

AGRADECIMENTOS

- *Às minhas orientadoras Selma e Zuleica, pela dedicação e exemplo de profissionalismo.*
- *À amiga e mentora Rosana Moraes pelo apoio e idéias fornecidas ao longo deste trabalho.*
- *À pesquisadora Silvia Egler pelo apoio, dedicação e companheirismo, e, principalmente, pelo auxílio na realização dos ensaios ecotoxicológicos.*
- *Aos técnicos da FIRJAN que auxiliaram na coleta das amostras de solo.*
- *Aos bolsistas Elton Santos, Raphael Antônio, Ana Paula Rodrigues e Aline Ramos pelo apoio na realização dos ensaios desta tese.*
- *Ao Centro de Tecnologia Mineral – CETEM pelo acolhimento e infra-estrutura.*
- *À Golder Associates Brasil pelo incentivo e flexibilidade demonstrados ao longo do período de realização desta tese.*

RESUMO

Todas as formas de vida podem ser afetadas pela presença de metais dependendo da dose e da forma química. Muitos metais são essenciais para o crescimento de todos os tipos de organismos, desde microrganismos até mesmo o ser humano, sendo requeridos em baixas concentrações, mas podem danificar sistemas biológicos, dependendo da concentração existente, condições de uso e susceptibilidade do organismo envolvido.

Uma dificuldade surge ao se converter o risco associado a um particular agente químico em uma medida do risco total representado por todos os agentes poluentes liberados em um determinado local ou região. Neste contexto, buscam-se relacionar a intensidade da poluição com os potenciais riscos à saúde humana e/ou ao meio ambiente, e expressá-los como estimativas numéricas comparáveis. Para tal, foram desenvolvidas metodologias para avaliação de risco à saúde humana e ecológico face a um cenário de contaminação. Os resultados de uma avaliação de risco permitem identificar os compostos químicos de interesse (CQIs), bem como as sub-áreas dentro da área de estudo que representam risco. Estas informações podem ser usadas para orientar decisões de gerenciamento de riscos, incluindo decisões de se e onde ações de remediação seriam necessárias.

O objetivo geral da presente tese é avaliar se a área de uma empresa metalúrgica desativada, contaminada por metais pesados, representa risco à saúde humana e/ou ao meio ambiente. Para tal foi utilizada uma abordagem toxicológica baseada nas metodologias de avaliação de risco à saúde humana e ecológico propostas pela US EPA (*United States Environmental Protection Agency*), bem como a realização de testes ecotoxicológicos com minhocas (*Eisenia foetida*), a fim de se auxiliar o plano de descomissionamento e o estabelecimento das metas de remediação específicas para o local em estudo para diferentes usos futuros da área.

Para todos os cenários hipotéticos de uso futuro da área, os riscos calculados para receptores humanos (efeitos cancerígenos e não-cancerígenos) e para receptores ecológicos foram considerados inaceitáveis. Na avaliação de risco à saúde humana, os maiores níveis de risco foram para Cd, Pb, Hg e Zn, no cenário agrícola para crianças expostas via ingestão e contato dérmico com solo e água subterrânea. Na avaliação de risco ecológico, os maiores níveis de risco foram para invertebrados, microrganismos, pequenos mamíferos e plantas, para Al, Cd, Fe, Hg, Se e Zn.

Os resultados dos testes ecotoxicológicos agudos em solo com invertebrados sugeriram uma relação entre as concentrações de zinco nas amostras de solo com os efeitos tóxicos em minhocas (quanto maior a concentração de zinco, maiores os efeitos). Os resultados dos testes com elutriato sugeriram toxicidade também na fração solúvel do solo presente na área.

Face aos resultados da análise de risco ambiental, faz-se necessária uma intervenção na área. Para tal, foram calculadas metas de remediação com base no risco (MRBR), específicas para todas as substâncias que apresentaram valores de risco inaceitáveis. As metas foram calculadas para todos os cenários de exposição e receptores identificados no modelo conceitual e adotou-se o valor mais restritivo obtido como sendo a meta de remediação a ser adotada para a área, visando a proteção de todos os receptores (humanos e ecológicos, quando aplicável).

ABSTRACT

All life forms can be affected for the presence of metals depending on the dose and the chemical way. Many metals are essential for the growth of all types of organisms, from bacteria even the humans, they are requested in low concentrations, but they can damage the biological systems depending on the dose, use conditions and the susceptibility of the involved organism.

A difficulty appears in converting the risk associated to a particular chemical agent in a total risk measurement represented by all pollutant agents liberated in a certain place or area. In this context, they are looked for to relate the intensity of the pollution to the potentials risks to human health and/or to the environment, and to express them as comparable numeric estimates. For such, an environmental risk assessment methodologies was proposed. The risk assessment is used to determine the specific pollutants in a place that represents human health and/or ecological risk. The results of the risk assessment allow to identify the chemical compounds of concern (COCs), as well as the sub-areas in the under area of study that represents risk. These information can be used to guide decisions of risk management, including decisions if and where the determination of the risk is necessary, besides making possible the development of remediation plans for polluted places based on the risk.

This works aims at assessing if the area of a metallurgical company disabled, represents risk to the human health and/or to the environment. A toxicological approach was used based in the methodologies of human health and ecological risk assessment proposed by US EPA, as well as the accomplishment of ecotoxicological tests in earthworms (*Eisenia foetida*), in order to help in the decomissioning plan and the establishment of the specific remediation goals for the study area.

For all the area's future hypothetical scenarios, the calculated risks for human (carcinogenic and non-carcinogenic effects) and ecological receptors were considered unacceptable. At the Human Health Risk Assessment, the higher risk levels were found for Cd, Pb, Hg and Zn, at an agricultural scenario for exposed children through the ingestion and dermal contact with soil and groundwater; at the Ecological Risk Assessment, the higher levels were found for terrestrial organisms (regarding to Al, Cd, Fe, Hg, Se and Zn).

The toxicity test results for soil with earthworms suggests a relationship between the concentration of zinc on soil samples and the earthworm's effects (higher the zinc concentrations = higher effects).

According to the environmental risk assessment, an intervention is needed at the area; so the Soil Specific Target Levels (SSTL) were calculated for each substance, which presented a risk level considered unacceptable. The most restrictive value of SSTL was adopted to be applied on site, aiming at protecting the human and ecological receptors (when feasible).

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO 1
1.1 Considerações Gerais 1
1.2 Objetivos 2
1.2.1 Objetivo Geral 2
1.2.2 Objetivos Específicos 2
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 3
2.1 Solo 3
2.1.1 Composição e Propriedades 3
2.1.2 Substâncias Naturalmente Ausentes no Solo 5
2.1.3 O Solo como Atenuador de Poluição 6
2.2 Metais – Aspectos Gerais 6
2.2.1 Metais Nutricionalmente Essenciais 8
2.2.2 Metais Tóxicos com Nenhum Efeito Benéfico Conhecido 8
2.2.3 Metais Tóxicos com Possíveis Efeitos Benéficos 8
2.2.4 Metais Cancerígenos 9
2.2.5 Metais Pesados 10
2.3 Algumas Particularidades Relacionadas à Avaliação de Risco de Metais (US EPA, 2007) 11
2.4 Zinco 15
2.4.1 Histórico 15
2.4.2 Características e Ocorrência 16
2.4.3 Contaminação por Zinco 17
2.4.4 Toxicidade do Zinco 18
2.4.5 Metalurgia do Zinco 18
2.5 Descomissionamento de Unidades Metalúrgicas 20
2.6 Avaliação de Risco Ambiental 20
2.6.1 Avaliação de Risco à Saúde Humana 21
2.6.2 Avaliação de Risco Ecológico 27
2.6.3 Testes Toxicológicos na Avaliação de Risco 32
2.6.4 Testes de Ecotoxicidade em Solo com Minhocas 36
2.6.5 Avaliação das Incertezas na Avaliação de Risco 39
2.6.6 Metas de Remediação Baseadas em Risco (MRBR) 43
3. METODOLOGIA 45
3.1 Caracterização da Área em Estudo 45
3.1.1 Avaliação dos Dados Disponíveis 45
3.1.2 Amostragem de Solo 45
3.2 Caracterização do Solo 46
3.2.1 Análise Granulométrica 46
3.2.2 pH 46
3.2.3 Umidade 46

3.2.4 Análise Química - Metais 47
3.3 Avaliação Preliminar do Nível de Contaminação do Local 47
3.3.1 Valores Orientadores Nacionais e Internacionais Utilizados para Avaliação de Risco à Saúde Humana 48
3.3.2 Valores Orientadores Nacionais e Internacionais Utilizados para Avaliação de Risco Ecológico 48
3.4 Avaliação de Risco à Saúde Humana 49
3.4.1 Formulação do Problema 49
3.4.2 Avaliação de Exposição 49
3.4.3 Avaliação de toxicidade 55
3.4.4 Caracterização de Risco 56
3.5 Avaliação de Risco Ecológico 59
3.5.1 Formulação do problema 59
3.5.2 Avaliação da Exposição 59
3.5.3 Avaliação da Toxicidade 59
3.5.4 Caracterização do Risco 59
3.5.5 Ensaios Ecotoxicológicos em Solo 61
3.5.6 Ensaios Ecotoxicológicos em Elutriato 63
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 65
4.1 Caracterização da Área em Estudo 65
4.1.1 Breve Histórico do Empreendimento 65
4.1.2 Localização 65
4.1.3 Visitas Técnicas à Área de Estudo 66
4.2 Caracterização do Solo 67
4.2.1 Propriedades físico-químicas 67
4.3 Cenários hipotéticos de exposição após o descomissionamento 68
4.4 Avaliação de Risco à Saúde Humana 69
4.4.1 Seleção dos Compostos Químicos de Interesse(CQIs) 69
4.4.2 Caracterização dos Receptores Humanos 72
4.4.3 Caracterização das Possíveis Vias de Exposição 73
4.4.4 Modelo Conceitual 75
4.4.5 Concentrações dos Compostos Químicos Utilizadas 77
4.4.6 Variáveis Populacionais e de Tempo de Permanência Utilizados 77
4.4.7 Classificação dos Efeitos dos Contaminantes 84
4.4.8 Valores de Referência de Toxicidade 85
4.4.9 Sumário dos Resultados da Avaliação de Risco à Saúde Humana 87
4.5 Avaliação de Risco Ecológico 97
4.5.1 Seleção dos Compostos Químicos de Interesse(CQIs) 97
4.5.2 Caracterização dos Receptores Ecológicos 102
4.5.3 Modelo Conceitual 102
4.5.4 Sumário dos Resultados da Avaliação de Risco Ecológico 103

4.6 Estimativas das Metas de Remediação Baseadas em Risco (MRBR) 117
5. CONCLUSÕES 121
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 122
7. APÊNDICES..... 132

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 Exemplos de Escalas Granulométricas (Vargas, 1977) 5

Tabela 2.2 Classificação dos metais com base nos efeitos à saúde. 7

Tabela 2.3 Propriedades físico-químicas do zinco e alguns compostos. 16

Tabela 3.1 Tipos de métodos e matrizes utilizadas nas análises de metais. 47

Tabela 4.1 Valores de pH e umidade das amostras de solo. 67

Tabela 4.2 Distribuição granulométrica do solo contaminado (Amostra C 05).....68

Tabela 4.3 Teor de metais nas amostras de água subterrânea (FIRJAN, 2004, 2005) e comparação com valores orientadores para proteção da saúde humana 70

Tabela 4.4 Teor de metais nas amostras de solo (coletadas para tese) e comparação com valores orientadores para proteção da saúde humana. 71

Tabela 4.5 Resumo dos CQIs selecionados para avaliação de risco à saúde humana (ARSH) 72

Tabela 4.6 Concentrações dos compostos químicos medidas e estimadas utilizadas no cálculo do risco à saúde humana 77

Tabela 4.7 Parâmetros Populacionais Utilizados nas Estimativas das Doses – Cenário Agrícola 78

Tabela 4.8 Parâmetros Populacionais Utilizados nas Estimativas das Doses – Cenário Residencial 79

Tabela 4.9 Parâmetros Populacionais Utilizados nas Estimativas das Doses – Cenário Industrial 80

Tabela 4.10 Variáveis de Tempo Utilizadas nas Estimativas das Doses – Cenário Agrícola 81

Tabela 4.11 Variáveis de Tempo Utilizadas nas Estimativas das Doses – Cenário Residencial 82

Tabela 4.12 Variáveis de Tempo Utilizadas nas Estimativas das Doses – Cenário Industrial 83

Tabela 4.13 Sistemas de classificação para substâncias químicas desenvolvidos pela US EPA e IARC 84

Tabela 4.13 Classificações Carcinogênicas dos CQIs para Via Oral 84

Tabela 4.14 Valores de Referência de Toxicidade Orais para CQIs....86

Tabela 4.15 Sumário do risco cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos)....87

Tabela 4.16 Sumário do risco não cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos)....88

Tabela 4.17 Sumário do risco cancerígeno para trabalhadores rurais (crianças)....89

Tabela 4.18 Sumário do risco não cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos)....90

Tabela 4.19 Sumário do risco cancerígeno para residentes (adultos)....91

Tabela 4.20 Sumário do risco não cancerígeno para residentes (adultos)....92

Tabela 4.21 Sumário do risco cancerígeno para residentes (crianças)....93

Tabela 4.22 Sumário do risco não cancerígeno para residentes (crianças)....94

Tabela 4.23 Sumário do risco cancerígeno para trabalhadores 95

Tabela 4.24 Sumário do risco não cancerígeno para trabalhadores....96

Tabela 4.25 Teor de metais nas amostras de solo (coletadas para tese) e comparação com valores orientadores para proteção da saúde de receptores ecológicos específicos *(Continua...)*....99

Tabela 4.26 Resumo dos CQIs selecionados para receptores ecológicos específicos.102

Tabela 4.27 Resultados de risco para receptores ecológicos (plantas) 104

Tabela 4.28 Resultados de risco para receptores ecológicos (invertebrados terrestres) 105

Tabela 4.29 Resultados de risco para receptores ecológicos (microrganismos)....106

Tabela 4.30 Resultados de risco para receptores ecológicos (pequenos mamíferos)...107

Tabela 4.31 Parâmetros utilizados e resultados de risco para receptores ecológicos (gado de corte)....108

Tabela 4.32 Parâmetros utilizados e resultados de risco para receptores ecológicos (gado leiteiro) 109

Tabela 4.33 Parâmetros utilizados e resultados de risco para receptores ecológicos (galinhas) 110

Tabela 4.34 Resultados dos ensaios preliminares de ecotoxicidade em minhocas 111

Tabela 4.35 Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com minhocas para determinação da CL_{50} 113

Tabela 4.36 Resultados dos testes de fuga realizados com minhocas 114

Tabela 4.37 Resultados do teste de perda de biomassa realizado com minhocas 115

Tabela 4.38 Resultados dos testes de ecotoxicidade *Daphnia similis* (efeitos agudos) 116

Tabela 4.39 Resultados dos testes de ecotoxicidade *Ceriodaphnia dubia* (efeitos crônicos) 117

Tabela 4.40 Metas de remediação para cada um dos cenários hipotéticos de uso futuro da área 118

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Unidades estruturais comuns dos silicatos (Baird, 2002). 4

Figura 2.2 Três Elementos do Risco. 24

Figura 2.3 Procedimento para Análise de Risco Ecológico de acordo com a agência de proteção ambiental americana (US EPA, 1998). 29

Figura 4.1 Localização da área de estudo. 66

Figura 4.2 Localização dos pontos de amostragem de solo – amostras coletadas para tese. 67

Figura 4.3. Modelo Conceitual de Exposição para o Cenário Hipotético Agrícola 75

Figura 4.4. Modelo Conceitual de Exposição para o Cenário Hipotético Residencial 76

Figura 4.5. Modelo Conceitual de Exposição para o Cenário Hipotético Industrial 76

Figura 4.6 Risco cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos) 88

Figura 4.7 Risco não cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos).....89

Figura 4.8 Risco cancerígeno para trabalhadores rurais (crianças).....90

Figura 4.9 Risco não cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos).....91

Figura 4.10 Risco cancerígeno para residentes (adultos) 92

Figura 4.11 Risco não cancerígeno para residentes (adultos).....93

Figura 4.12 Risco cancerígeno para residentes (crianças) 94

Figura 4.13 Risco não cancerígeno para residentes (crianças).....95

Figura 4.14 Risco cancerígeno para trabalhadores 96

Figura 4.15 Risco não cancerígeno para trabalhadores 97

Figura 4.16 Modelo conceitual de exposição para receptores ecológicos no cenário agrícola 103

Figura 4.17 Correlação entre as taxas de letalidade de minhocas com a concentração de zinco.....112

Figura 4.18 Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com minhocas para determinação da CL_{50}.....113

Figura 4.19 Correlação entre o percentual de perda de biomassa e a concentração de zinco.....115

1. INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Gerais

Os metais pesados são substâncias químicas que apresentam um grande potencial de poluição e toxicidade; sendo que eles diferem de outros agentes tóxicos porque não são sintetizados nem destruídos pelo homem.

Sabe-se que nenhum agente químico é totalmente seguro ou perigoso por si mesmo. De maneira geral, a quantidade utilizada, condições de uso e a susceptibilidade do organismo vivo envolvido é que determinam o risco. Uma dificuldade surge em se converter um risco associado com um particular agente químico a uma medida de risco total representado por todos os agentes poluentes liberados em um determinado local ou região (Bidone *et al*, 2000).

Embora um enfoque único não seja recomendado nas avaliações de risco por exposições a múltiplas substâncias, recomendam-se diretrizes gerais para a avaliação de riscos proposta para qualquer situação em que uma população está exposta ou potencialmente exposta, a dois ou mais compostos, que causem preocupação. No método utilizado deve-se assumir o fenômeno de atividade de doses (ou de resposta), considerando todas as doses estimadas para as diferentes substâncias como doses da mesma substância, apenas diferenciando-as entre substâncias cancerígenas e não-cancerígenas, não sendo incorporada nenhuma forma de interação antagônica ou sinérgica entre as substâncias. Afirma-se que a aditividade de dose (ou de resposta) é teoricamente válida e, portanto, é a que melhor se aplica para avaliar exposições de múltiplos elementos, de ação similar e que não interatuam. Propõe-se que a suposição de atividade produza geralmente cálculos neutros de risco (ou seja, nem conservador nem indulgente) e que seja aceitável para compostos que induzam tipos similares de efeitos nos mesmos locais de ação (USEPA, 1989a).

A metodologia de avaliação de risco ambiental (USEPA, 1989a; 1998) pode ser definida como uma metodologia quantitativa que utiliza modelos biológicos e estatísticos e resulta em estimativas numéricas, ou índices, que relacionam a intensidade da poluição aos riscos à saúde de receptores humanos e ecológicos. Tais índices são comparáveis entre si e podem ser utilizados no gerenciamento ambiental, com vistas à seleção da melhor metodologia de descomissionamento de um local.

A avaliação de risco ambiental serve como ferramenta para auxiliar planos de descomissionamento e o estabelecimento das metas de remediação específicas para o local em estudo; uma vez que considera os cenários de exposição particulares de cada local.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

A presente tese tem como objetivo auxiliar o plano de descomissionamento de uma indústria metalúrgica de zinco, avaliando o potencial risco à saúde de receptores humanos e ecológicos resultante da exposição a contaminantes presentes no solo e na água subterrânea na área de influência direta da referida indústria.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Executar uma avaliação de risco à saúde dos receptores humanos que trabalham, residem e/ou transitam próximo ao local.

- Executar uma avaliação de risco para os receptores ecológicos expostos aos possíveis contaminantes presentes na área de interesse.

- Realizar uma avaliação de toxicidade específica para o local, utilizando-se para tal ensaios ecotoxicológicos de efeitos letais e sub-letais, a fim de se auxiliar o plano de descomissionamento e o estabelecimento das metas de remediação específicas para o local em estudo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Solo

2.1.1 Composição e Propriedades

Solo é a camada superficial da terra arável possuidora de vida microbiana. Algumas vezes o solo é espesso, outras vezes pode ser reduzido a uma delgada película ou mesmo deixar de existir. As rochas que afloram na superfície do globo são submetidas a ações modificadoras pelos diversos agentes exodinâmicos (Guerra, 1978).

O solo é um meio complexo e heterogêneo, produto de alteração do remanejamento e da organização do material original (rocha, sedimento ou outro solo), sob a ação da vida, da atmosfera e das trocas de energia que aí se manifestam, e constituído por quantidades variáveis de minerais, matéria orgânica, água da zona não saturada e saturada, ar e organismos vivos, incluindo plantas, bactérias, fungos, protozoários, invertebrados e outros animais (CETESB, 2007).

Os fatores da formação do solo são: material de origem; ação dos organismos vivos, tempo, relevo e clima. Pode um solo derivar-se de qualquer tipo de rocha: sedimentar, ígnea ou metamórfica. Seu caráter final não dependerá, exclusivamente, da composição do material de origem, mas, em larga extensão, de outros fatores que contribuem para a formação do solo. A parte principal de muitos solos consiste em minerais de vários tamanhos, mas é a presença de organismos e de matéria orgânica que distingue o solo de um simples manto de decomposição. (Ecoambiental, 2003).

A maioria dos solos é composta principalmente por partículas pequenas provenientes de rochas expostas ao intemperismo, que são os silicatos minerais. Tais minerais são formados por estruturas poliméricas nas quais a unidade fundamental é constituída por um átomo de silício rodeado por um conjunto tetraédrico constituído por quatro átomos de oxigênio (Figura 2.1).

Além dos minerais, os outros componentes do solo são matéria orgânica, água e ar; a proporção de cada um varia grandemente de um tipo de solo para outro. A matéria orgânica, que confere ao solo sua coloração escura, é constituída principalmente por um material chamado húmus, que deriva principalmente de resíduos de plantas. Alguns componentes da matéria orgânica (como a celulose e a hemicelulose) procedem, por sua vez, de decomposição anterior efetuada por organismos que vivem no solo. Os materiais de origem vegetal não-decompostos presentes no húmus são principalmente proteínas e lignina, ambas substâncias poliméricas altamente insolúveis em água. O húmus é constituído essencialmente por ácidos húmicos e fúlvicos (Baird, 2002).

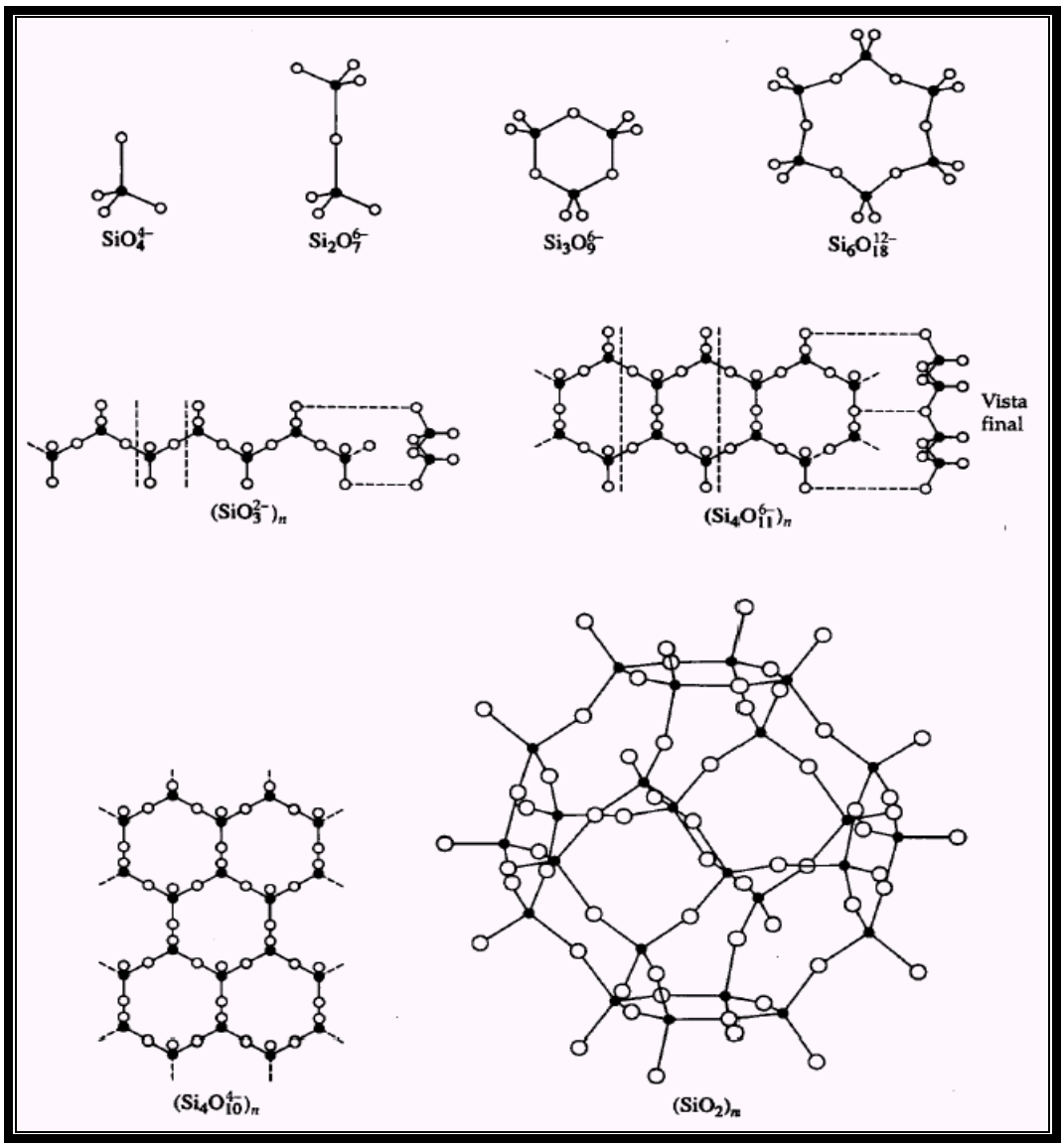

Figura 2.1. Unidades estruturais comuns dos silicatos (Baird, 2002).

O destino final dos metais pesados e também de muitos compostos orgânicos tóxicos é a sua deposição e soterramento em solos e sedimentos. Os metais pesados acumulam-se frequentemente na camada superior do solo, sendo então acessíveis para as raízes das plantas e outros receptores humanos e ecológicos expostos ao solo. Por esta razão, é importante conhecer a natureza destes sistemas e seu mecanismo de funcionamento (Baird, 2002).

Os materiais húmicos têm uma grande afinidade pelos cátions de metais pesados, de maneira que os extraem da água que passa através deles por meio de troca iônica. A fixação de cátions metálicos ocorre, em grande parte, por meio de formação de complexos com os íons metálicos através dos grupos – COOH dos ácidos húmicos e fúlvicos. O ácidos húmicos formam normalmente complexos insolúveis em água, ao passo que os ácidos fúlvicos, de menor tamanho, são solúveis em água (Baird, 2002).

O pH do solo pode variar em uma faixa significativa devido a várias causas. Por exemplo, os solos de áreas com chuvas escassas, mas com elevadas concentrações do sal solúvel carbonato de sódio, Na_2CO_3, tornam-se alcalinos devido à reação de hidrólise do íon carbonato com a água (Baird, 2002).

Os grãos de solo acham-se reunidos de modo a se tocarem entre si deixando espaços vazios, os poros do solo, que são preenchidos por água ou ar. Há, portanto, três fases constituintes dos solos, sólida, líquida e gasosa. O tamanho relativo dos grãos do solo que formam a fase sólida é chamado de textura e sua medida, de granulometria. Para o estudo da textura dos solos granulares (areia e pedregulhos), o método usado é o do simples peneiramento. Para solos mais finos como argilas e siltes, o peneiramento é impraticável; as peneiras deveriam ter aberturas de malha extremamente pequenas. Assim, para grãos menores que 0,075 mm (200 #), emprega-se o método de análise por sedimentação (CETESB, 1992a).

Na Tabela 2.1 estão apresentadas algumas escalas granulométricas estabelecidas por organismos nacionais e internacionais (CETESB, 1992a).

Tabela 2.1 Exemplos de Escalas Granulométricas (Vargas, 1977)

Escalas Granulométricas (mm)	Pedregulho	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila
U.S. Bureau of Sauta	>1	1-0,05	0,05-0,005	<0,005	
Internacioal (Atterberg, 1905)	>2	2-0,2	0,2-0,02	0,02-0,002	<0,002
A.B.N.T. (1945)	>2	2-0,4	0,4-0,05	0,05-0,005	<0,005

A.B.N.T. – Associação Brasileira de Normas Técnicas.

2.1.2 Substâncias Naturalmente Ausentes no Solo

O solo é um compartimento natural constituído por componentes minerais e orgânicos, com suas propriedades físicas, químicas e biológicas. As propriedades do solo, entretanto, não podem ser uma simples combinação das propriedades de seus componentes. A composição dos solos é extremamente diversificada e governada por muitos fatores, sendo os mais importantes as condições climáticas e o material de origem (CETESB, 2001a).

Consideram-se substâncias naturalmente ausentes no solo, aquelas geradas ou isoladas antropogenicamente em processos industriais. A maior parte dos problemas ambientais causados por estes compostos é originada pela destinação inadequada no solo, de resíduos industriais e domésticos, por práticas agrícolas indiscriminadas e por acidentes ambientais (CETESB, 2001a).

2.1.3 O Solo como Atenuador de Poluição

O homem possui a tendência natural de utilizar o solo como receptáculo final de seus resíduos. Os principais mecanismos que podem agir como atenuadores da poluição durante o fluxo do poluente abaixo da superfície são: diluição, tamponamento do pH, precipitação, hidrólise, remoção por oxi-redução, filtração mecânica, volatilização, assimilação ou degradação biológica, filtração em membrana ou adsorção (CETESB, 1992a).

O solo apresenta porosidade variada e, geralmente, estes poros se encontram preenchidos por gases e fluidos. Os contaminantes que chegam à litosfera se movimentam por difusão por intermédio desses fluidos ou da movimentação da água pelos espaços entre as partículas de solo. A velocidade de difusão dos contaminantes depende da massa molecular, da temperatura e do pH do solo, do gradiente de concentração do contaminante, bem como dos constituintes do solo (matéria orgânica, cátions e ânions), dentre outros fatores (Walker *et al*., 2001; van Straalen, 1996).

Se o contaminante apresenta elevada pressão de vapor e baixa afinidade com os constituintes do solo, sofre rápida volatilização. Se a substância é hidrossolúvel, pode ser lixiviado facilmente, atingindo o subsolo, águas subterrâneas e aqüíferos (Chasin e Pedrozo, 2003).

Ao percolar através do subsolo os poluentes estão sujeitos também a mecanismos de atenuação através de processos físicos, reações químicas, processos geoquímicos, além de processos bioquímicos e biofísicos (CETESB, 1992a).

2.2 Metais – Aspectos Gerais

Os metais apresentam uma longa e remota intimidade com a história da humanidade. Não fossem eles, seja por uma beleza encantadora, seja por características imediatamente úteis em cada momento próprio, não teríamos chegado até aqui, pelo menos na forma como hoje nos conhecemos (Cardoso e Chasin, 2001).

Entretanto, apesar de sua utilidade, nem todos os registros associados aos metais são positivos. Acredita-se que estes talvez sejam os agentes tóxicos mais conhecidos pelo homem. Isto porque, muitos dos metais, ao lado dos seus indiscutíveis benefícios, também se mostram associados a vários efeitos negativos, no plano coletivo e no individual. A bem da verdade, esses fatos negativos não derivaram de malignidades inerentes aos metais, porém de usos inadequados, que por várias vezes deles foram feitos (Martins e Lima, 2001).

Todos os elementos na natureza podem ser classificados como metais e não-metais. Inúmeras definições refletem as diferentes propriedades dos metais. Uma definição geral, baseada nas propriedades físicas dos elementos, é a de que metais é um grande grupo de substâncias de aparência opaca, que formam ligas, conduzem calor e eletricidade e que são, usualmente, maleáveis. Mais de 80 dos 125 elementos conhecidos se enquadram nesta definição. Além destes, existem outros elementos cujas propriedades físicas são intermediárias às dos metais e não-metais, e são chamados de metalóides, tais como arsênio, boro, silício e telúrio. Entretanto, em termos de potencial de toxicidade, os metalóides são considerados como sendo metais, com exceção do silício. Existem ainda alguns cátions metálicos de baixa massa molecular que não apresentam propriedades físicas semelhantes às dos outros metais, tais como cálcio, sódio, potássio e magnésio. No entanto, estes cátions são importantes em termos de saúde devido a seu papel essencial no metabolismo dos mamíferos (ERG, 2003).

Outra classificação dos metais tem como base seus efeitos toxicológicos à saúde, bem como seus requisitos nutricionais (essenciais) ou benefícios, tal como mostrados na Tabela 2.2. Esta lista não está completa, mas busca dar exemplos de como uma classificação pode ser conduzida (ERG, 2003).

Tabela 2.2 Classificação dos metais com base nos efeitos à saúde.

Metais essenciais nutricionalmente	Metais tóxicos com possíveis efeitos benéficos	Metais tóxicos com nenhum efeito benéfico conhecido
Cobalto	Boro	Alumínio
Cromo III	Níquel	Antimônio
Cobre	Silício	Bário
Ferro	Vanádio	Berílio
Manganês *(animais, mas não para humanos)*		Cádmio
Molibdênio		Chumbo
Selênio		Mercúrio
Zinco		Prata
		Estrôncio
		Tálio
		Estanho

Dentre os metais, os chamados “metais pesados” são os que apresentam maior potencial de poluição e toxicidade. Embora amplamente utilizado, o termo “metal pesado” não possui uma definição única, variando de acordo com o ramo da ciência que o aborda. Ao se questionar um toxicologista sobre esta definição, este provavelmente dará ênfase aos elementos químicos tóxicos aos mamíferos superiores (zootoxicidade). Por um agrônomo, a ênfase será dada principalmente aos elementos químicos tóxicos às culturas vegetais (fitotoxicidade), cuja contaminação no solo possa diminuir a produtividade agrícola. Um químico poderá enfatizar que os metais pesados são aqueles situados na parte inferior da tabela periódica, sendo suas densidades atômicas altas (maior do que 6 g/mL) em

comparação a de outros materiais comuns. Por fim, a idéia comum a estas diversas áreas é a de que os metais pesados são metais ou metalóides que estão associados com poluição e toxicidade (Paolielo e De Capitani, 2003).

Cabe ressaltar que mesmo os metais que são nutricionalmente essenciais para a saúde podem causar efeitos adversos, quando se encontram em níveis inferiores ou superiores aos requeridos para a nutrição ótima (ERG, 2003).

2.2.1 Metais Nutricionalmente Essenciais

Os metais que, geralmente, estão relacionados à nutrição humana são cobalto, cromo III, cobre, ferro, manganês, molibdênio, selênio e zinco. O manganês é citado como um metal nutricionalmente essencial (Goyer e Clarkson, 2001); porém, as evidências disto ainda são relativamente limitadas quanto sua função em espécies não-humanas. Sabe-se que o manganês é ativador e constituinte de muitas enzimas, e que existem relatos dos efeitos decorrentes da deficiência de manganês nos seres humanos, mas a real necessidade em humanos ainda não pôde ser estabelecida devido à ausência de dados (WHO, 1996a).

2.2.2 Metais Tóxicos com Nenhum Efeito Benéfico Conhecido

Arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio e seus compostos inorgânicos são, provavelmente, os metais mais tóxicos no meio ambiente. Eles não têm nenhum valor nutricional ou efeito benéfico para a saúde humana, e são onipresentes na natureza, estando presentes no ar, água e solo, mas em níveis relativamente baixos. Outros metais que também se encontram nesta classe são alumínio, antimônio, bário, berílio, prata, estrôncio e tálio. Esses metais têm muitos usos industriais o que aumenta a probabilidade de exposição humana. As atividades industriais podem também converter a forma metálica dos metais em compostos que podem ser mais solúveis em diferentes meios, com um incremento no risco resultante decorrente de uma maior exposição e toxicidade (ERG, 2003).

2.2.3 Metais Tóxicos com Possíveis Efeitos Benéficos

Existe um pequeno grupo de metais que não são reconhecidos como sendo essenciais à saúde humana, mas podem ter alguns efeitos benéficos em pequenos níveis de exposição; porém, estes metais também são tóxicos quando em altas concentrações. Dentre estes estão: silício, manganês, níquel, boro e vanádio. O arsênio também é considerado por alguns autores como podendo apresentar efeitos benéficos (WHO, 1996b; NAS/IOM, 2003), e alguns compostos orgânicos de arsênio têm sido utilizados como fator de crescimento em aves de abate. Sugere-se que a privação de arsênio pode reduzir o crescimento de ratos, hamisters, cabras, porcos e galinhas; entretanto, o possível efeito benéfico do arsênio nas funções metabólicas

humanas ainda não foi estabelecido. Além disso, o arsênio é classificado como cancerígeno humano em níveis extremamente baixos de exposição, o que deve ser considerado como prioridade maior no controle da exposição humana (NAS/NRC, 1999).

Boro, níquel, silício e vanádio têm demonstrado apresentar funções biológicas em plantas e alguns animais, mas ainda não foi demonstrada sua essencialidade para os seres humanos. Além disso, estudos para humanos ainda são limitados. O boro é um nutriente essencial para plantas e alguns microrganismos e tem função na reprodução e desenvolvimento, além de possibilitar o metabolismo de minerais e carboidratos. Estudos realizados em homens e em mulheres após a menopausa sugerem a ocorrência de homeostase do boro em humanos; porém, isso ainda não foi confirmado em outros estudos (NAS/IOM, 2003).

O níquel não tem demonstrado ser um nutriente essencial para os humanos, mas pode servir como um co-fator ou componente estrutural de metaloenzimas específicas com uma grande variedade de funções fisiológicas em pequenos animais. O níquel tem se mostrado como um facilitador na absorção e metabolismo de íons férricos. Os ratos, quando privados de níquel, demonstraram crescimento retardado, baixa hemoglobina e o metabolismo da glicose prejudicado (NAS/IOM, 2003).

O vanádio não tem demonstrado ter função na nutrição humana. Entretanto, tem-se descoberto sua influência no metabolismo de glicose e lipídio em estudos *in vitro*, tal como descrito em NAS/IOM (2003).

Portanto, para alguns metais deste grupo, não existem limites ou níveis rigorosos definidos para os efeitos benéficos à saúde humana, porém níveis para os efeitos adversos já se encontram definidos.

2.2.4 Metais Cancerígenos

Os metais são cada vez mais conhecidos como uma importante classe de Cancerígenos humanos. Pelo menos cinco metais de transição ou metalóides – arsênio, cádmio, cromo VI, berílio e níquel – são classificados como cancerígenos humanos em alguma forma ou para uma via de exposição particular (NAS/IOM, 2003).

A identificação dos mecanismos responsáveis pelo efeito cancerígeno associado aos metais ainda não está claro, em parte devido à natureza complexa das interações metálicas nos sistemas biológicos. Vale ressaltar que metais essenciais podem também ser Cancerígenos. O cromo é um exemplo desta dualidade, ele é essencial na forma de cromo III e cancerígeno na forma de cromo VI (Sunderman, 1978).

2.2.5 Metais Pesados

Os metais pesados diferem de outros agentes tóxicos (p.ex. compostos orgânicos) porque não são sintetizados nem destruídos pelo homem. A atividade industrial diminui significativamente a permanência desses metais nos minérios, bem como a produção de novos compostos, além de alterar a distribuição desses elementos no planeta (Baird, 2002).

A presença de metais pesados muitas vezes está associada à localização geográfica, seja na água ou no solo, e seus efeitos podem ser controlados, limitando o uso de produtos agrícolas e proibindo a produção de alimentos em solos contaminados com metais pesados (Baird, 2002).

2.2.5.1 Contaminação Ambiental por Metais Pesados

Embora a poluição seja freqüentemente relatada como um produto do desenvolvimento da tecnologia moderna, a poluição ambiental causada por metais pesados começou com a domesticação do fogo. Nas cavernas, durante a queima da lenha e a deposição de pequenas quantidades de traços de metais nesse ambiente, seus níveis foram alterados. Com a descoberta da mineração e das técnicas de manuseio dos metais pesados na Era Antiga, estava formado o elo estreito entre a poluição por metais e a história da humanidade. Nesta época, a mineração e o comércio de minérios foram elementos-chave da economia e as técnicas de recuperação de metais constituíram um avanço tecnológico importante para as culturas antigas (Paoliello e De Capitani, 2003).

Emissões de metais para a atmosfera durante fundições foram sérias o suficiente para chamar atenção de muitos autores antigos, que possivelmente foram os responsáveis pela interdição das atividades de mineração na Itália e em algumas cidades próximas. Embora muitas minas antigas da Europa Central tenham sido reabertas no início do século XI, foi durante o século XVI que houve a influência drástica das fundições e instalações industriais na emissão de metais. A Revolução Industrial trouxe uma acentuação sem precedentes na intensidade destas emissões, tanto em massa absoluta quanto no número e no tipo de compostos metálicos liberados para o ambiente (Nriagu *et al*., 1996).

2.2.5.2 Toxicidade dos Metais Pesados

Em algumas situações pode ocorrer um aumento na concentração de metais pesados nos meios aquático, terrestre e atmosférico, gerando concentrações potencialmente tóxicas, às quais grupos populacionais podem estar expostos. Essas exposições podem ocorrer de forma aguda (a mais conhecida), ou de forma crônica, quando, por vezes, fica mais difícil estabelecer o binômio causa-efeito (Vaz e Lima, 2003).

A toxicologia dos metais pesados pode ser definida como o estudo dos efeitos tóxicos de metais sobre as funções biológicas dos organismos vivos. É sabido que os efeitos tóxicos dos metais dependem de diversas variáveis, do hospedeiro, de sua condição temporal e dos parâmetros de exposição, como via, dose e duração. Portanto, todas as formas de vida podem ser afetadas pela presença de metais dependendo da dose e da forma química (Lu, 1996).

Quando absorvidos pelo ser humano, os metais pesados se depositam no tecido ósseo e gorduroso e deslocam minerais nobres dos ossos e músculos para a circulação. Esse processo provoca uma série de efeitos adversos nos receptores expostos (Larini, 1997).

A toxicidade dos metais pesados depende consideravelmente da forma química do elemento, isto é, de sua especiação. A especiação tem relação direta com a solubilidade, biodisponibilidade e persistência dos metais e compostos metálicos no meio ambiente. Diferenças no potencial de toxicidade entre os vários compostos inorgânicos de um metal podem estar relacionadas à solubilidade e a sua toxicocinética. A toxicidade das espécies orgânicas dos metais tem um comportamento biológico distinto dos compostos inorgânicos, podendo ser mais ou menos tóxicas; por exemplo, compostos de arsênio inorgânico, tais como As(III) e As(V), são muito tóxicos, podendo apresentar até efeitos cancerígenos em exposições duradouras; todavia, as suas formas orgânicas, presentes em frutos do mar, não apresentam toxicidade significativa para humanos quando comparadas às formas inorgânicas. Por outro lado, a espécie orgânica de mercúrio, metil-mercúrio, que também é comum de ser encontrado em frutos do mar, apresenta efeitos teratogênicos e neurotóxicos, mesmo em pequenos níveis de exposição (ERG, 2003).

A toxicidade de um metal pesado também pode depender de diversos fatores, tais como o pH e a quantidade de carbono dissolvido e em suspensão, já que interações como complexação e adsorção podem remover de forma satisfatória alguns íons metálicos e eliminar sua atividade biológica potencial (Baird, 2002).

2.3 Algumas Particularidades Relacionadas à Avaliação de Risco de Metais (US EPA, 2007)

Metais na forma inorgânica e compostos metálicos têm características únicas que devem ser consideradas quando o seu risco é avaliado. Algumas destas características específicas não são tipicamente consideradas quando se é feita a avaliação de risco de substâncias orgânicas. Por exemplo, no caso da avaliação para metais deve-se considerar que estes não são criados nem mesmo destruídos por processos químicos ou biológicos; eles apenas são transformados de uma forma química para outra. A forma elementar (valência zero) da maioria dos metais e alguns dos compostos metálicos não são facilmente solubilizados, e como resultado,

os testes de toxicidade que são baseados em sais solúveis podem superestimar a biodisponibilidade e toxicidade destas substâncias. Tal como dito anteriormente, os metais apresentam ocorrência natural; portanto, na sua avaliação de risco, alguns princípios inerentes aos metais devem ser incorporados, assim como:

- ***Metais são constituintes de ocorrência natural no meio ambiente e suas concentrações variam de acordo com as regiões geográficas.***

  - A presença de seres humanos, outros animais e plantas em determinado local está relacionada, dentre outros fatores, à ocorrência natural de metais, uma vez que estes podem vir a se adaptar ou não aos diferentes níveis de metais ali presentes. Muitos animais e plantas apresentam distribuição geográfica que refletem a variedade, necessidade e/ou tolerância a certos metais. Estas diferenças regionais devem ser consideradas na condução de testes de toxicidade, na avaliação de risco e quando se faz a extrapolação de dados de uma região para outra, que certamente apresentarão níveis naturais de metais diferentes.

  - Como resultado da industrialização, os níveis atuais de metais podem estar mais elevados do que aqueles de ocorrência natural. Dependendo do propósito da avaliação de risco, deve-se tomar cuidado no entendimento e distinção dos níveis de ocorrência natural, os níveis *background* (isto é, de fontes naturais e antropogênicas) e as contribuições para os atuais níveis decorrentes da atividade específica de interesse.

  - Como os hábitos alimentares dos humanos e de outros animais são diferenciados, os receptores apresentam uma grande diferenciação na taxa de ingestão de metais (por exemplo, em frutos do mar), resultando em uma grande variabilidade temporal, geográfica e/ou cultural.

- ***Todos os meios (água, ar, solo) apresentam uma ocorrência natural de metais, e os metais também são geralmente introduzidos no meio ambiente como misturas.***

  - Alguns metais apresentam efeitos sinérgicos quando juntos, outros atuam independentemente e outros ainda apresentam efeitos antagônicos. Essas interações são aspectos importantes na avaliação da exposição e dos efeitos.

  - Interações entre metais nos organismos podem ocorrer quando competem entre si por ligações com enzimas de funções específicas ou receptores durante o processo de absorção, excreção ou seqüestro.

- A presença e quantidade de outros metais também é muito importante na condução e interpretação de testes de laboratório.

➢ ***Alguns metais são essenciais para manutenção da saúde de seres humanos, animais, plantas e microrganismos.***

- Efeitos nutricionais adversos podem ocorrer caso metais essenciais não estejam disponíveis em quantidade suficiente. Deficiências nutricionais podem ser inerentemente adversas e podem aumentar a vulnerabilidade de humanos e outros organismos a outros fatores de estresse, incluindo outros metais.

- Quantidades excessivas de metais essenciais também podem resultar em efeitos adversos.

- A essencialidade dos metais também deve ser observada do ponto de vista da relação dose-resposta e esta forma de relação pode variar de acordo com os organismos. Para uma determinada população, "doses de referência" determinadas para sua proteção toxicológica, não devem nunca ser menores do que a dose identificada como sendo essencial. Doses essenciais são tipicamente em função do estágio de vida e do sexo.

➢ ***O comportamento químico dos metais no meio ambiente influencia significativamente o seu destino e efeitos nos receptores humanos e ecológicos.***

Diferentemente dos compostos orgânicos, os metais não são sintetizados nem mesmo destruídos por processos químicos ou biológicos. Entretanto, estes processos podem transformar uma espécie em outra e até mesmo converter formas inorgânicas em orgânicas e vice-versa. Os metais também estão presentes em vários tamanhos (de pequenas partículas a grandes massas). As implicações na avaliação de risco encontram-se a seguir:

- A forma do metal (espécie química, compostos, matriz e tamanho da partícula) influencia na biodisponibilidade, destino e efeitos dos metais.

- A forma do metal é influenciada pelas propriedades ambientais, tais como pH, tamanho de partícula, umidade, potencial redox, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica e sulfetos ácidos voláteis.

- Algumas formas metálicas são usadas na avaliação da exposição e dos efeitos. Por exemplo, os íons metálicos livres são utilizados na avaliação da exposição, sendo esta avaliação feita com base na capacidade competitiva específica que os metais tem de se ligar a sítios específicos de ação.

- Metais ligados a pequenas partículas de material particulado são de importância primária para avaliação da exposição por inalação; no entanto, alguns poucos metais e compostos metálicos existem também na forma de vapor (p.ex. mercúrio).

- Informações disponíveis sobre o mecanismo e efeitos de uma forma metálica podem não ser diretamente aplicáveis a outras formas.

- Formas organometálicas têm características diferentes de formas metálicas inorgânicas e os mesmos princípios e metodologias gerais para avaliação de risco não podem ser aplicados em ambas.

➢ ***A toxicocinética[1] e toxicodinâmica[2] dos metais depende do tipo de metal, da forma do metal ou do composto metálico e da capacidade do organismo de regular e/ou acumular o metal.***

Estes processos são geralmente muito dinâmicos (isto é, variam de acordo com a via de exposição e concentração, metal e organismo). Além disso, há uma influência direta na expressão da toxicidade do metal. As implicações para avaliação de risco incluem o seguinte:

- Certos metais ou compostos metálicos são conhecidos por bioacumular em tecidos, e tal bioacumulação[3] pode estar diretamente relacionada à sua toxicidade.

- Os últimos dados científicos disponíveis relacionados à bioacumulação, apoiam a utilização de fatores de bioconcentração (BCF) e de bioacumulação (BAF) específicos para derivação de valores de referência genéricos de toxicidade de metais, a serem utilizados em avaliações de risco à saúde humana e ecológico.

- Valores individuais de BAF/BCFs constituem a mais valiosa das avaliações específicas de um local. Estes valores são utilizados para minimizar as incertezas de extrapolação através das diferentes condições de exposição.

---

[1] Toxicocinética é o ramo da toxicologia que busca conhecer o comportamento, no sentido de destino, do tóxico após seu contato com o organismo, ou seja conhecer os processos de sua absorção, distribuição e acumulação em tecidos afins, de biotransformação e de eliminação.

[2] Toxicodinâmica é a área da toxicologia que se ocupa do estudo dos mecanismos de ação dos tóxicos, inclusive no plano molecular, e de seus efeitos bioquímicos e fisiológicos.

[3] Bioacumulação é o processo através do qual os seres vivos absorvem e retêm substâncias químicas no seu organismo; pode ser de uma forma direta através do ambiente que os envolve (bioconcentração) e indiretamente a partir da alimentação (biomagnificação).

- Para avaliações regionais e nacionais, BAF/BCFs devem ser expressos em função do meio químico e da concentração de metais nas espécies em particular (ou pelo menos diretamente relacionados aos organismos).

- Transferências ao longo da cadeia trófica também podem ser uma importante via de exposição para metais; porém, a biomagnificação de formas metálicas inorgânicas na cadeia trófica geralmente não é levada em consideração na avaliação de risco para metais.

- Modelos baseados na bioacumulação cinética (p.ex. Modelo DYNBAM) têm demonstrado uma descrição acurada da bioacumulação resultante de diferentes vias de exposição para vários metais e organismos aquáticos, e devem ser consideradas como alternativas para metodologia BCF/BAF quando os dados apropriados estão disponíveis.

- Muitos organismos têm desenvolvido meios fisiológicos e anatômicos para regular e/ou armazenar certos tipos de metais até determinados níveis de exposição daqueles metais que podem não estar presentes nos organismos em uma concentração, forma ou local que pode resultar em efeitos tóxicos.

- O organismo ou tecido que pode ser afetado toxicamente pelo metal difere em função do tipo de organismo ou tecido no qual o metal tende a bioacumular, além de ser afetado por sua própria cinética. Organismos-alvo podem diferenciar de acordo com a espécie, e principalmente em função das diferenças de absorção, distribuição e excreção.

- Ambas, a via de exposição e a forma do metal podem afetar o potencial de carcinogenicidade do metal (avaliado no contexto de risco à saúde humana), bem como o de desenvolvimento de efeitos não-cancerígenos.

- A sensibilidade aos efeitos dos metais varia em função da idade, sexo, estado nutricional, estágio da gravidez e características genéticas.

2.4 Zinco

Como o objeto de estudo da presente tese é uma indústria de metalurgia de zinco, algumas particularidades relativas a este metal serão discutidas a seguir.

2.4.1 Histórico

Desde a mais remota Antiguidade, o zinco era utilizado na forma de óxido de zinco para curar feridas e queimaduras. No fim do século XIX, Gabriel Bertrand descobriu que o zinco era indispensável ao crescimento de um cogumelo, o *Aspergullus niger* (Oligoelementos, 2007).

As ligas metálicas de zinco têm sido utilizadas durante séculos - peças de latão datadas de 1000-1400 a.C. foram encontradas na Palestina e outros objetos com até 87% de zinco foram achados na antiga região da Transilvania (Wikipedia, 2006).

A primeira extração e fundição do metal impuro foi realizada na China, por volta do ano 1000 a.C.. Foi somente no século XVIII que chegou a primeira barra de zinco ao Ocidente, historicamente muito tarde se compararmos ao ferro, cobre ou chumbo. Nessa época, o metal ainda não tinha um nome universalmente aceito, sendo conhecido como tutanego, estanho indiano ou calamina (óxido de zinco), dependendo da região. O termo Zink foi utilizado pela primeira vez por Löhneyes, em 1967 (Nautilus, 2007).

Em 1743 foi fundado em Bristol o primeiro estabelecimento para a fundição do metal em escala industrial, porém, o procedimento ficou em segredo. Cerca de setenta anos depois Daniel Dony desenvolveu um procedimento industrial para a extração do metal, construindo-se a primeira fábrica no continente Europeu (Wikipedia, 2006).

2.4.2 Características e Ocorrência

O zinco é um dos elementos mais comuns da crosta terrestre. É encontrado no ar, solo e água e está presente em quase todos os alimentos. O zinco é um metal de coloração branca azulada que ao ser queimado no ar gera uma chama verde azulada (ATSDR, 2005). Na tabela 2.3 encontram-se algumas das propriedades físicas e químicas do zinco metálico e de alguns de seus compostos.

Tabela 2.3 Propriedades físico-químicas do zinco e alguns compostos.

Propriedades	Zinco	Óxido de zinco	Cloreto de zinco	Sulfato de zinco	Sulfeto de zinco
Fórmula molecular	Zn	ZnO	$ZnCl_2$	$ZnSO_4$	ZnS
Peso molecular	65,38	81,38	136,29	161,44	97,44
Ponto de fusão (ºC)	419,5	100 (decomposição)	283	600 (decomposição)	~1700
Ponto de ebulição (ºC)	908	-	732	-	-
Solubilidade em água (g/L - 25ºC)	Insolúvel	$\sim 2x10^{-3}$	$4,3x10^{3}$	$1,7x10^{3}$	$\sim 7x10^{-3}$
Densidade (g/cm³)	7,14	5,607	2,907	3,54	~4,1

Fonte: ATSDR, 2005.

O ar seco não o ataca, porém, na presença de umidade, forma uma capa superficial de óxido ou carbonato básico que isola o metal e o protege da corrosão. Praticamente o único estado de oxidação que apresenta é +2. Reage com ácidos não oxidantes passando para o estado de oxidação +2 e liberando hidrogênio, e pode dissolver-se em bases e ácido acético (ATSDR, 2005).

O zinco apresenta-se na natureza principalmente sob as formas (Andrade *et al*., 1998):

1 ***Minério Sulfetado*** - A esfarelita, sulfeto de zinco, é a principal espécie mineralógica de zinco e apresenta-se muitas vezes associada a sulfetos de chumbo, cobre e ferro. Os minérios sulfetados são ocorrências primárias de zinco com teores médios de 5% de Zn e normalmente obtidos através de lavra subterrânea, sendo responsáveis por cerca de 90% da produção mundial de concentrado.

2 ***Minério Oxidado*** - Constitui-se de calamina, silicato hidratado de zinco e willemita, silicato de zinco, associadas a carbonato de zinco. Os minérios oxidados são ocorrências secundárias de zinco, encontradas em depósitos superficiais, sendo resultantes da alteração do minério sulfetado.

O zinco é empregado na fabricação de ligas metálicas como o latão, além de ser utilizado na produção de telhas e calhas residenciais. O zinco é, ainda, utilizado como metal de sacrifício para preservar o ferro da corrosão em algumas estruturas, na produção de pilhas secas e como pigmento para tinta na cor branca (ATSDR, 2005).

2.4.3 Contaminação por Zinco

O zinco pode ser encontrado no ar, no solo, na água e está naturalmente presente nos alimentos. O zinco se distribui pelo ar, pela água e pelo solo como resultado de processos naturais e atividades humanas, sendo que os lançamentos de zinco por fontes antropogênicas excedem muito os lançamentos por fontes naturais (Fishbein *apud* ATSDR, 2005).

Grandes quantidades de zinco entram no meio ambiente como resultado de atividades antropogênicas, como mineração, purificação do zinco, chumbo, cádmio, produção de aço, queima de carvão e de lixo. Estes processos podem aumentar a concentração do metal na atmosfera. Lixos de indústrias químicas que utilizam zinco, esgoto doméstico e correntes de água de solos contendo zinco podem transportar o metal para as águas. O nível de zinco no solo aumenta, principalmente, pela disposição de lixo contendo zinco originário da indústria de produção de metais e de materiais elétricos. No ar, o zinco está presente na forma de partículas muito finas. Esta poeira eventualmente se distribui sobre a terra e águas. Grande parte do zinco nas águas deposita-se no fundo. Entretanto, uma pequena quantidade pode permanecer dissolvida na coluna d'água ou como uma fina suspensão. O nível de zinco dissolvido na água pode aumentar à medida que a acidez da água aumenta. Alguns peixes podem bioacumular o zinco e outros animais que se alimentam destes ou de água e alimentos contaminados também podem acumular o metal em seus organismos (ATSDR, 2005).

2.4.4 Toxicidade do Zinco

O zinco é um metal essencial, sendo que tanto a ausência quanto a exposição excessiva podem trazer efeitos nocivos. Existem mais de 200 metaloenzimas que utilizam o zinco como cofator, e sua deficiência pode gerar diversos efeitos. Já foram relatadas falhas no crescimento, retardo na maturidade sexual, que são acompanhadas de desnutrição relacionadas à deficiência de zinco (Goyer e Clarkson, 2001).

O zinco é um elemento químico essencial para as pessoas: intervém no metabolismo de proteínas e ácidos nucleicos, estimula a atividade de mais de 100 enzimas, colabora no bom funcionamento do sistema imunológico, é necessário para cicatrização dos ferimentos, nas percepções do sabor e olfato e na síntese do DNA. O metal é encontrado na insulina, nas proteínas de zinco (*zinc finger*) e em diversas enzimas como a superóxido dismutase (ATSDR, 2005).

Para seres humanos, a ingestão diária recomendada de zinco é em torno de 10 mg, menor para bebês, crianças e adolescentes (devido ao menor peso corporal), e algo maior para as mulheres grávidas e durante o aleitamento. Sendo que a sua deficiência pode produzir retardamento no crescimento, perda de cabelo, diarréias, impotência sexual, lesões oculares e de pele, perda de apetite, perda de peso, aumento do tempo de cicatrização de ferimentos e anomalias no sentido do olfato. As causas que podem provocar uma deficiência de zinco são a insuficiente quantidade na dieta alimentar e a dificuldade na absorção do mineral, que pode ocorrer em casos de alcoolismo, quando é eliminado pela urina ou, ainda, devido à excessiva eliminação por causa de desordens digestivas. O excesso de zinco tem-sido associado a baixos níveis de cobre, alterações na função do ferro, diminuição da função imunológica e dos níveis de colesterol bom (ATSDR, 2005).

O zinco metálico não é considerado tóxico; porém, alguns de seus compostos, como o óxido e o sulfeto, são nocivos. Caso altas concentrações de zinco sejam ingeridas em um curto período de tempo, dores estomacais, náuseas e vômitos podem ocorrer. Ingerir altas concentrações de zinco por vários meses pode causar anemia, danos ao pâncreas e problemas sanguíneos. Não se sabe se altos níveis de zinco afetam a fertilidade ou causam efeitos no feto em humanos (ATSDR, 2005).

2.4.5 Metalurgia do Zinco

A metalurgia é o ramo da ciência aplicada relacionado com a produção de metais a partir dos seus minérios, a purificação de metais, a manufatura de ligas e o uso e desempenho de metais na prática da engenharia. Os processos metalúrgicos relacionam-se com a extração e produção de metais, enquanto que a metalurgia física está relacionada com o comportamento mecânico dos metais (Andrade *et.al.*, 1998).

Existem dois processos básicos de metalurgia de zinco, o processo pirometalúrgico, responsável por cerca de 20% da produção mundial de zinco e o processo hidrometalúrgico, o mais utilizado no mundo (Andrade *et al*., 1998).

1 Processo Pirometalúrgico

O concentrado de zinco, quando sulfetado, é submetido inicialmente à ustulação oxidante na presença de oxigênio, obtendo-se óxido de zinco e SO_2. Esta etapa não se faz necessária no caso do minério já oxidado. Após aglomeração do óxido, este é processado com coque em alto-forno produzindo-se vapor de zinco que é condensado para obtenção do zinco metálico com cerca de 98% de pureza.

Dependendo da pureza desejável para o zinco, este é submetido ao processo de refino, que consiste em nova ebulição para formação de vapor de zinco e posterior condensação, obtendo-se zinco com 99,95% de pureza.

2 Processo Hidrometalúrgico

Em linhas gerais, o processo de extração hidrometalúrgica do zinco consiste em obter-se uma solução de sulfato de zinco, tão pura quanto possível, e em precipitar o zinco metálico da solução, através de eletrólise. Deste modo, o processo compreende os seguintes estágios (Andrade *et al*., 1998):

- Ustulação do concentrado sulfetado a fim de transformar o sulfeto em óxido, que é solúvel em ácido. Este estágio é dispensado no caso de concentrado oxidado.

- Lixiviação do material oxidado obtido com ácido sulfúrico, obtendo-se solução de sulfato de zinco.

- Purificação da solução de sulfato de zinco, sendo o método mais utilizado o da adição de pó de zinco para precipitação de impurezas como cobre, cádmio, cobalto e níquel.

- Eletrólise da solução de sulfato de zinco com regeneração do ácido, que é reutilizado na lixiviação. Obtem-se cátodo de zinco com 99,99% de pureza.

- Refusão dos catodos para produção do zinco nas formas usuais de lingotes ou placas.

O processo de metalurgia do zinco pode ser responsável pela geração de uma série de resíduos e impactos ambientais, uma vez que o zinco encontra-se geralmente associado a outros metais como o chumbo, prata e cobre. Portanto, o processo de descomissionamento de unidades metalúrgicas desativadas é de grande importância, principalmente do ponto de vista ambiental (Andrade *et al*., 1998).

2.5 Descomissionamento de Unidades Metalúrgicas

O descomissionamento de uma unidade metalúrgica é a remoção total ou parcial de sua estrutura visando à recuperação ambiental, bem como a resolução de um problema social ou econômico (Elias, 2003).

Para a realização do descomissionamento necessita-se de uma avaliação dos seguintes aspectos: administrativo, político, social e ambiental, porém o fator decisivo sobre qualquer decisão é o econômico (The Heinz Center, 2005).

Historicamente, as unidades metalúrgicas exauridas eram abandonadas sem que se fossem tomadas providências para reduzir riscos e impactos sócio-ambientais. Na atualidade, em diversos países, as empresas são responsáveis pela reabilitação das áreas degradadas e por tomar providências visando mitigar os impactos negativos do fechamento de empreendimentos. No entanto, muitas vezes ainda se vê uma atitude negligente por parte de certos empreendedores, abandonando a área degradada ou implantando somente medidas insatisfatórias para um adequado fechamento do empreendimento. Tal situação é inaceitável diante dos novos rumos tomados pela humanidade, que exige, ainda que de forma incipiente, a promoção do desenvolvimento sustentável. Surge daí, a necessidade de se pensar em métodos para concretizar a implementação de um plano de fechamento do empreendimento, de forma a satisfazer às expectativas da comunidade e demais interessados (Taveira, 2003).

Neste contexto, o aspecto ambiental é imprescindível de ser avaliado. E, os passivos decorrentes da disposição de resíduos em solos, durante a etapa de operação de uma unidade industrial, são um dos principais aspectos ambientais a serem tratados em um plano de descomissionamento. Desta forma, a avaliação de risco ambiental surge então como uma ferramenta para o tratamento adequado deste aspecto.

2.6 Avaliação de Risco Ambiental

Sabe-se que nenhum agente químico é totalmente seguro ou perigoso por si mesmo. De maneira geral, a quantidade utilizada, condições de uso e a susceptibilidade do organismo envolvido é que determinam o risco (Castilhos *et.al*, 2005).

Desta forma, o crescente número de contaminações ambientais por produtos químicos levou a elaboração de uma metodologia capaz de alocar os recursos destinados à remediação e de alcançar níveis permitidos de concentrações de produtos químicos no meio ambiente. Esta metodologia chama-se análise de risco ambiental e é composta pela avaliação e pelo gerenciamento de risco. A avaliação de risco ambiental permite estimar os riscos causados por um contaminante a partir dos resultados de seus componentes: identificação do perigo, avaliação da

exposição e da toxicidade, e caracterização do risco. Esta metodologia, que *a priori* era aplicada somente para a avaliação do risco à saúde humana, foi modificada e adaptada para a avaliação também do risco ecológico (US EPA, 2004).

Desta forma, a avaliação de risco ambiental fornece uma descrição quantitativa da segurança de um local, tanto para os seres humanos quanto para o meio ambiente. Ela vai além dos padrões ou valores de referência de qualidade ambiental, pois estes valores genéricos não consideram as condições específicas do local, tais como os tipos de pessoas ou de receptores ecológicos presentes neste. Além disso, os padrões não estão sempre disponíveis para todos os contaminantes. Por estas razões, a avaliação de risco freqüentemente é usada para determinar se os contaminantes específicos de um local representam risco ecológico ou à saúde humana. Os resultados de uma avaliação de risco identificam os compostos químicos de interesse (CQIs) e as sub-áreas dentro da área do estudo que representam risco potencial à saúde. Esta informação pode ser usada para orientar decisões de gerenciamento de riscos, incluindo decisões de se e onde a determinação do risco se faz necessária (Lima, 2004).

A metodologia de avaliação de risco é extensamente utilizada e reconhecida por agências reguladoras e pela comunidade científica. Os métodos e procedimentos têm estado disponíveis por muitos anos, e tem crescido o número de pessoas especializadas no desenvolvimento de planos de remediação para locais contaminados baseados no risco (Lima, 2004).

A avaliação de risco fornece uma oportunidade de assegurar que “combinemos o esforço com o risco”. Isto significa que os planos da remediação devem ter os seguintes objetivos: (1) atingir uma redução real do risco; e, (2) identificar as principais causas do risco, sejam elas fontes de contaminação ou vias de exposição que expõem os receptores (humanos e/ou ecológicos) à fonte de contaminação. Os planos de remediação baseados no risco para um local contaminado podem objetivar a redução ou eliminação das fontes de risco e/ou a eliminação das vias de exposição (US EPA, 1989a).

Para fins metodológicos, a avaliação de risco ambiental é dividida em avaliação de risco à saúde humana e avaliação de risco ecológico, e ambas as metodologias encontram-se descritas a seguir.

2.6.1 Avaliação de Risco à Saúde Humana

A metodologia de Avaliação de Risco à Saúde Humana foi introduzida a cerca de 20 anos e sua implementação tem sido atribuída ao interesse mundial em se definir uma metodologia ampla, na qual se possam incluir os vários aspectos relacionados à toxicidade das substâncias, unindo causas e efeitos de uma maneira quantitativa.

O objetivo principal da avaliação de risco à saúde humana é a identificação e quantificação dos riscos a saúde humana, decorrentes de uma contaminação ambiental, uma vez que a saúde humana e a segurança da população devem ser priorizadas, dentre os bens a proteger expostos, na avaliação de risco em uma área contaminada (CETESB, 2001b).

A estrutura da metodologia de avaliação de risco à saúde humana proposta pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana, a "*United States Environmental Protection Agency*" (US EPA, 1989a) foi desenvolvida de maneira que facilitasse a apresentação e o entendimento dos resultados pelo público em geral. Esta metodologia tem sido amplamente utilizada em problemas de poluição ambiental, como ferramenta importante no processo de gerenciamento ambiental (Hoffman *et al. apud* Fernandes e Veiga, 1999; Lima, 2004). Esta metodologia é baseada em princípios de toxicologia humana e no conhecimento das propriedades físico-químicas e comportamento ambiental dos contaminantes.

A maior dificuldade surge em se converter um risco associado com um particular agente químico para uma medida de risco total representado por todos os agentes poluentes liberados em um determinado local ou região. Desde 1986, a US EPA discute a questão com proposições de modelos de avaliação dose-resposta para misturas de substâncias. O paradigma proposto começa com a formulação do problema e com o estabelecimento de modelos que determinem inequivocamente a relação dose-resposta para as misturas. A escolha do efeito crítico e os critérios para atribuir o peso de evidência são determinantes na avaliação de risco de misturas (Lima, 2004).

Embora um enfoque único não seja recomendado para as avaliações de risco por exposições a múltiplas substâncias, recomendam-se diretrizes gerais para a avaliação de riscos para qualquer situação em que uma população está exposta ou potencialmente exposta, a dois ou mais compostos, que causem preocupação. No método utilizado deve-se assumir o fenômeno de aditividade de doses (ou de resposta), considerando todas as doses estimadas para as diferentes substâncias como doses da mesma substância, apenas diferenciando-as entre substâncias cancerígenas e não-cancerígenas, não sendo incorporada nenhuma forma de interação antagônica ou sinérgica entre as substâncias. Afirma-se que a aditividade de dose (ou de resposta) é teoricamente válida e, portanto, é a que melhor se aplica para avaliar exposições de múltiplos elementos, de ação similar e que não interatuam. Propõe-se que a suposição de aditividade produza geralmente cálculos neutros de risco (ou seja, nem conservadores nem indulgentes) e que seja aceitável para compostos que induzam tipos similares de efeitos nos mesmos locais de ação (US EPA, 1989a).

A metodologia de avaliação de risco à saúde humana (US EPA, 1989a) pode ser definida como uma metodologia quantitativa que utiliza modelos biológicos e

estatísticos e resulta em estimativas numéricas, ou índices, que relacionam a intensidade da poluição aos riscos à saúde humana. Tais índices são comparáveis entre si e podem ser utilizados no gerenciamento ambiental, com vistas à seleção da melhor técnica de remediação. Esta metodologia é composta pelas etapas listadas a seguir, que são interligadas:

De acordo com esta metodologia, as seguintes etapas devem ser seguidas, para se quantificar os riscos:

a) Formulação do problema.

b) Avaliação da exposição.

c) Avaliação de toxicidade.

d) Caracterização e quantificação dos riscos.

2.6.1.1 Formulação do Problema

A formulação do problema é a primeira etapa da Avaliação de Risco à Saúde Humana e consiste em se identificar os agentes tóxicos de interesse, suas transformações físico-químicas e transferências inter-compartimentos ambientais (US EPA, 1989a).

A base inicial de dados para execução da avaliação de risco é constituída pelas informações coletadas na etapa de investigação ambiental. Muitas vezes o planejamento da Avaliação de Risco tem como base estudos ambientais desenvolvidos em etapas anteriores. Nestes estudos são geradas informações passíveis de serem utilizadas na Avaliação de Risco. Entretanto, no planejamento deve ser levantado o grau de detalhamento que cada dado ou grupo de informações deve ter para que o processo de Avaliação de Risco seja cumprido de forma satisfatória.

A formulação do problema é usada para focar as etapas subseqüentes da avaliação. Este foco é fornecido usando um princípio fundamental da avaliação de risco; isto é, não há risco se não houver nenhuma ligação entre a fonte contaminada e os receptores. Ou seja, três elementos são requeridos: i) fonte de contaminação; ii) os receptores; e iii) as vias de exposição entre a fonte de contaminação e os receptores (Figura 2.2). Na ausência de algum desses três elementos (fonte, via de exposição ou receptor) o risco não existe. Esta estrutura fonte/via de exposição/receptor serve como base para a investigação do local e é também a base para todas as etapas seguintes de uma avaliação de risco (US EPA, 1989a).

Figura 2.2 Três Elementos do Risco.

A presença de todos os três elementos da Figura 2.2 não indica necessariamente um risco inaceitável. Todavia, a combinação destes indica um potencial de existência de risco. Este potencial é investigado mais detalhadamente na formulação do problema. Para formulação do problema é utilizado o método de seleção preliminar, que fornece (US EPA, 1989a):

- Fonte: compostos químicos de interesse que ocorrem em concentrações superiores aos valores orientadores e/ou aos níveis de referência ou *background*.

- Via de exposição: vias de exposição críticas que servem como rotas primárias de exposição aos compostos químicos de interesse.

- Receptor: receptores preocupantes que apresentem elevados níveis de exposição local.

O método de seleção preliminar dos contaminantes, vias de exposição e receptores está resumidamente esboçado a seguir (US EPA, 1989a):

- Seleção dos contaminantes: O objetivo da seleção preliminar dos contaminantes é focar a avaliação nos contaminantes químicos de maior preocupação. Não são incluídos na avaliação de risco: os compostos químicos que na área de estudo apresentarem teores equivalentes ou inferiores às concentrações de referência; os que apresentarem teores na área de estudo inferiores aos valores orientadores; e/ou os que são classificados como nutrientes essenciais ou os fundamentalmente não-tóxicos. Os compostos químicos restantes, que apresentem potencial para aumentar o risco à saúde, são denominados compostos químicos de interesse (CQIs) e serão considerados na avaliação de risco.

- Seleção das vias de exposição: O objetivo da seleção das vias de exposição é o de determinar quais são todas as possíveis rotas de exposição pelas quais os

receptores podem estar expostos aos contaminantes da área de estudo. Uma lista de possíveis vias de exposição é desenvolvida. Essa lista é então avaliada para que se possa determinar se cada via é aplicável aos receptores.

- Seleção dos receptores: O objetivo da seleção dos receptores é o de selecionar um conjunto representativo dos receptores que podem estar expostos na área do estudo aos contaminantes presentes na água, no solo, no sedimento, no ar e nos alimentos.

Uma vez que a seleção preliminar está completa, a formulação do problema segue com a elaboração do modelo conceitual das interações fonte/vias de exposição/receptor que será o direcionador preliminar do risco no local. Os modelos conceituais são geralmente apresentados na forma de diagramas ou desenhos. Eles constituem o registro visual dos resultados da formulação do problema e podem ser usados para comunicar o que deverá ser abordado nas etapas seguintes da avaliação de risco.

2.6.1.2 Avaliação da Exposição

Na avaliação de exposição é determinada a intensidade, freqüência, duração e caminhos da exposição humana, atual ou futura, a determinado contaminante. A estimativa da exposição pode ser baseada diretamente em dados de monitoramento ambiental ou estimada pelo uso de modelos específicos para as condições existentes (US EPA, 1989a).

A avaliação é desenvolvida observando-se os usos atuais e prevendo-se os usos futuros da área em estudo e seu entorno, sendo necessário (US EPA, 1989a):

- entender os mecanismos de liberação e transporte do contaminante no meio físico;
- identificar as populações expostas;
- identificar todos as vias potenciais de exposição;
- estimar as concentrações nos pontos de exposição, para cada via específica.

A avaliação das informações obtidas permite a elaboração dos cenários de exposição, onde são identificadas as várias possibilidades para que um contaminante, a partir da origem da contaminação, atinja as populações potencialmente receptoras. Os resultados da avaliação da exposição são os valores de ingresso dos compostos indicadores para cada via de exposição específica (atual ou futura) (US EPA, 1989a).

2.6.1.3 Avaliação da Toxicidade

A proposta do processo da avaliação de toxicidade é avaliar o potencial de contaminantes para causar efeitos adversos em indivíduos expostos e providenciar, quando possível, uma estimativa de inter-relação entre a extensão da exposição ao contaminante e o aumento da probabilidade e/ou severidade dos efeitos adversos (Castilhos *et al*., 2005).

Nesta etapa, os bancos de dados toxicológicos servem como fonte de informações sobre a toxicologia dos compostos de interesse e os efeitos adversos à saúde. Esta etapa pode ser dividida em duas atividades principais (US EPA, 2002):

- Identificação dos efeitos adversos - determinação do tipo e magnitude do efeito adverso à saúde que é causado pela exposição a um agente tóxico específico.

- Determinação da dose-resposta - processo de avaliação quantitativa da toxicidade, relacionando-se a dose do contaminante que foi recebida com a incidência de efeitos adversos à saúde em uma dada população exposta.

Esta avaliação pode ser referida a efeitos tóxicos cancerígenos e não-cancerígenos, decorrentes de exposição ambiental.

2.6.1.4 Caracterização de Risco

A caracterização do risco integra todos os dados obtidos nas etapas anteriores, tendo como objetivo quantificar o risco. Neste momento, as concentrações do contaminante medidas nos pontos de exposição e as concentrações teóricas estimadas por meio de modelos de transporte de massa, são comparadas com os dados toxicológicos específicos do composto de interesse. Esta comparação serve para determinar se os níveis de contaminação atuais ou futuros da área podem produzir algum efeito adverso à saúde humana, segundo os índices toxicológicos utilizados.

A caracterização de risco serve como ponte entre a avaliação do risco e o gerenciamento do risco e é, portanto, uma etapa-chave no processo de tomada de decisão. Deve conter não somente a apresentação da estimativa quantificada do risco, como também a discussão e interpretação dos resultados para ajudar no julgamento do significado do risco (US EPA, 1989a).

Tendo em vista que os mecanismos de toxicidade são diferentes para os efeitos cancerígenos e para os não-cancerígenos, as abordagens para a quantificação do risco também são diferentes.

2.6.2 Avaliação de Risco Ecológico

A avaliação de risco ecológico é um método formal e científico para definição e estimativa da probabilidade e magnitude de impactos adversos em plantas, animais e/ou outros receptores ecológicos presentes em uma área específica afetada por um fator de estresse particular. Os fatores de estresse podem ser lançamentos/emissões de produtos químicos, outras ações humanas e catástrofes naturais (EA, 2003).

A avaliação de risco ecológico leva em consideração outros bens a proteger, como o risco a ecossistemas aquáticos ou à fauna e flora. Nela são seguidos, basicamente, os mesmos princípios utilizados para a avaliação dos riscos à saúde humana (US EPA, 1998).

Em 1998 foi publicado pela US EPA o "*Guidelines for Ecological Risk Assessment*", que descreve de maneira clara o processo da Avaliação de Risco Ecológico (ARE): formulação do problema, fase de análise, caracterização do risco. Na condução da avaliação de risco ecológico, esse guia tornou-se um documento chave para muitos gerenciadores de risco e para trabalhos acadêmicos. A partir desta publicação, despertou-se a necessidade da realização deste processo não só para o ser humano, mas para os demais seres vivos, devido principalmente ao fato dos efeitos dos contaminantes para o ser humano serem diferentes daqueles apresentados para a flora e fauna.

No Brasil a avaliação de risco ecológico ainda não é utilizada como ferramenta para o cumprimento das leis ambientais ou como norteadora das tomadas de decisões de proteção ambiental, e sua metodologia ainda não está bem definida e amadurecida. Quando há a necessidade da aplicação da avaliação de risco, utiliza-se ou a metodologia norte-americana ou a metodologia holandesa (Pedrozo *et al.*, 2002). O Estado de São Paulo, por meio de seu órgão ambiental estadual, a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), estabelece uma lista de valores orientadores para solos e águas subterrâneas (CETESB, 2001a). Esta lista é composta por valores de referência, alerta e intervenção (agrícola, residencial e industrial) para solo, além de valores de intervenção para água subterrânea; sendo que estes valores passaram por uma revisão e uma nova lista foi publicada quatro anos depois (CETESB, 2005a). Em 2001, a CETESB publicou ainda o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 2001b) no qual contempla um capítulo denominado "Avaliação de Risco à Saúde Humana", onde era recomendada pela CETESB uma metodologia brasileira para avaliação de risco, apenas para saúde humana, sendo que esta é baseada em metodologias internacionalmente reconhecidas para avaliação de risco, tais como da US EPA (1989a), ASTM (1998), VROM (2000).

Atualmente, em países onde a avaliação de risco já é bastante utilizada, são realizados trabalhos para o desenvolvimento e refinamento de metodologias de avaliação de risco ecológico. E para a sua reprodução regional com o objetivo de produzir literatura relevante e disponibilizar uma quantidade substancial de dados ecotoxicológicos que sustentem a análise de risco. Muitas aproximações são utilizadas na ARE, como a modelagem ecológica, testes toxicológicos, os biomarcadores e os bioindicadores. Todos ainda são pouco utilizados e estudados, mas são ótimas ferramentas para a condução da avaliação de risco. Para a realização de uma avaliação de risco ecológico mais realista e confiável, muitos ecologistas recomendam a integração entre o uso dos modelos ecológicos e a toxicologia com o objetivo de avaliar os riscos para populações ou para níveis ecológicos de organização maiores e alcançar maior relevância (Pastorok *et al.*, 2003).

A avaliação de risco ecológico é um processo lógico para definir, objetivamente, a probabilidade com que um efeito adverso, em um organismo ou em uma coleção de organismos, possa ocorrer devido a uma modificação ambiental, tal como exposição a contaminantes (US EPA, 1998).

Os procedimentos de avaliação de risco ecológico podem ser utilizados para avaliar a probabilidade de que efeitos estejam sendo causados pela exposição presente ou passada (análise retrospectiva) ou a probabilidade de efeitos adversos futuros (análise prospectiva). O paradigma de análise de risco inclui as seguintes etapas principais (Figura 2.3).

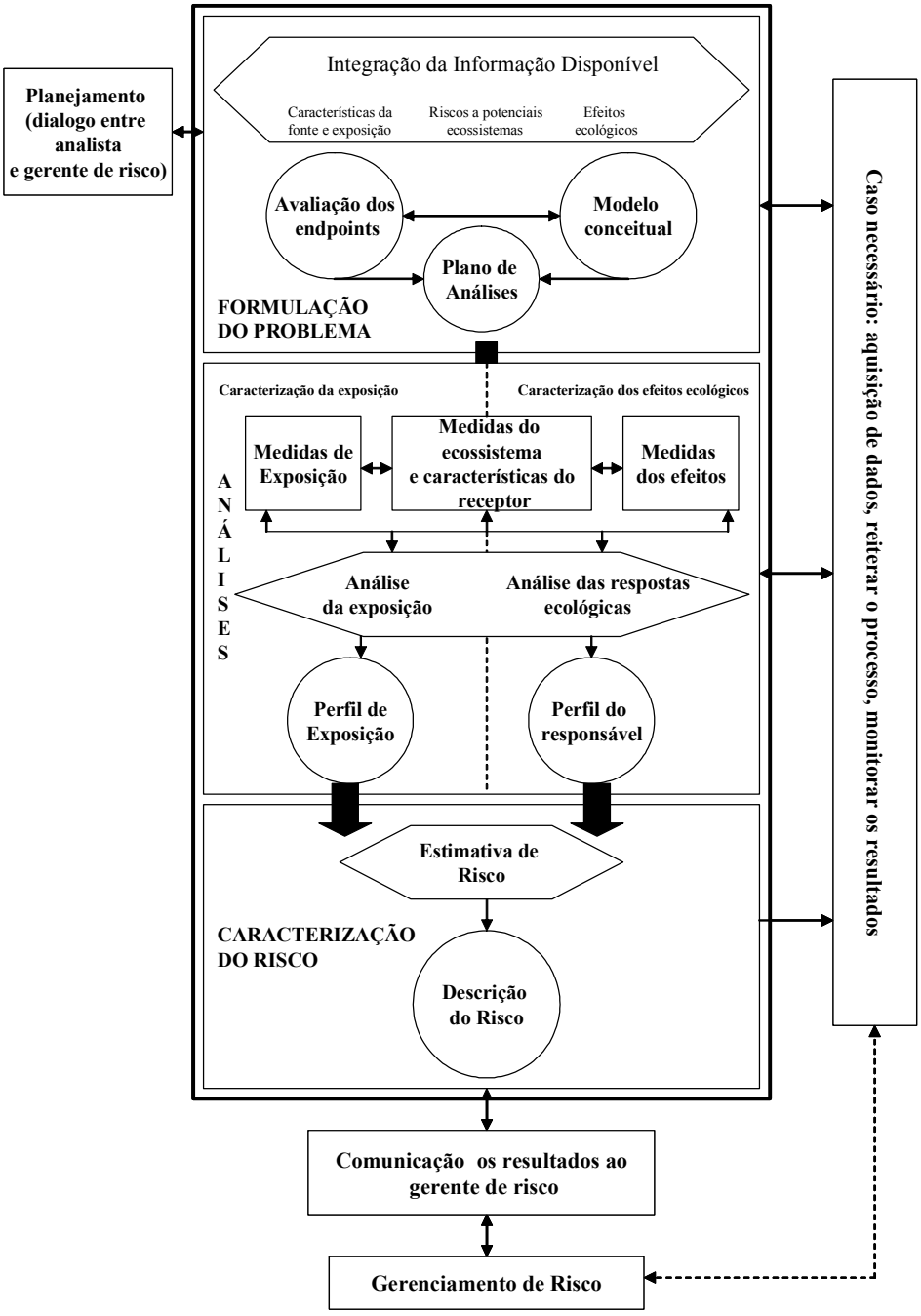

Figura 2.3 Procedimento para Análise de Risco Ecológico de acordo com a agência de proteção ambiental americana (US EPA, 1998).

2.6.2.1 Formulação do Problema

Esta etapa ajuda a focar a avaliação de risco nas substâncias químicas, receptores e vias de exposição de maior preocupação (ou seja, substâncias químicas com o maior potencial tóxico; organismos com maior probabilidade e susceptibilidade de exposição; vias de exposição que contemplem grande parte da exposição às substâncias químicas emitidas). Além dos receptores ecológicos, também devem ser considerados os "componentes ecológicos valiosos" como, por exemplo, um microhabitat único cuja habilidade de funcionamento possa vir a ser afetada pelas

substâncias químicas ou outros fatores de estresse que podem ser potencializados em decorrência do projeto. Isto deve ser feito de forma que se nenhum risco inaceitável for predito neste estágio, é muito provável que nenhum risco inaceitável seja calculado para quaisquer outras substâncias químicas, receptores ou vias de exposição (US EPA, 1998).

A formulação do problema é o processo de planejamento e de determinação do escopo que estabelece os objetivos e foco da análise. Nele, são integradas as informações disponíveis sobre os fatores de estresse, características deste, oportunidades de exposição, características do receptor ecológico e/ou ecossistema potencialmente em perigo, bem como os efeitos ecológicos esperados. Três produtos são esperados após esta integração: a seleção dos objetivos da avaliação - *endpoints* (os componentes ou atributos dos ecossistemas a serem protegidos), a elaboração do modelo conceitual (representação dos meios hipotéticos pelos quais atividades humanas induzem efeitos nos *endpoints*) e o plano de análises (delimitação da análise incluindo dados, parâmetros e métodos necessários para a condução da fase de análise) (US EPA, 2002).

A outra tarefa principal na formulação do problema é o estabelecimento dos objetivos do gerenciamento do risco, os chamados *endpoints* da avaliação. Os objetivos do gerenciamento do risco são os meios para se atingir os *endpoints* indicados anteriormente; por exemplo, como nós atingiremos o valor de risco residual aceitável para o local de mineração para que este possa ser vendido a um comprador em potencial? Um *endpoint* da avaliação é uma indicação geral do que deve ser protegido. A medição do *endpoint* é uma medição quantitativa que serve como limite para determinar se o *endpoint* da avaliação pode ou não ser atingido. Para os receptores humanos, o *endpoint* da avaliação é focado na proteção dos indivíduos. Para os receptores ecológicos (fauna e flora), o *endpoint* da avaliação pode ser a proteção dos indivíduos ou das populações, dependendo da sensibilidade e da importância do receptor para a área do estudo. Uma variedade de medições de *endpoints* pode ser usada para os receptores ecológicos. As medidas da exposição incluem concentrações em água, na vegetação, no solo e no sedimento, e podem também incluir concentrações residuais no tecido. As medidas dos efeitos incluem valores orientadores toxicológicos disponíveis na literatura, bem como dados de campo sobre a comunidade ou estrutura populacional (US EPA, 2002).

A formulação do problema está completa quando os objetivos do gerenciamento do risco e as medições destes estiverem estabelecidos, além da seleção preliminar e do desenvolvimento dos modelos conceituais das interações fontes/vias de exposição/receptores. Os resultados da formulação do problema são reportados às duas etapas seguintes da avaliação de risco: avaliação da exposição e avaliação dos efeitos, consolidadas em uma única etapa chamada de análise do risco.

2.6.2.2 Avaliação da Exposição

Na avaliação da exposição é realizada uma estimativa da dose que o receptor pode estar exposto por todas as vias de exposição aplicáveis. Para organismos terrestres, a avaliação da exposição determina a dose de uma substância química que um animal pode absorver por todas as vias de exposição aplicáveis. A dose depende da concentração nos diferentes meios (isto é, ar, água, solo, sedimento e alimento), quanto tempo o animal passa em contato com este meio e as características fisiológicas deste animal (ou seja, taxas de ingestão, taxas de inalação, peso corporal e preferências alimentares). Para organismos aquáticos, a avaliação da exposição considera a concentração na água a qual cada organismo está exposto, bem como no sedimento (para os organismos que apresentam contato com este). Para avaliação de risco ecológico, a exposição média para a população é o maior interesse, bem como para o gerenciamento do risco que é tipicamente focado em populações (enquanto para avaliação e gerenciamento de risco à saúde humana a preocupação é com os indivíduos) (US EPA, 1998).

2.6.2.3 Avaliação da Toxicidade

A função principal da toxicologia é conhecer o risco de ocorrência do efeito tóxico e a primeira etapa da avaliação da toxicidade, identificação do perigo, é o processo que tenta reconhecer se a exposição a determinado agente pode estar relacionada ao aumento da incidência de determinado efeito adverso e se há possibilidade do seu efeito ocorrer no receptor em questão. A avaliação da toxicidade envolve a caracterização da natureza da exposição e da força de evidência do nexo causal (Chasin e Azevedo, 2003).

Na avaliação da toxicidade determina-se a dose ou concentração aceitável para receptores específicos que podem estar expostos em condições sem risco ou com um risco mínimo de desenvolvimento de efeitos adversos.

2.6.2.4 Caracterização do Risco

Na etapa de caracterização do risco, comparam-se os resultados da avaliação da exposição com os da avaliação da toxicidade e determina-se o potencial das substâncias químicas provenientes do local de causar risco à saúde dos receptores ecológicos (EA, 2003).

O risco é determinado pela razão entre a exposição específica do local e o nível de exposição aceitável. Se essa razão, chamada de quociente de perigo (ou razão de exposição), for menor do que 1, não há risco. Por outro lado, se o quociente de perigo for maior do que 1, há uma possível indicação de risco inaceitável. E, neste caso, os resultados devem ser reavaliados, de acordo com o grau de

conservadorismo aplicado na avaliação e na magnitude do quociente de perigo (US EPA, 1998).

Mais do que um simples procedimento científico, a análise de risco ecológico é mais um instrumento de gerenciamento ambiental. É utilizado para predizer os resultados de atividades tais como utilização de substâncias químicas, introdução de espécies ou para atribuir efeitos observados a causas potenciais em análises retrospectivas. A análise pode também gerar informações que auxiliam a tomada de decisões. Isto é especialmente importante quando várias alternativas de ações de remediação existem e quando os recursos para redução do risco são limitados (US EPA, 1998).

2.6.3 Testes Toxicológicos na Avaliação de Risco

O objetivo principal da toxicologia é gerenciar o risco, o que constitui condição indispensável para o estabelecimento de medidas de segurança na utilização dos compostos químicos e que, consequentemente, assegura a proteção do meio ambiente e da saúde humana (Chasin e Pedrozo, 2003).

O gerenciamento do risco pressupõe sua caracterização, o que é feito pelo conhecimento da toxicidade inerente à substância e pela expressão dessa toxicidade, determinada pelas condições de exposição e de avaliação mensurável das relações, as quais podem ser transformadas em índices que possibilitem a vigilância da exposição (Chasin e Pedrozo, 2003).

Um dos métodos mais empregados para a avaliação dos efeitos adversos de agentes químicos sobre a biota são os testes de toxicidade. Neles são utilizados organismos-teste que podem ser terrestres, de águas continentais, estuarinas e marinhas que ficam expostos aos contaminantes sob condições controladas (CETESB, 2005a).

Estes estudos têm possibilitado o estabelecimento de limites permissíveis de várias substâncias químicas e na avaliação dos impactos de poluentes para organismos do solo e dos corpos receptores (CESTESB, 2005a), já que é economicamente inviável, analítica e economicamente, identificar todas as substâncias tóxicas em compartimentos ambientais e criar padrões para cada uma delas (CETESB, 2005a).

Os testes toxicológicos são realizados expondo-se os organismos testes a um meio – água, sedimento ou solo – com o intuito de se avaliar o efeito da contaminação na sobrevivência, crescimento, reprodução, comportamento e outros atributos destes organismos. Estes testes podem ajudar a determinar de se as concentrações de contaminantes em um determinado meio são altas o suficiente para causar efeitos adversos em organismos. Comumente, testes de toxicidade envolvem a coleta de amostras no local de interesse e envio para um laboratório de toxicidade, onde os ensaios serão realizados. Caso seja julgado conveniente, os analistas podem medir

a toxicidade expondo os organismos testes ao solo ou à água no próprio local – isso é conhecido como testes *in* situ (US EPA, 1994).

Como regra geral, os testes toxicológicos não são obrigatórios para todos os locais contaminados. Porém, de acordo com US EPA (1994) nos locais onde são utilizados, podem contribuir para a avaliação do risco ecológico em vias específicas e em diferentes estágios da avaliação, tal como descrito a seguir:

1) ***Testes toxicológicos podem demonstrar se os contaminantes estão biodisponíveis.*** A presença de contaminantes não pode por si só indicar um potencial de efeitos adversos. Um contaminante pode ter efeitos tóxicos apenas se estiver na sua forma biodisponível. Algumas vezes, a presença de abrasivos, tal como o talco em pesticidas, pode lesionar a superfície dos organismos, aumentando, portanto, o contato de certos contaminantes estes organismos.

2) ***Testes toxicológicos podem avaliar a sinergia dos efeitos tóxicos de todos os contaminantes em um meio.*** Muitos locais contaminados apresentam uma gama complexa de contaminantes, como uma mistura de substâncias potencialmente danosas presentes no meio. Para estes locais, somente os dados químicos não podem predizer acuradamente a toxicidade destes contaminantes. Em contrapartida, os testes de toxicidade podem medir os efeitos sinérgicos do meio contaminado nos organismos. Estes efeitos resultam de: características do meio (tal como dureza e pH, no caso da água), interações entre os contaminantes e interações entre os contaminantes e o meio. Conseqüentemente, os resultados dos testes de toxicidade podem freqüentemente variar muito daqueles preditos com base apenas nos dados químicos.

3) ***Testes toxicológicos podem avaliar a toxicidade de substâncias cujos efeitos biológicos ainda não puderam ser bem caracterizados.*** Os contaminantes presentes em locais contaminados podem incluir substâncias que não foram previamente investigadas quanto a sua toxicidade a receptores ecológicos. Conseqüentemente, a literatura científica não dispõe de dados relevantes relativos a estas substâncias. Para estes locais, os testes de toxicidade nas amostras dos meios contaminados indicam a combinação da toxicidade de todos os contaminantes, incluindo aqueles que não foram previamente testados.

4) ***Testes toxicológicos podem caracterizar a natureza do efeito tóxico.*** Analistas de risco podem utilizar os testes de toxicidade para investigar se a concentração de um contaminante pode causar algum efeito letal ou sub-letal. Alguns exemplos de efeitos sub-letais incluem a redução no crescimento, alterações na reprodução e no comportamento.

5) ***Testes toxicológicos caracterizam a distribuição da toxicidade em um local.*** O analista pode realizar os testes de toxicidade em vários parte do local. Em alguns

exemplos, os testes de toxicidade podem ser uma maneira vantajosa em termos de custo e efetividade para determinar a extensão espacial da toxicidade e identificar as áreas com os maiores níveis de toxicidade.

6) *Testes toxicológicos podem ser utilizados no desenvolvimento das metas de remediação.* Níveis aceitáveis de toxicidade, medidos por testes de toxicidade podem servir de critério para determinação de metas de remediação. Por exemplo, uma meta pode ser reduzir a toxicidade de um corpo d'água após um determinado período. A meta de remediação pode especificar a que nível a toxicidade deve ser reduzida e em quais espécies a toxicidade deve ser medida. As espécies devem ser representativas do local e sensíveis aos contaminantes. As espécies também podem estar relacionadas aos *endpoints* da avaliação.

7) *Testes toxicológicos têm um papel no monitoramento.* Testes de toxicidade podem ser utilizados para monitorar a remediação de locais contaminados. Especificamente, os testes de toxicidade podem indicar se fontes de contaminação foram contidas e se o processo de remediação está sendo efetivo na redução da toxicidade.

8) *Testes toxicológicos têm um papel na determinação se, após a remediação em um local, seria viável o desenvolvimento de uma comunidade ecológica no local.* Por exemplo, se um corpo d'água recebe contaminantes e várias fontes, testes de toxicidade a jusante do recebimento de contaminantes podem ajudar na determinação do potencial deste corpo d'água de suportar uma comunidade ecológica, pode determinar também se as fontes e contaminação devem ou não ser removidas.

Existe uma grande variedade de testes de toxicidade disponíveis, os quais diferem nas espécies, no meio de exposição e nos tipos de efeitos a serem medidos. Na tomada de decisão sobre como conduzir os testes de toxicidade, qual testes escolher e quantos devem ser realizados, os analistas são aconselhados a consultar especialistas qualificados no assunto.

2.6.3.1 Medindo os *endpoints* em um teste de toxicidade: Teste Agudo *vs*. Crônico

Testes de toxicidade podem medir os efeitos letais e/ou sub-letais. Estes efeitos são conhecidos como *endpoints* de medição (atributos ecológicos que podem ser afetados adversamente pela exposição a contaminantes em um local e que podem ser medidos prontamente). Além disso, cada *endpoint* de medição está intimamente relacionado aos *endpoints* de avaliação. Devido a esta relação íntima, os *endpoints* de medição podem aproximar ou representar os *endpoints* da avaliação, se esses não puderem ser medidos diretamente (US EPA, 1992).

Testes de toxicidade aguda são testes de curta duração que medem os efeitos da exposição a concentrações relativamente altas de contaminantes. A medição do *endpoint* geralmente reflete o aumento da taxa de letalidade.

Os testes de toxicidade crônica, por outro lado, geralmente são de longa duração e medem os efeitos em decorrência da exposição a concentrações relativamente menores e menos tóxicos. Para um teste de toxicidade crônica, os *endpoints* de medição compreendem efeitos sub-letais (ex. reprodução, crescimento) ou ambos efeitos letais e sub-letais, consecutivamente.

a) Testes de toxicidade aguda

Um teste típico de toxicidade aguda expõe os organismos testes a uma série de diluições do meio do local e registra o número de mortes após um período específico de tempo, usualmente de 24 a 96 horas. Resultados podem ser analisados comparando o percentual de mortalidade dos organismos expostos ao meio contaminado com aqueles expostos a um meio não-contaminado. Alternativamente, resultados de testes de toxicidade aguda podem ser analisados para estimar a diluição do meio na qual 50% dos organismos morrem. Esta diluição (também chamada de concentração), denominada de CL_{50}, é a medida da concentração letal. Quando um teste de toxicidade aguda reporta um CL_{50}, os resultados do teste usualmente irão especificar a duração do teste, as espécies testadas e o estágio do ciclo de vida das espécies testadas. Como o CL_{50} é apenas uma estimativa empírica dos efeitos para concentrações específicas de contaminantes, coeficientes de variação podem ser calculados para ela (Azevedo e Chasin, 2003).

Para alguns organismos teste, os toxicologistas julgam ser muito difícil a determinação inequivocada de sua morte. Nos testes utilizando estes organismos, os toxicologistas avaliam outros efeitos, tais como a imobilidade, que está muito relacionada à morte. Assim como a morte, para estes efeitos, os resultados podem ser analisados comparando o percentual de efeito para os organismos expostos ao meio contaminado a aqueles expostos ao meio não-contaminado. Alternativamente, os dados podem ser analisados pela estimativa da diluição com que 50% dos organismos demonstraram o efeito. Esta diluição é denominada CE_{50}, que é a concentração de efeito média. Quando um teste de toxicidade aguda reporta o CE_{50}, os resultados do teste têm que especificar qual o tipo de efeito, qual a duração do teste, as espécies testadas, qual o estágio do ciclo de vida destas espécies. Assim como o DL_{50}, o CE_{50} é uma estimativa empírica, portanto, coeficientes de variação podem ser calculados para elas (Azevedo e Chasin, 2003).

b) Testes de toxicidade crônica

Um teste de toxicidade crônica expõe os organismos a uma série de diluições do meio proveniente do local e mede os efeitos sub-letais, e em alguns casos os efeitos

letais também. Os efeitos sub-letais podem incluir a redução no crescimento, impedimento na reprodução, perda na mobilidade, mudanças de comportamento, dentre outros. Os resultados podem ser analisados de diversas maneiras. Uma das mais simples é a comparação direta entre o percentual de efeitos ocorridos nos organismos expostos ao meio contaminados e aqueles expostos ao meio não contaminado. Outras metodologias para análise é a determinação do CE_{50}, do LOEC (*Lowest Observed Effect Concentration*) e do NOEC (*No Observed Effect Concentration*). Estes dois últimos representam, respectivamente, a maior diluição estatisticamente significativa na qual ocorre algum efeito tóxico e a menor diluição estatisticamente significativa na qual nenhum efeito tóxico ocorre (Azevedo e Chasin, 2003).

2.6.3.2 Comparação entre os testes de toxicidade aguda e crônica

Em geral, os testes de toxicidade aguda e crônica diferem no tempo requerido para realizá-los, no custo e a na precisão.

Uma vez que os testes crônicos se estendem por um ciclo de vida e por uma fase critica de desenvolvimento, eles geralmente requerem mais tempo para serem realizados do que os testes agudos com o mesmo tipo de organismos teste.

Requerendo mais tempo para serem realizados do que os testes agudos, os testes crônicos podem ser mais caros. Um teste crônico também pode requerer mais recursos e aumento do número de análises laboratoriais, portanto, aumentam o custo do teste.

Testes crônicos têm uma maior precisão do que os testes agudos. Por exemplo, considerando um teste crônico que expõe invertebrados à água superficial em um *site* e registra o número de invertebrados jovens gerados. Em um meio altamente tóxico, os organismos irão morrer. Em um meio um pouco menos tóxico, eles irão sobreviver, mas sua capacidade de reprodução pode ser prejudicada quando comparada com o controle (Azevedo e Chasin, 2003).

2.6.4 Testes de Ecotoxicidade em Solo com Minhocas

Bioindicadores de efeito são definidos como qualquer alteração, medida no organismo a nível individual, ou na matriz biológica, decorrente da ação de um contaminante ambiental. Indicam um desvio no estado normal que não pode ser detectado no organismo intacto e sim em fluidos corporais, células, tecidos ou realizadas sobre o organismo inteiro. Também podem indicar, em termos bioquímicos, celulares, fisiológicos ou comportamentais a presença de contaminantes e a magnitude da resposta do organismo-alvo (bioindicador) (Linde-Arias *et al.*, 2005).

Duas características dos bioindicadores são: i) permitem identificar as interações que ocorrem entre os contaminantes e os organismos vivos e ii) permitem a mensuração de efeitos sub-letais. Esta última característica permite pôr em prática ações que evitem o desenvolvimento dos efeitos adversos como conseqüência da exposição ambiental (Viarengo *et al*., 2000).

Existe um grande número de bioindicadores que são recomendados por protocolos de agências ambientais nacionais e internacionais, e que são largamente utilizados e estudados (CETESB, 2005a). Dentre eles, encontram-se as minhocas, que são largamente utilizadas em avaliações da contaminação ambiental por substâncias persistentes no solo. Cortet *et al*. (1999) relataram a importância de diferentes invertebrados da fauna do solo na avaliação da contaminação, destacando a importância das minhocas, amplamente utilizadas como organismos-teste em testes de toxicidade.

As minhocas são particularmente úteis no estudo de contaminação de solos por estarem presentes em grande número na biota terrestre (constituem cerca de 92% da biomassa de invertebrados), por terem um comportamento não migratório em relação aos demais animais terrestres e por desempenharem um papel importante na reciclagem de nutrientes (Ireland, 1983; Edwards & Bohlen, 1992; ASTM,1995). Elas mantêm contato direto com o solo (ingerindo grandes quantidades de solo), podendo ser utilizadas como bioindicadores de contaminação do solo sem a necessidade prévia de coleta do solo, assim como os peixes, que são utilizados como bioindicadores de contaminação aquática.

As minhocas se transformaram em uma alternativa viável por serem simples de serem estudadas, demonstrando capacidade de acumulação de poluentes presentes no solo (Ireland, 1983; Neuhauser el al., 1985; Edwards & Bohlen, 1995). Além disso, as minhocas desempenham papel importante na cadeia trófica terrestre e aquática, constituindo uma fonte de recurso para uma grande variedade de organismos, incluindo aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes, insetos e centopéias (Hinton, 2002).

A espécie *Eisenia foetida*, (Lumbricidae: Oligochaeta-) é indicada para a realização de testes de toxicidade por ser uma espécie em que o habitat natural possui uma grande quantidade de matéria orgânica, tais como matéria em compostagem e esterco.

Esta espécie foi escolhida como organismo-teste porque tem reprodução fácil em laboratório e já foi largamente estudada, o que resultou em um banco de dados sobre toxicidade e bioacumulação de uma variedade de compostos (USEPA, 1998). Sua utilização é atualmente recomendada pela *United State Environmental Protection Agency* (USEPA), pela *Americam Society for Testing and Materials*

(ASTM), pela *European Economic Community* (EEU) e pela *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD), as duas últimas européias.

O ciclo de vida de *E. foetida* pode ser dividido em três fases distintas (Jefferies & Ausdsley, 1988): (1) a fase de casulo, consistindo em um ovo que pode produzir de um (1) a 11 indivíduos; (2) a fase jovem, durante a qual o indivíduo cresce fisicamente, porém não pode produzir casulos e por último, (3) a fase adulta, com clitelo completamente desenvolvido e com capacidade de produzir casulos. Tomlin & Miller (1980) relataram que o ciclo de vida da espécie varia entre 51 e 166 dias.

Além de serem usadas nos testes de toxicidade no solo de 7 a 14 dias, as minhocas estão sendo utilizadas em testes de longa duração, como os testes de bioacumulação, reprodução e crescimento (ASTM, 2004), para avaliação dos efeitos sub-letais.

2.6.4.1 Fatores que influenciam o teste de ecotoxicidade com minhocas

Diversos fatores bióticos e abióticos podem afetar os resultados dos testes de ecotoxicidade, e o uso de normas ou procedimentos de testes padronizados minimizam a variabilidade dos resultados e melhoram sua precisão (Barahora *et al.*, 2004).

Alguns fatores bióticos, relacionados ao estágio de vida, tamanho e idade dos organismos-teste podem influenciar os resultados. Devido a tais fatores, é recomendado o uso de organismos testes saudáveis (testadas através de Testes de Sensibilidade a substâncias de referência), de mesmo tamanho e idade.

Os fatores abióticos que interferem nos testes de ecotoxicidade com solo são: temperatura, que deve estar em torno de 22 ± 2°C, umidade entre 35% e 45% e pH, preferencialmente em torno de 7,0. Tais fatores devem ser monitorados durante o teste, ou pelo menos, no início e no final deste.

2.6.4.2 Estudo das relações dose-efeito e dose-resposta

Os ensaios de ecotoxicidade, geralmente, tem como intuito determinar a relação dose-efeito e/ou dose-resposta, ou seja, a relação da dose ou concentração de uma ou mais substâncias químicas em um determinado meio com o efeito e/ou resposta destas em um determinado organismo vivo.

O estabelecimento dos binômios dose-efeito e dose-resposta refere-se aos processos de caracterização da relação entre a dose de um agente tóxico e, respectivamente, a magnitude de determinado efeito à saúde de um indivíduo e à taxa de incidência de determinado efeito numa população (Chasin e Azevedo, 2003).

Assim, a relação dose-efeito indica a relação entre a dose de uma substância química e a magnitude de um efeito biológico qualitativamente especificado em um indivíduo; enquanto, a relação dose-resposta indica a relação entre a dose de uma substância química e a proporção de indivíduos com magnitude quantitativamente especificada de um efeito qualitativamente especificado em um grupo de indivíduos. É o processo pelo qual se caracteriza a relação entre a dose ou a concentração de um agente tóxico e a incidência de determinado efeito adverso na população exposta e, ainda, a estimativa da incidência do efeito em função da exposição (WHO, 1999).

Para estabelecer apropriadamente a curva dose-resposta, devem-se considerar três pressupostos básicos (Eaton e Klaassen, 1996):

- A resposta está inequivocadamente relacionada à presença do agente tóxico no sítio de ação.
- A magnitude do efeito está, de fato, associada à dose:
  - Há um sítio molecular ou receptor com o qual o agente químico interage, produzindo um efeito;
  - A produção e a magnitude desse efeito estão relacionadas à concentração do agente no sítio reativo; e
  - A concentração no sítio está relacionada à dose administrada.
- Há um método para quantificar para avaliar a resposta e um meio preciso de expressar a toxicidade (especificidade dos *endpoints*).

A relação dose-resposta descreve a proporção de respostas individuais em relação à magnitude da dose para um período específico de exposição. Essa relação deve ser estudada para cada substância química com sua toxicidade inerente e seu modo de ação (WHO, 1994; 1999). Consiste no processo de caracterização da relação entre a dose administrada ou recebida de uma ou mais substâncias e a incidência de um dado efeito deletério no ambiente e/ou população exposta a essas substâncias (US EPA, 1989b).

2.6.5 Avaliação das Incertezas na Avaliação de Risco

Existem sempre incertezas associadas ao processo de avaliação de risco ambiental. E a avaliação das incertezas é um procedimento inerente a metodologia (US EPA, 1989a).

As quatro principais fontes de incerteza em potencial de um processo de avaliação de risco ambiental são: variabilidade natural, incerteza do modelo, erros de análise e erros nos dados (US EPA, 2001).

2.6.5.1 Variabilidade Natural

Muitas incertezas existem na avaliação de risco em decorrência da variabilidade natural que existe tanto nas concentrações de compostos químicos quanto na variabilidade biológica (por exemplo, a população de invertebrados bentônicos varia naturalmente em razão de alguns fatores, tais como a profundidade da água). As investigações ambientais realizadas em um local fornecem freqüentemente apenas uma descrição superficial das circunstâncias no local; desta forma, raramente se conhece a variabilidade das condições ambientais ao longo e através dos anos. Do mesmo modo, estudos de fauna e flora podem não estar adequadamente quantificados, devido à variabilidade existente dentro e entre os pontos de amostragem.

Quanto à variabilidade nas concentrações de compostos químicos em uma determinada área de interesse, caso os dados disponíveis sejam insuficientes para caracterizar a variabilidade nas concentrações ao longo do tempo, geralmente as concentrações máximas destes são utilizadas, não importando o quão raramente estas possam ocorrer dentro da série de dados disponível ou se ocorrem somente em uma área muito pequena dentro do local. O uso da concentração máxima auxilia na minimização das incertezas associadas à variação das concentrações.

Análises estatísticas também podem ajudar a determinar se a amostragens foram suficientes para distinguir os "efeitos" da variabilidade natural. Além disso, um estudo designado para um programa de efeitos aquáticos leva vantagem sobre os guias de regulamentação no tamanho da amostragem, nas diferentes localizações de amostragem, e nas medidas de resposta.

Quando existem dados suficientes para representar de maneira confiável a variabilidade natural ao longo do tempo a e com a localização, as avaliações de risco podem fazer uso de toda gama de variabilidades, comparando e contrastando os riscos de exposição em pequena ou em grande escala. A chamada avaliação "probabilística" pode também ser utilizada, quando a avaliação envolve uma amostragem randômica computadorizada de um banco de dados completo para representar a probabilidade de ocorrência de uma determinada exposição.

2.6.5.2 Incertezas do Modelo

A incerteza do modelo aplica-se tanto à avaliação da exposição quanto à avaliação dos efeitos. Os modelos de exposição fazem suposições sobre os parâmetros, tais como taxas de inalação, taxas de ingestão, peso corpóreo, tempo de permanência próximo à área contaminada, etc. Algumas destas suposições vêm de considerações de bases de dados (por exemplo, algumas espécies de receptores animais são bem-caracterizadas por estudos anteriores e têm fatores de exposição bem definidos, publicados por agências reguladoras). Outras suposições podem ser

baseadas no julgamento de profissionais e em dados limitados disponíveis sobre o local de investigação (por exemplo, o tempo de permanência de um animal na área de estudo). Efeitos limiares podem também, freqüentemente, ser derivados por extrapolação de experimentos laboratoriais com animais-teste padrão, tais como ratos e camundongos.

Estas extrapolações são geralmente baseadas em suposições padrão e aceitas cientificamente, assim como a influência do tamanho de corpo nos efeitos limiares; entretanto, mesmo assim elas ainda são uma fonte significativa de incertezas.

Incertezas associadas a suposições utilizadas no cálculo da exposição podem ser contornadas utilizando uma margem da segurança, ou seja, com o uso de suposições conservadoras. Por exemplo, conservadoramente, são usadas as concentrações estimadas nos alimentos, isto é, plantas e animais (incluindo peixes), extraídos do local com as maiores concentrações preditas na fonte (isto é, no ar, no solo, na água).

Incertezas na avaliação dos efeitos podem ser contornadas com a seleção cuidadosa dos VRTs (Valores de Referência de Toxicidade), verificando-se cuidadosamente a validade dos estudos laboratoriais de toxicidade realizados para determinação dos mesmos. O VRT selecionado deve geralmente ser proveniente de estudos onde são investigados efeitos sutis e sub-letais para exposições a longo prazo. Além disso, fatores de segurança são aplicados a estes VRTs (por exemplo, de maneira conservadora, dividi-se o VRT por 10 quando se extrapola a toxicidade de uma espécie animal para outra). Essas medidas se tornam necessárias para que se possa assegurar de que a dose limiar de exposição realmente representa uma dose segura para os receptores em questão.

Se existirem dados suficientes de parâmetros da exposição para um dado receptor (por exemplo, a variabilidade de tempo de permanência no local, a gama de itens alimentares consumidos, bem como a sua taxa de ingestão), uma avaliação probabilística da exposição pode ser conduzida por meio de uma amostragem randômica computadorizada para cada parâmetro. Isto, combinado à amostragem probabilística das concentrações de compostos químicos (ver o item variabilidade natural), produz uma curva de distribuição de exposição, com a quantificação da probabilidade de cada exposição. Por exemplo, poderíamos estimar as exposições que ocorrem 50% do tempo, 1% do tempo, ou 99% do tempo. Isto nos ajuda a compreender o verdadeiro percentual de exposição que excede efeitos limiares.

2.6.5.3 Erros de análise

Erros de análise ocorrem devido à falta de procedimentos padrão de amostragem ou laboratoriais, pela falta de treinamento apropriado nestes procedimentos e/ou pela falta de cuidado na execução destes procedimentos. Por exemplo, se os

instrumentos não forem apropriadamente calibrados, as medições dos parâmetros, tais como pH não serão acuradas.

Erros de análise podem ser minimizados pela adesão ao *Standard Operating Procedures* (também chamados de *Technical Procedures*) para toda amostragem de campo e análises laboratoriais. Relatórios de Controle da qualidade e Garantia de qualidade dos laboratórios analíticos devem ser exigidos e relatórios de coleta preenchidos durante a amostragem para indicar se ocorreram contaminações durante o procedimento de amostragem ou manuseio das amostras ou se houve imprecisão do laboratório.

2.6.5.4 Erros nos dados

Erros nos dados ocorrem quando equívocos são cometidos na transferência dos dados de campo ou laboratoriais para os relatórios oficiais e/ou arquivos eletrônicos de dados. Erros de cálculo também são possíveis de ocorrer.

Os erros de dados podem ser contornados utilizando-se protocolos de padronização de escritório. Os procedimentos de controle de qualidade incluem o seguinte:

a) ter precisão e checar consistentemente todos os cálculos;
b) ter uma revisão sênior de todos os cálculos de exposição;
c) examinar cuidadosamente todos os resultados;
d) transcrever as verificações de erro (isto é, todos os dados de entrada devem ser revisados); e
e) documentar os procedimentos do controle incluindo cadeia de custódia para todas as amostras.

2.6.5.5 Minimização das incertezas

A avaliação de risco utiliza suposições conservadoras para contornar a variabilidade natural e os erros do modelo, sendo assim gera estimativas de risco com uma grande margem de segurança. Portanto, quando a exposição estimada é maior do que a dose limiar (ou seja, dose calculada maior do que um), é importante considerar as suposições conservadoras em que a avaliação foi baseada. Se a dose for menor do que um, podemos confiar que o risco realmente está eliminado, devido a toda margem de segurança incorporada à avaliação. Se a dose for ligeiramente maior do que um, o gerenciamento do risco deverá ser considerado somente após o exame crítico das suposições conservadoras aplicadas e a avaliação do potencial de utilização de dados mais realísticos.

Doses muito maiores do que 1 indicam um grande potencial para aparecimento de efeitos adversos nos indivíduos. O objetivo de uma Avaliação de Risco Ecológico

(ARE) é proteger populações (para receptores que estejam em perigo). Sendo assim, em uma ARE, a constatação de uma dose muito maior do que um é apenas uma etapa para que se possa compreender se existe ou não risco às populações. As etapas seguintes incluem a estimativa do percentual da população que pode ter a dose maior do que um. Isto é freqüentemente realizado, estimando-se a extensão do habitat de cada receptor onde ocorrem doses maiores do que um.

O resultado geral da utilização de suposições conservadoras é a confiabilidade de que os riscos calculados não são nunca subestimados. Freqüentemente, avaliações de risco mais complexas (e caras) não são requeridas se o gerenciamento do risco tiver sido baseado em estimativas conservadoras, mesmo para aquelas estimativas de risco que ficaram pouco acima dos valores limiares de efeito.

2.6.6 Metas de Remediação Baseadas em Risco (MRBR)

No processo de Avaliação de Risco Ambiental, podem-se estimar quais seriam as máximas concentrações dos compostos químicos de interesse no meio físico que não causem risco à saúde humana ou ambiental, caso ocorra uma situação de exposição de um indivíduo ou uma população. Estas concentrações aceitáveis são chamadas **Metas de Remediação Baseadas em Risco (MRBR)** (US EPA, 1992).

As Metas de Remediação Baseadas em Risco devem ser estabelecidas a partir do modelo conceitual desenvolvido para a Avaliação de Risco, considerando as seguintes premissas (US EPA, 1992):

- Toda MRBR deve ter como base um estudo de Avaliação de Risco.
- Toda MRBR deve ser quantificada a partir de um Risco Aceitável.

A MRBR deve ser calculada considerando a etapa de avaliação de exposição e o modelamento matemático de transporte, além da atenuação natural de contaminantes. Para o cálculo da MRBR devem ser consideradas as seguintes hipóteses:

- Cálculo da MRBR para um determinado composto químico de interesse, considerando somente um caminho de exposição;
- Cálculo da MRBR para um determinado composto químico de interesse, considerando todos os caminhos de exposição válidos para um determinado receptor ou grupo de receptores, ou seja, exposições simultâneas.

A MRBR é calculada com as mesmas equações utilizadas para o cálculo do risco, a partir da fixação de uma Meta de Risco Aceitável (MR). Logo esta pode ser expressa

a partir de associação das equações utilizadas para o cálculo do ingresso e para o cálculo do risco (US EPA, 1992).

3. METODOLOGIA

A presente tese foi desenvolvida considerando-se as características únicas da área, assim como os objetivos e metas do estudo objetivando, com base em avaliação de risco ambiental, o desenvolvimento de critérios específicos para a área de interesse que poderão ser utilizados no plano de descomissionamento da área. Tais critérios devem considerar os tipos e padrões de utilização do ambiente local por receptores humanos e ecológicos.

De forma a se atingir os objetivos desejados, foi proposta a realização de uma avaliação de risco à saúde humana e ecológico, conforme descrito nos itens a seguir.

3.1 Caracterização da Área em Estudo

Para caracterização da área de estudo realizou-se um levantamento do histórico do empreendimento, além da realização de visitas técnicas ao local.

Foi realizada também uma revisão da literatura com a finalidade de avaliar a qualidade e quantidade dos dados existentes sobre a área de estudo. Foram avaliados, principalmente, os dados das investigações ambientais previamente realizadas (FIRJAN, 2004; 2005), com o intuito de se identificar possíveis lacunas de conhecimento que poderiam comprometer a continuidade dos trabalhos. A revisão incluiu uma avaliação dos dados geoquímicos e hidrogeológicos, bem como dos resultados analíticos de amostras coletadas na área.

3.1.1 Avaliação dos Dados Disponíveis

Antes do início dos trabalhos propostos nesta tese, já haviam sido realizadas investigações ambientais Fase 1 e Fase 2 na área de estudo. Estas investigações prévias foram realizadas pela equipe do CTA (Centro de Tecnologia Ambiental) do Sistema FIRJAN (Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro) (FIRJAN, 2004; 2005).

Nestas investigações encontravam-se disponíveis dados relativos à qualidade do solo e água subterrânea da área de estudo, que serviram de base para o planejamento das próximas etapas do trabalho.

3.1.2 Amostragem de Solo

Foram coletadas, inicialmente, amostras de solo em nove (09) pontos, previamente selecionados. A seleção destes pontos foi realizada com base nos dados disponíveis nas investigações ambientais realizadas pela FIRJAN, sendo que os critérios de seleção foram os seguintes: (1) pontos que apresentaram elevado nível de

contaminação por metais; e (2) pontos de amostragem cujo piso não se encontrava pavimentado, ou seja, que apresentavam via de exposição direta aos possíveis receptores considerados. Foi coletada ainda uma amostra de solo em um local, que aparentemente não apresentava indícios nem histórico de contaminação; esta amostra serviu como controle para a realização dos ensaios ecotoxicológicos.

A amostragem do solo foi realizada com auxílio da equipe do CTA da FIRJAN, especializada neste tipo de procedimento, garantindo a representatividade das amostras. A mesma foi realizada com auxílio de um trado manual. Foram retiradas amostras até cerca de 1,5 m de profundidade (correspondente à profundidade média do lençol freático na área). Sendo que a porção mais superior (cerca de 20 cm) foi descartada.

3.2 Caracterização do Solo

No início dos trabalhos, foi realizada a caracterização do solo coletado na área em estudo. Para tal, foram levantadas as características físico-químicas e análises químicas mais relevantes.

3.2.1 Análise Granulométrica

A classificação granulométrica foi realizada na Usina Piloto do Centro de Tecnologia Mineral (CETEM). Esta classificação foi feita a úmido, com auxílio de uma série de 10 peneiras, cujo diâmetro interno das malhas variou de 4 a 400 malhas *Tyler* (4, 10, 28, 35, 65, 100, 150, 200, 325 e 400 #).

3.2.2 pH

Para determinação do valor do pH do solo contaminado, juntou-se 10 g deste solo com 25 mL de água destilada em um erlenmeyer e este sistema foi levado para agitação em *shaker* por 1 hora. Então, o sistema foi deixado em repouso e o valor de pH do sobrenadante determinado.

3.2.3 Umidade

A determinação da umidade do solo em estudo foi feita em duplicata. Inicialmente, determinou-se a massa da Placa de Petri e então foi adicionada uma certa quantidade de solo úmido e este conjunto foi pesado. Este sistema foi levado para estufa a 60ºC por 16 h. Depois de frio o sistema foi novamente pesado e o percentual de umidade determinado com auxílio das seguintes fórmulas:

$$m_{água} = m_{solo\ úmudo} - m_{solo\ seco}$$

$$\% \text{ UMIDADE} = (m_{água} / m_{solo\ úmido}) * 100$$

3.2.4 Análise Química - Metais

Para caracterização da contaminação presente no solo, foi analisada uma série de metais pesados nas amostras de solo, coletadas nos diferentes pontos de amostragem. Estas análises foram realizadas pela Coordenação de Análises Minerais (COAM) do CETEM, utilizando a técnica analítica mais adequada de acordo com o seu limite de detecção, conforme podemos observar na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 Tipos de métodos analíticos e matrizes utilizadas nas análises de metais.

METAIS	Al	As	Ba	Cd	Pb	Co	Cu	Cr	Fe	Mn	Hg	Ni	V	Zn
Solo	3	2	1	2	2	2	2	2	2	2	3	2	1	2

1. *Análises realizadas por Espectrometria de Absorção Atômica com Chama com C_2H_2 / N_2O / ar.*
2. *Análises realizadas por Espectrometria de Absorção Atômica com chama com C_2H_2 /ar.*
3. *Análise realizada por Titrimetria.*

3.3 Avaliação Preliminar do Nível de Contaminação do Local

Inicialmente, para se determinar o nível de contaminação do local, foram comparadas as concentrações dos contaminantes, disponíveis nos relatórios de investigação ambiental da FIRJAN (água subterrânea e solo) e medidas no solo coletado para esta tese, com os padrões ou valores orientadores preconizados por diversas agências ambientais nacionais e internacionais. Tais padrões representam as concentrações dos contaminantes correspondentes a critérios para a proteção da saúde de receptores humanos e/ou ecológicos, para vias de exposição direta e indireta, utilizando-se para isto fatores conservadores de exposição, de transporte e destino dos contaminantes.

Esta avaliação preliminar é importante, uma vez que permite uma identificação expedita do nível de contaminação no local, determinando se as condições do local demandam avaliações mais específicas, ou seja, o cálculo do risco propriamente dito.

A partir desta avaliação foram selecionados os Compostos Químicos de Interesse (CQIs), tanto para a avaliação de risco à saúde humana quanto para avaliação de risco ecológico. A seleção foi feita comparando-se a concentração medida na área de estudo (água subterrânea e solo) com o menor (mais restritivo) dos valores orientadores consultados. Todos os compostos químicos que ultrapassaram aquele valor em pelo menos uma das amostras analisadas foram selecionados como sendo de interesse.

3.3.1 Valores Orientadores Nacionais e Internacionais Utilizados para Avaliação de Risco à Saúde Humana

3.3.1.1 Solo

- **CETESB (2005b)** – foram utilizados os valores de intervenção para solo de uso residencial, estes valores indicam o limite de contaminação do solo acima do qual existe risco potencial à saúde humana.
- **CCME (2006a)** – padrão canadense para solo de uso residencial.
- **US EPA (2002)** – padrões nacionais dos Estados Unidos de uso residencial do solo, cenário de exposição via ingestão e contato dérmico com solo contaminado.
- **US EPA Reg. 9 (2004)** – metas preliminares de remediação derivadas pela Região 9 dos Estados Unidos para uso residencial do solo.
- **VROM (2000)** – valores de intervenção estabelecidos pela agência ambiental holandesa para solo.

3.3.1.2 Água Subterrânea

- **PORTARIA MS 518 (2004)** – utilização dos padrões de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde e dos padrões de aceitação para consumo humano.
- **CETESB (2005b)** – foram utilizados os valores de intervenção para água subterrânea, estes valores indicam o limite de contaminação das águas subterrâneas acima do qual existe risco potencial à saúde humana.
- **US EPA (2003a)** – padrões nacionais dos Estados Unidos de água para consumo humano.
- **CCME (2006b)** – valores máximos aceitáveis para água a ser distribuída à comunidade, de acordo com o guia canadense de qualidade ambiental.
- **VROM (2000)** – valores de intervenção holandeses para água subterrânea.
- **WHO (2004)** – guia da Organização Mundial de Saúde para qualidade de água potável.

3.3.2 Valores Orientadores Nacionais e Internacionais Utilizados para Avaliação de Risco Ecológico

3.3.2.1 Solo

- **US EPA (2003b)** – valor orientador americano para proteção de receptores ecológicos, Região 5.
- **CCME (2006b)** – padrão canadense para solo uso deagrícola.

- **US EPA (2000)** – valor orientador norte-americano para proteção de receptores ecológicos.
- **ODEQ (2001)** – valores de solo para proteção de receptores ecológicos do *Oregon Department of Environmental Quality*.
- **ORNL (1997a e b)** – Valores ecológicos para solo do *Oak Ridge Nacional Laboratory*.

3.3.2.2 Água Subterrânea

Na avaliação de risco ecológico não foi feita a comparação da concentração medida na área de estudo com os valores orientadores, uma vez que não foram identificados receptores ecológicos de interesse na água subterrânea.

3.4 Avaliação de Risco à Saúde Humana

A avaliação de risco à saúde humana seguiu a metodologia proposta pela agência de proteção ambiental americana (US EPA, 1989a), bem como as diretrizes sugeridas pela CETESB (2001b). Esta avaliação resulta em uma estimativa numérica de risco à saúde humana decorrente da exposição a uma fonte de poluição ambiental. Conceitualmente, tais estimativas podem ser apresentadas como um índice numérico que relaciona os potenciais riscos à saúde humana. Esta metodologia é constituída pelas seguintes etapas:

3.4.1 Formulação do Problema

A Formulação do Problema é a primeira etapa do processo de avaliação de risco e fornece a base para as etapas seguintes. Para isto, um Modelo Conceitual de Exposição é desenvolvido para compreender quais contaminantes estão presentes no local, bem como os receptores humanos que utilizam a área no presente ou poderão usar no futuro, as vias de contato que são, ou serão, possíveis entre a fonte e os receptores. As combinações de componentes ambientais que permanecem possíveis após este exame inicial do Modelo Conceitual de Exposição foram o enfoque dos esforços para a avaliação de risco à saúde humana.

3.4.2 Avaliação de Exposição

Este estágio envolveu o uso de resultados analíticos coletados durante as investigações prévias e visita técnica ao local. O componente-chave da avaliação da exposição foi a avaliação da presença de contaminantes em solo e água subterrânea, e as possíveis vias de contato entre os receptores e os meios contaminados como, por exemplo, ingestão e contato dérmico com água, inalação de poeira dentre outras.

O potencial de migração dos contaminantes eventualmente presentes na água subterrânea e no solo para os alimentos possivelmente cultivados no local e para a atmosfera foi efetuado por meio de modelagem matemática.

As etapas pertencentes ao processo de avaliação da exposição ambiental estão descritas a seguir:

3.4.2.1 Identificação dos receptores humanos possivelmente expostos

Nesta etapa identificou-se os receptores humanos que possivelmente estariam expostos aos contaminantes presentes no local, de acordo com os diferentes usos futuros da área.

3.4.2.2 Identificação das potenciais vias de exposição

Nesta etapa, identificaram-se as vias pelas quais os receptores previamente identificados poderiam estar expostos aos contaminantes. As vias de exposição foram identificadas considerando-se fontes de liberação, tipos e localização dos agentes tóxicos no local; o provável comportamento ambiental do agente químico; a localização e atividades dos receptores expostos e os pontos de exposição (pontos de potencial contato).

3.4.2.3 Concentrações utilizadas no cálculo do risco

No cálculo do risco foram utilizadas as concentrações máximas detectadas em solo e água subterrânea, além das concentrações estimadas via modelagem de transporte de contaminantes para alimentos potencialmente cultivados na área.

3.4.2.4 Estimativa de dose específica para cada via, para contaminantes individuais

Nesta etapa, calculou-se a exposição às substâncias químicas para cada via de exposição identificadas. As estimativas de exposição são expressas em temos de dose ($mg.kg^{-1}.dia^{-1}$). Estas "doses" dos agentes químicos serão calculadas utilizando-se equações diferentes para cada via de exposição estudada. As equações utilizadas no cálculo das doses de exposição estão descritas a seguir:

- **Ingestão de Solo**

A seguinte equação foi utilizada para o cálculo da dose via ingestão acidental de solo (US EPA, 1989a).

$$D_{adm\text{-}solo} = \frac{Cs \times IR \times FI \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$

Legenda		
$D_{adm-solo}$	mg/kg-dia	Dose administrada pela ingestão acidental de solo
Cs	mg/kg	Concentração de contaminante no solo
IR	mg/dia	Taxa de ingestão de solo
FI	-	Fração de solo ingerida proveniente da fonte contaminada
EF	dias/ano	Freqüência de exposição
ED	anos	Duração da exposição
CF	10^{-6} kg/mg	Fator de Conversão
BW	kg	Peso corporal
AT	dias	Período de exposição

- **Contato Dérmico com Solo**

A seguinte equação foi utilizada para o cálculo da dose via contato dérmico com solo (US EPA, 2004).

$$D_{abs-solo} = \frac{Cs \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED \times EV \times CF}{BW \times AT}$$

Legenda		
$D_{abs-solo}$	mg/kg-dia	Dose absorvida por contato dérmico com solo
Cs	mg/kg	Concentração de composto químico no solo
SA	cm^2	Superfície da pele disponível para contato
AF	mg/cm^2-evento	Fator de aderência do solo a pele
ABS	-	Fração absorvida pela pele
EF	dias/ano	Freqüência de exposição
ED	anos	Duração da exposição
EV	eventos/dia	Duração da exposição
CF	10^{-6} kg/mg	Fator de conversão
BW	kg	Peso corporal
AT	dias	Período de exposição

* Detalhes adicionais dos *ABS* usados no estudo são fornecidos na Seção sobre Biodisponibilidade.

- **Ingestão de Alimentos**

A seguinte equação foi utilizada para o cálculo da dose via ingestão de alimento, incluindo carne, leite, ovos e vegetais (US EPA, 1989a).

$$D\ adm-alim = \frac{Ca \times IR \times FI \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Legenda		
$D_{adm-alim}$	mg/kg-dia	Dose administrada pela ingestão de alimento contaminado
Ca	mg/kg	Concentração de contaminante no alimento
IR	kg/refeição	Taxa de ingestão de alimento
FI	-	Fração de alimento consumido proveniente da fonte contaminada
EF	refeições/ano	Freqüência de exposição
ED	anos	Duração da exposição
BW	kg	Peso corporal
AT	dias	Período de exposição

- **Inalação de Material Particulado**

A seguinte equação foi utilizada para o cálculo da dose via inalação de material particulado (CETESB, 2001b).

$$D_{adm\text{-}ar} = \frac{Cs \times IP \times FR \times FA \times ET \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Legenda		
$D_{adm\text{-}alim}$	mg/kg-dia	Dose administrada pela inalação de partículas presentes no ar
Cs	mg/kg	Concentração de contaminante no solo
IP	kg/h	Taxa de inalação de partículas
FR	-	Fator de retenção de partículas no pulmão
FA	-	Fator de absorção relativa
ET	h/dia	Tempo de exposição
EF	dias/ano	Freqüência de exposição
ED	ano	Duração da exposição
BW	kg	Peso corporal
AT	dias	Período de exposição

- **Ingestão de Água**

A seguinte equação foi utilizada para o cálculo da dose via ingestão de água (US EPA, 1989a).

$$D_{adm\text{-}água} = \frac{Cw \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Legenda		
$D_{adm\text{-}água}$	mg/kg-dia	Dose administrada pela ingestão de água contaminada
Cw	mg/L	Concentração de contaminante na água
IR	mg/dia	Taxa de ingestão de água
EF	dias/ano	Freqüência de exposição
ED	anos	Duração da exposição
BW	kg	Peso corporal
AT	dias	Período de exposição

- **Contato Dérmico com Água**

A seguinte equação foi utilizada para o cálculo da dose via ingestão de contato dérmico com água durante o banho (US EPA, 1989a).

$$D_{abs\text{-}água} = \frac{Cw \times SA \times PC \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT}$$

Legenda		
$D_{abs\text{-}água}$	mg/kg-dia	Dose absorvida por contato dérmico com água contaminada
Cw	mg/L	Concentração de composto químico na água
SA	cm^2	Superfície da pele disponível para contato
PC	cm/h	Constante de permeabilidade dérmica (específico do contaminante)
ET	h/dia	Tempo de exposição
EF	dias/ano	Freqüência de exposição
ED	anos	Duração da exposição
CF	10^{-3}L/mL	Fator de conversão
BW	kg	Peso corporal
AT	dias	Período de exposição

3.4.2.5 Estimativas das concentrações dos contaminantes no gado (carne e leite) e nos vegetais a partir do solo contaminado

Foram realizadas também modelagens de transporte dos contaminantes do solo para animais que possam vir a ser criados e para os vegetais a serem cultivados na área em estudo. Para tal, deve-se partir das concentrações dos compostos químicos previamente selecionados como sendo de interesse para o solo onde estes animais vegetais seriam criados e cultivados.

As seguintes equações foram utilizadas nas modelagens (Golder, 2005):

- **Modelagem do transporte de contaminantes do solo para a carne de gado**

$$C_{solo\text{-}carne} = BTF_{solo\text{-}carne} \times C_{solo} \times IR_{solo} \times Fp \times Fa$$

Legenda		
C_{solo}	mg/kg	Concentração de contaminante no solo
$BTF_{solo\text{-}carne}$	dia/kg	Fator de biotransferência solo-carne*
IR_{solo}	kg/dia	Taxa diária de ingestão de solo pelo animal
Fp	-	Fração do ano em que o animal permanece no local
Fa	-	Fração do site que está contaminada
$C_{solo\text{-}carne}$	mg/kg	Concentração na carne resultante da ingestão de solo

** Na ausência de BTF do solo para o tecido, o BTF do alimento para o tecido pode ser utilizado (Golder, 2005).*

- **Modelagem do transporte de contaminantes do solo para o leite de gado**

$$C_{solo\text{-}leite} = BTF_{solo\text{-}leite} \times C_{solo} \times IR_{solo} \times Fp \times Fa$$

Legenda		
C_{solo}	mg/kg	Concentração de contaminante no solo
$BTF_{solo\text{-}leite}$	dia/kg	Fator de biotransferência solo-leite*
IR_{solo}	kg/dia	Taxa diária de ingestão de solo pelo animal
Fp	-	Fração do ano em que o animal permanece no local
Fa	-	Fração do local que está contaminada
$C_{solo\text{-}carne}$	mg/kg	Concentração no leite resultante da ingestão de solo

** Na ausência de BTF do solo para o tecido, o BTF do alimento para o tecido pode ser utilizado (Golder, 2005).*

- **Modelagem do transporte de contaminantes da água para a carne das aves**

$$C_{água\text{-}ave} = BTF_{água\text{-}ave} \times C_{água} \times IR_{água} \times f_w$$

Legenda		
$C_{água}$	mg/L	Concentração de contaminante na água consumida
$BTF_{água\text{-}ave}$	dia/kg	Fator de biotransferência água-ave*
$IR_{água}$	L/dia	Taxa diária de ingestão de água pelo animal
f_w	-	Fração diária de água consumida que está contaminada
$C_{água\text{-}ave}$	mg/kg	Concentração na ave resultante da ingestão de água contaminada

** Na ausência de BTF da água para o tecido, o BTF do alimento para o tecido pode ser utilizado (Golder, 2005).*

- **Modelagem do transporte de contaminantes da água para os ovos**

$$C_{água\text{-}ovo} = BTF_{água\text{-}ovo} \times C_{água} \times IR_{água} \times f_w$$

Legenda		
$C_{água}$	mg/L	Concentração de contaminante na água consumida
$BTF_{água\text{-}ovo}$	dia/kg	Fator de biotransferência água-ovo*
$IR_{água}$	L/dia	Taxa diária de ingestão de água pelo animal
f_w	-	Fração diária de água consumida que está contaminada
$C_{água\text{-}ovo}$	mg/kg	Concentração no ovo resultante da ingestão de água contaminada

** Na ausência de BTF da água para o tecido, o BTF do alimento para o tecido pode ser utilizado (Golder, 2005).*

- **Modelagem do transporte de contaminantes da água para as hortaliças (folhas)**

$$C_{solo\text{-}hortaliças} = C_{solo} \times BTF_{solo\text{-}vegetal} \times (1\text{-}0{,}85)$$

Legenda		
C_{solo}	mg/kg	Concentração de contaminante no solo
$BTF_{solo\text{-}veg.}$	(mg/kg)/(mg/kg)	Fator de biotransferência solo-vegetal (folha e caule)
CF	-	Ajuste do peso seco/peso úmido (85% umidade no vegetal)
$C_{solo\text{-}hortaliças}$	mg/kg	Concentração nas hortaliças resultante do solo contaminado

- **Modelagem do transporte de contaminantes da água para os vegetais (frutos)**

$$C_{solo\text{-}vegetal} = C_{solo} \times BTF_{solo\text{-}vegetal} \times (1\text{-}0{,}85)$$

Legenda		
C_{solo}	mg/kg	Concentração de contaminante no solo
$BTF_{solo\text{-}veg.}$	(mg/kg)/(mg/kg)	Fator de biotransferência solo-vegetal (frutos, sementes, flores)
CF	-	Ajuste do peso seco/peso úmido (85% umidade no vegetal)
$C_{solo\text{-}vegetal}$	mg/kg	Concentração nos vegetais resultante do solo contaminado

3.4.3 Avaliação de toxicidade

A avaliação da toxicidade envolve a classificação de contaminantes de acordo com seus potenciais efeitos tóxicos (por exemplo: câncer, efeitos neurológicos, irritação respiratória etc.), e determinação de doses ou concentrações aceitáveis (i.e., concentrações abaixo das quais efeitos indesejáveis à saúde humana não são observáveis).

3.4.3.1 Reunião das informações toxicológicas qualitativas e quantitativas para as substâncias estudadas

Os dados de toxicidade para receptores humanos são obtidos de fontes reconhecidas mundialmente (por exemplo: US EPA, *Canadian Council of Ministers of the Environment* – CCME, dentre outras).

3.4.3.2 Determinação dos valores de toxicidade para efeitos não-cancerígenos e cancerígenos

Na avaliação da toxicidade para efeitos não cancerígenos, foram utilizados os valores de dose de referência (DR), e para os efeitos cancerígenos foram utilizados os fatores de inclinação (FI) das substâncias em estudo. Sempre que possível, os valores de referência de toxicidade foram baseados em valores estabelecidos pelo *Integrated Risk Information System* (IRIS). Quando estes valores de referência não

estavam disponíveis, fontes alternativas foram consultadas (p. ex. HC, HEAST, PPRTV e NCEA).

3.4.4 Caracterização de Risco

A caracterização do risco é a etapa final do processo de avaliação de risco à saúde humana. Baseado nas informações existentes para a área e no modelo conceitual, uma avaliação quantitativa é realizada para as condições atuais e de futuro uso potencial. A avaliação quantitativa estima os riscos para vias de exposição específicas de interesse, identificadas no modelo conceitual, de acordo com a metodologia US EPA (1989a).

3.4.4.1 Caracterização potencial de ocorrência de efeitos adversos à saúde

A metodologia de caracterização de risco difere para os dois diferentes tipos de toxicidade, não cancerígena e cancerígena, causadas por substâncias químicas. Para caracterizar o potencial de efeitos não cancerígenos, são feitas comparações entre os valores de dose estimados para cada uma das substâncias e seus valores de toxicidade (DR) adequados em função da via de exposição. Para caracterizar o potencial de efeitos cancerígenos, ou seja, a probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer em qualquer momento de sua vida em decorrência de uma exposição ambiental crônica são relacionados os valores de dose estimados para cada uma das substâncias com seus valores de toxicidade. Além de realizar os cálculos numéricos das estimativas de risco, os mesmos foram interpretados e qualificados.

Para o cálculo de risco (substâncias cancerígenas) ou índice de perigo (substâncias não-cancerígenas), primeiramente considera-se cada uma das substâncias químicas individualmente. Em seguida, são calculados o risco e o índice de perigo para múltiplas substâncias.

3.4.4.2 Estimativa de risco de câncer

Para se estimar o risco de um indivíduo desenvolver câncer, utiliza-se o fator de carcinogenicidade (*slope factor*). Este fator converte a dose estimada de exposição diária diretamente em risco para um indivíduo desenvolver câncer.

$$\text{Risco} = D \times SF$$

Onde: Risco = estimativa da probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer
D = estimativa de dose crônica diária recebida ($mg.kg^{-1}.dia^{-1}$)
SF = fator de carcinogenicidade (*slope factor*) $(mg.kg^{-1}.dia^{-1})^{-1}$

Estimar riscos para um determinado agente químico deve significativamente subestimar os riscos associados com exposições simultâneas a diversas substâncias químicas. Então, no caso de exposições simultâneas a diversos elementos químicos de várias fontes e por mais de uma via de exposição, devemos utilizar procedimentos de cálculos para efeitos cancerígenos e efeitos não cancerígenos.

A equação mostrada abaixo foi utilizada para estimar incremento de risco de câncer em pessoas durante toda a vida, decorrente de exposição simultânea a uma série de substâncias químicas cancerígenas.

$$\text{Risco T} = \sum \text{Riscoi}$$

Onde: Risco T = Risco total de câncer, expresso como probabilidade;
Riscoi = Risco estimado para cada substância

3.4.4.2.1 Estimativa do quociente de perigo para efeitos não cancerígenos

O quociente de perigo (HQ) não cancerígeno assume que há um nível de exposição (ou seja, a dose de referência - RfD), abaixo do qual é improvável que ocorram efeitos adversos à saúde humana, mesmo em subpopulações sensíveis.

$$HQ = D / RfD$$

Onde: HQ = Quociente de Perigo
D= estimativa de dose crônica diária recebida ($mg.kg^{-1}.dia^{-1}$).
RfD= dose de referência ($mg.kg^{-1}.dia^{-1}$).

A seguinte equação foi utilizada para estimar o potencial de efeitos não cancerígenos decorrente de exposição simultânea a uma série de substâncias químicas não cancerígenas, denominado de índice de perigo (HI) para efeitos não cancerígenos:

$$HI = D1 / RfD1 + D2 / RfD\ 2 + ... + Di / RfD\ i$$

Onde: HI = Índice de Perigo
D_1 = dose crônica diária estimada ($mg.kg^{-1}.dia^{-1}$) para a substância 1.
RfD_1 = dose de referência ($mg.kg^{-1}.dia^{-1}$) para a substância 1.

O índice de perigo é uma reafirmação deduzida facilmente da aditividade da dose, considerando diversos compostos que tenham ação tóxica similar, neste caso, não cancerígena.

3.4.4.2.2 Estimativa do risco e do índice de perigo por múltiplas vias

Há freqüentes situações em que deve-se combinar estimativas de risco ou perigo de efeitos cancerígenos ou não cancerígenos, respectivamente, por exposição a múltiplas substâncias químicas por múltiplas vias simultaneamente. Por exemplo, um indivíduo pode estar sujeito à exposição por múltiplas substâncias por múltiplas vias; por consumir água contaminada de poço, por comer alimento contaminado por determinado agente químico, e através da inalação de partículas e de substâncias químicas a elas associados. O total da exposição a várias substâncias químicas será igual à soma das exposições por todas as vias.

Primeiramente, soma-se os riscos de câncer para cada via de exposição que contribui para a exposição total do indivíduo ou população. O risco de câncer de várias vias de exposição foi assumido ser aditivo, para os mesmos indivíduos e tempo de exposição. Então, tem-se:

Risco de câncer total = Risco (via de exposição 1) + Risco (via de exposição 2) +.....+ Risco (via de exposição i)

Para avaliar o potencial total para efeitos não cancerígenos por exposições por diversas vias, calculou-se o índice de perigo total para diferentes períodos de duração da exposição (crônica, subcrônica e aguda) separadamente, utilizando a seguinte equação:

Índice de perigo total = Índice de perigo (via de exposição 1) + Índice de perigo (via de exposição 2) +.....+ Índice de perigo (via de exposição i)

Quando o índice de perigo total para um indivíduo exposto ou grupo de indivíduos excede a unidade, há perigo de potenciais efeitos adversos não cancerígenos à saúde humana. Para múltiplas vias de exposição, o índice de perigo pode exceder a unidade mesmo se nenhuma única via de exposição exceder a unidade em seu índice de perigo individual. Se o índice de perigo total excede a unidade e se as vias de exposição combinadas resultaram de índices de perigo baseados sobre diferentes substâncias químicas, é necessário que se separe e analise as contribuições das diferentes substâncias químicas de acordo com os diferentes efeitos tóxicos a elas associados.

3.5 Avaliação de Risco Ecológico

A avaliação de risco ecológico envolve uma avaliação da exposição e dos riscos aos receptores ecológicos, incluindo-se animais silvestres e de criação e organismos terrestres (ex. plantas, invertebrados terrestres). Essa avaliação seguiu a metodologia proposta pela agência de proteção ambiental americana (US EPA, 1998).

A avaliação de risco ecológico incluiu os seguintes componentes-chave:

3.5.1 Formulação do problema

Durante este estágio foi realizada uma revisão da literatura, examinando-se os tipos de receptores ecológicos que potencialmente estariam presentes na área de interesse, após o descomissionamento da área.

Ao final da formulação do problema foi desenvolvido um modelo conceitual relacionando os futuros receptores ecológicos, as vias de exposição e meios contaminados.

3.5.2 Avaliação da Exposição

A avaliação da exposição foi feita com base nos resultados analíticos de amostras de solo, bem como nos resultados da modelagem e nas características do habitat, além de dados disponíveis na literatura sobre as suas dietas, comportamentos etc.

3.5.3 Avaliação da Toxicidade

Esta etapa incluiu a revisão de dados de literatura sobre a toxicidade dos contaminantes aos receptores ecológicos de interesse.

Nesta etapa, foram realizados também testes de ecotoxicidade em minhocas (*Eisenia foetida*) para que se possa avaliar a ocorrência de efeitos agudos (letalidade) e crônicos nestes organismos-teste quando submetidos ao solo da área em estudo; desta forma, a toxicidade deste solo pôde ser inferida (Hinton, 2002; ASTM E 1676-95). Estes testes foram realizados no laboratório de ecotoxicologia do Centro de Tecnologia Mineral – CETEM (Vide item 3.5.5).

3.5.4 Caracterização do Risco

Nesta etapa a magnitude e a probabilidade dos riscos foram estimadas para cada receptor. A caracterização de risco para os diferentes receptores ecológicos avaliados foi realizada tal como descrito a seguir:

3.5.4.1 Avaliação do Risco para Animais de Criação

A caracterização de risco para animais de criação incluiu a estimativa das doses dos contaminantes às quais os animais que possivelmente poderiam transitar pela área contaminada estariam sendo expostos (ex. via ingestão de alimento e solo) e posterior comparação destas com valores de referência de toxicidade disponíveis na literatura.

Algumas espécies-chave foram selecionadas para a análise de risco, tais como o gado e aves que seriam criados na área, considerando o cenário futuro agrícola.

A estimativa da dose foi baseada na taxa de ingestão de solo e alimentos, massa corporal e preferência de habitat das espécies representativas, segundo a metodologia proposta por Sample *et al.* (1997).

3.5.4.2 Avaliação do Risco para Organismos Terrestres

A avaliação de risco para os organismos terrestres (plantas, pequenos mamíferos, invertebrados terrestres e microrganismos) foi baseada na concentração de contaminantes em solo, que foram comparadas aos valores de referência de toxicidade disponíveis na literatura para cada um dos receptores.

A caracterização de riscos dos receptores ecológicos presentes na área contaminada foi realizada utilizando-se o método conhecido como "balanço das evidências" (*weight-of-evidences*). Tal procedimento tem como objetivo estabelecer possíveis relações de causalidade entre exposição a metais pesados na área e os potenciais efeitos ecológicos.

As seguintes "linhas de evidência" foram avaliadas:

- Comparação entre as concentrações dos contaminantes em solo e água subterrânea na área impactada e concentração de uma área de referência.
- Comparação entre as concentrações dos contaminantes em água e solo na área impactada e na área de referência e os valores recomendados para a preservação da vida terrestre.
- Avaliação dos resultados dos testes-padrão de toxicidade com solo.

Cada linha de evidência foi avaliada para determinar se os resultados foram consistentes ou inconsistentes com a hipótese se os efeitos estariam acontecendo devido à exposição a contaminantes originados pela contaminação no local.

3.5.5 Ensaios Ecotoxicológicos em Solo

Com o intuito de avaliar a toxicidade do solo da área em estudo para invertebrados, uma série de ensaios ecotoxicológicos foram realizados com *Eisenia foetida*.

Os testes de ecotoxicidade foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia Aplicada à Indústria Minero-Metalúrgica (LECOMIN) do CETEM. Foi utilizada a norma da ASTM E1676 de 1995 (ASTM, 1995). Para a realização dos testes foram utilizadas minhocas adultas da espécie *Eisenia foetida*, obtidas de cultura aclimatada nas condições especificadas na norma. Para avaliar as condições de qualidade da cultura é realizado, simultaneamente ao teste de ecotoxicidade, um teste de sensibilidade, com uma substância de referência padronizada e solo artificial. A duração de ambos os testes é de 14 dias.

3.5.5.1 Peneiramento das amostras

Antes da realização dos testes de ecotoxicidade, os solos foram peneirados em peneira de 10 malhas.

3.5.5.2 Cultura das minhocas

Na cultura, as minhocas foram separadas por idade (jovens - até 150 mg, sub-adultas - entre 150 e 300 mg e adultas - acima de 300 mg) e mantidas em bandejas plásticas ou caixas de madeira, com aproximadamente 10.000 cm³ de esterco verde. A quantidade de minhocas por bandeja variou de acordo com o volume desta e com o peso das minhocas, no máximo 300 g, ou seja, 0,03 g de minhocas/cm³. As minhocas são depositadas na superfície da cama de esterco e deixadas para escavar.

As culturas foram mantidas no LECOMIN/CETEM, com temperatura variando de 22 ± 2°C, pH próximo de 7, umidade entre 60-70% e iluminação constante. Para a manutenção das boas condições das culturas, a temperatura, umidade e pH das camas foram monitorados semanalmente, conforme metodologia citada.

3.5.5.3 Avaliação dos efeitos letais

Os testes de ecotoxicidade para avaliação de efeitos letais foram realizados tendo como base a norma ASTM E1676 (1995). Para tal, foram utilizadas, preliminarmente, amostras de solo coletadas na área de estudo (9 amostras contaminadas e 1 controle).

Para determinação da CL_{50} (concentração letal para 50% dos organismos), selecionou-se a amostra C05, uma vez que era a amostra com menor concentração de zinco e que apresentara 100% de letalidade nos organismos expostos, tal como

será discutido no item 4.5.4.1. Neste teste foi realizada a diluição do solo selecionado com solo controle, permitindo a determinação da CL_{50}.

Para os ensaios de efeitos letais, o solo foi preparado em lotes de 600 g, quantidade necessária para as triplicatas. Após o preparo do lote, uma alíquota do solo foi retirada para análise de umidade e de pH. Quando necessário, a umidade foi corrigida com adição de água destilada até 45% e o pH ajustado com carbonato de cálcio ($CaCO_3$) até a neutralidade.

As réplicas foram cobertas com papel-filme perfurado e colocadas na sala de teste, distribuídas de modo aleatório, com as mesmas condições da sala de cultura (temperatura de 22 ± 2°C e iluminação constante) por 24 h, para equilíbrio. Para cada réplica, foram utilizadas 10 minhocas adultas lavadas, secas e colocadas durante 24 h para purgar o conteúdo intestinal. Esse procedimento foi utilizado já que a perda da biomassa foi um dos parâmetros avaliados.

Após 24 h, as minhocas foram novamente lavadas, secas e pesadas em grupos contendo 10 espécimes cada e colocadas no teste. Durante os 14 dias do ensaio, as minhocas são mantidas sem alimentação. Ao final dos 14 dias, as minhocas foram retiradas do recipiente-teste e colocadas novamente para purgar o conteúdo intestinal durante 24 horas, e novamente pesadas. Os testes apenas foram considerados válidos quando a taxa de mortalidade no controle foi inferior a 10%.

3.5.5.4 Avaliação dos efeitos sub-letais

Para avaliação dos efeitos sub-letais, utilizou-se amostras diluídas na concentração CL_{50}.

- Teste de fuga ou ensaio de comportamento

O teste de fuga foi realizado tendo como base o documento preliminar disponível da norma da *International Organization for Standardization* (ISO, 2003) (ou ISO - TC/190/SC 4/WG 2 Nº 153 de 2003). O teste de fuga é considerado um indicador rápido de toxicidade da amostra, podendo ser largamente utilizado devido seu baixo custo (ISO, 2003).

O teste de duração de 48 horas tem como objetivo principal expor as minhocas simultaneamente a uma amostra de solo teste e um solo controle, avaliando assim o comportamento de fuga das minhocas. Para tal, selecionou-se minhocas de pesos individuais semelhantes que foram divididas em 6 grupos de 10.

- Avaliação Morfológica

Variações na morfologia das minhocas também foram acompanhadas ao longo do teste. Foram observados efeitos, tais como mudança de coloração, aparecimento de erupções, dentre outros.

- Teste de perda de biomassa

As minhocas foram ser pesadas antes e após os testes de ecotoxicidade, para permitir a avaliação da perda de biomassa.

3.5.6 Ensaios Ecotoxicológicos em Elutriato

Para avaliarmos de forma mais completa a toxicidade do solo presente na área em estudo foram realizados também testes ecotoxicológicos com o elutriato[1], com intuito de avaliarmos a toxicidade também da fração lixiviável deste solo. Para tal, utilizou-se também uma amostra diluída na concentração CL_{50}.

Os ensaios ecotoxicológicos no elutriato foram realizados no Laboratório de Análise Ambiental Ltda. (LABTOX) e os organismos-teste utilizados foram: *Daphnia similis* (avaliação de efeitos agudos) e *Ceriodaphnia dubia* (avaliação de efeitos crônicos). Para tal utilizou-se uma amostra de solo diluída (com o solo de referência) à concentração que representava 50% de letalidade das minhocas avaliadas (CL_{50}).

O elutriato foi obtido pela mistura de 1 (uma) parte de solo e 4 (quatro) partes de água de diluição, de acordo com a metodologia descrita em NBR 15.469 (ABNT, 2007). O elutriato foi utilizado como solução-estoque (100%) para o preparo das seguintes soluções-teste: 0,78; 1,56; 3,12; 6,25; 12,5; 25; 50 e 100%.

A determinação da toxicidade aguda em relação à *Daphnia similis* seguiu a metodologia descrita em NBR 12.713 (ABNT, 2004). O ensaio consiste na exposição de jovens de *Daphnia similis* às diferentes soluções-teste, em um sistema estático por 48 horas, avaliando-se a solução-teste que causa efeito sobre a mobilidade dos organismos, nas condições do ensaio. Ao final do teste, foi feita uma análise estatística por meio do teste *Trimmed Spearman-Karber* (Hamilton et al., 1977) para obtenção do valor de CE 50, ou seja, a concentração que causa efeito sobre a mobilidade de 50% dos organismos avaliados.

A determinação da toxicidade crônica em relação a *Ceriodaphnia dubia* seguiu a metodologia descrita em NBR 13.373 (ABNT, 2005). O ensaio consiste na exposição dos organismos às diferentes soluções-teste, em um sistema semi-estático por um período de 7 a 8 dias, avaliando-se a solução-teste que causa efeito sobre a reprodução dos organismos, nas condições do ensaio. Ao final do teste, foi feita uma análise estatística por meio do teste *Willians*, utilizando-se o programa estatístico TOXSTAT (v. 3.3) (Gulley et al., 1991), onde foram obtidos os valores de **CENO** (maior concentração que não causa efeito significativamente diferente do controle) e **CEO** (menor concentração que causa efeito significativamente diferente do controle).

---

[1] Amostras de solo misturadas à água de diluição e agitadas.

Após a obtenção destes valores, foi calculado o **VC** (Valor crônico), que representa a média geométrica de CENO e CEO.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização da Área em Estudo

4.1.1 Breve Histórico do Empreendimento

O empreendimento em estudo foi dedicado à indústria, importação e exportação de minério de zinco e seus associados, do metal zinco e seus metais associados, ligas, produtos e subprodutos. As atividades industriais no local foram encerradas em 2004.

Suas instalações consistiam, basicamente, em um ustulador de leito fluidizado, uma planta de ácido sulfúrico, uma unidade para produção de dióxido de enxofre (SO_2) líquido, uma planta de lixiviação e purificação, uma unidade de refino eletrolítico, uma planta de fundição de zinco e ligas especiais, uma unidade para produção de pó de zinco e uma planta para tratamento e recuperação de concentrados de chumbo e prata.

O terreno onde a indústria se encontrava ainda permanece como propriedade da empresa; entretanto, a grande maioria dos equipamentos previamente existentes na unidade já foi removida, restando apenas algumas poucas sucatas no local.

4.1.2 Localização

A indústria em questão encontra-se localizada no Município de Duque de Caxias, Rio de Janeiro, em um bairro relativamente populoso e de baixa renda. Está cercada por residências e algumas propriedades rurais.

O corpo hídrico mais próximo da indústria é o Rio Calombé, que recebe todo o fluxo de água subterrânea que pode estar sendo afetada pelos possíveis contaminantes presentes no local. Entretanto, este rio já se encontra altamente impactado a montante da área de influência do empreendimento, por outras atividades industriais e lançamentos de esgoto. Na Figura 4.1 encontra-se a localização da área de estudo.

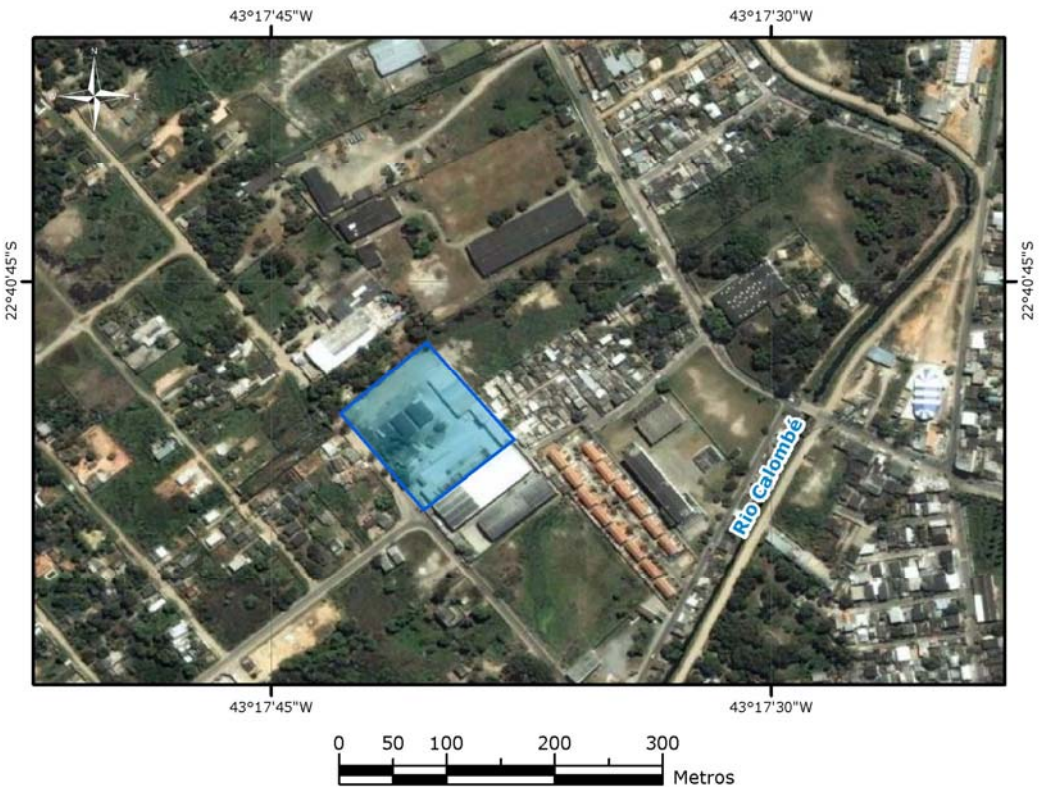

Figura 4.1 Localização da área de estudo.

4.1.3 Visitas Técnicas à Área de Estudo

Algumas visitas técnicas foram realizadas à área em estudo. O objetivo destas visitas foi coletar informações sobre a presença e localização de receptores humanos e ecológicos próximos ao local e suas áreas de influência, possibilidade de acesso dos mesmos a estas áreas, bem como a identificação dos hábitos da população local que poderiam influenciar a exposição aos contaminantes.

Além disso, nestas visitas técnicas foram coletadas amostras de solo em 10 pontos (09 “contaminados” - C e 01 controle - BR) para realização de análises químicas e ensaios ecotoxicológicos. A localização dos pontos de amostragem encontra-se na Figura 4.2.

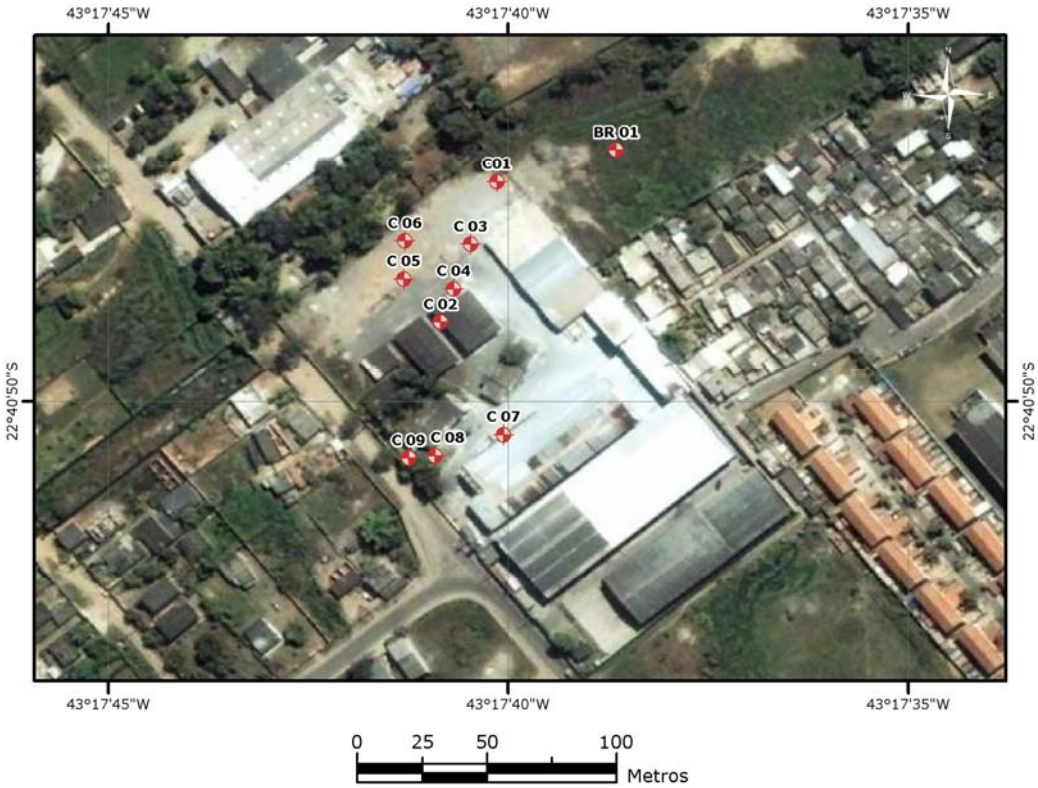

Figura 4.2 Localização dos pontos de amostragem de solo – amostras coletadas para tese.

4.2 Caracterização do Solo

4.2.1 Propriedades físico-químicas

4.2.1.1 Umidade e pH

Na tabela 4.1 estão apresentados os valores de pH e umidade determinados nas amostras de solo coletadas nos diferentes pontos de amostragem.

Tabela 4.1 Valores de pH e umidade das amostras de solo.

Amostras	pH	Umidade (%)
BR 01	4	2
C 01	7	3
C 02	6	0,9
C 03	7	2,5
C 04	7	1
C 05	7	1,6
C 06	5	1,8
C 07	6	2
C 08	5	3
C 09	6	1

Para realização dos ensaios de ecotoxicidade com minhocas, a faixa de pH ideal é de 6 a 7,5. Quase todas as amostras de solo apresentaram valores de pH dentro desta faixa, com exceção dos pontos BR 01, C 06 e C 08 que apresentaram valor abaixo da faixa recomendada. Desta forma, foi necessário que o pH destas amostras fosse corrigido para valores em torno de 7,0 antes da realização dos ensaios de ecotoxicidade. A correção do pH foi realizada por meio de aplicação de calcário ($Ca(OH)_2$) ao solo.

4.2.1.2 Granulometria

Para avaliação da granulometria, foi selecionada uma das amostras de solo, a coletada no Ponto C 05, visto que o mesmo era o que apresentava menor concentração de zinco e que resultou em 100% de letalidade das minhocas, tal como será discutido no item 4.5.4.1. Os resultados da distribuição granulométrica a úmido estão descritos na tabela 4.2.

Tabela 4.2 Distribuição granulométrica do solo contaminado (Amostra C 05)

Nº malhas (#)	Diâmetro (mm)	Peso (g)	Peso (%)	% Retido	% Passante
4	-	144,25	26,53	26,53	73,47
10	1,68	103,35	19,01	45,54	54,46
28	0,595	100,15	18,42	63,96	36,04
35	0,420	41,44	7,62	71,58	28,42
65	0,210	52,87	9,72	81,30	18,70
100	0,149	22,30	4,10	85,40	14,60
150	0,105	14,45	2,66	88,06	11,94
200	0,074	9,04	1,66	89,72	10,28
345	0,044	13,23	2,43	92,16	7,84
400	0,037	4,09	0,75	92,91	7,09
<400	<0,037	38,56	7,09	100,00	0,00
Total		543,73	100,00	-	-

4.3 Cenários hipotéticos de exposição após o descomissionamento

Foram previstos três diferentes cenários de ocupação da área, após seu descomissionamento. Considerou-se que a área no futuro poderá ser utilizada para fins **agrícolas**, **residenciais** ou **industriais**.

4.4 Avaliação de Risco à Saúde Humana

4.4.1 Seleção dos Compostos Químicos de Interesse(CQIs)

Na tabela 4.3 encontram-se descritos os teores de metais em água subterrânea, disponíveis das investigações ambientais da FIRJAN (2004, 2005), bem como sua comparação com alguns valores orientadores nacionais e internacionais para proteção da saúde de receptores humanos.

Na tabela 4.4 encontram-se os teores de metais detectados nas amostras de solo coletadas para realização da tese, bem como sua comparação com alguns valores orientadores nacionais e internacionais para proteção da saúde de receptores humanos.

A seleção dos Compostos Químicos de Interesse (CQIs) foi feita comparando-se a concentração medida na área de estudo com o menor (mais restritivo) dos valores orientadores consultados. Além disso, compararam-se as concentrações detectadas na área de interesse com as concentrações medidas no ponto referência (ponto de coleta em uma área "não-contaminada", fora da influência do empreendimento).

Tal procedimento reconhece que as condições de base (*background*) também podem exceder critérios de qualidade estabelecidos. Assumiu-se, portanto, que caso as concentrações detectadas na área de interesse fossem iguais ou bem semelhantes às condições de base, as atividades realizadas naquele local podem não representar um impacto adicional à qualidade do solo; neste sentido, foram toleradas variações de até 10% do valor base.

Desta forma, todos os compostos químicos que ultrapassaram o valor de referência mais restritivo e, no mínimo, em 10% o valor base, em pelo menos uma das amostras analisadas, foram selecionados como sendo de interesse.

Tabela 4.3 Teor de metais nas amostras de água subterrânea (FIRJAN, 2004, 2005) e comparação com valores orientadores para proteção da saúde humana

Metais	Unidade	Valores Orientadores Nacionais e Internacionais						Valor mais restritivo	jul/04									
		Portaria MS 518[1]	CETESB[2]	Lista Canadense[3]	US EPA[4]	VROM[5]	WHO[6]		PM-01	PM-02	PM-03	PM-04	PM-05	PM-06	PM-07	PM-08	S-01	S-02
Cádmio	mg/L	0,005	0,005	0,005	0,0085	0,006	0,003	**0,003**	0,3	6,9	0,054	0,15	0,25	0,007	0,025	0,012	1	0,17
Zinco	mg/L	5	5	5	5	0,8	-	**0,8**	0,62	4	0,23	15	12	1,2	11	3,1	63	15

Metais	Unidade	Valores Orientadores Nacionais e Internacionais						Valor mais restritivo	mar/05										
		Portaria MS 518[1]	CETESB[2]	Lista Canadense[3]	US EPA[4]	VROM[5]	WHO[6]		PM-01	PM-02	PM-03	PM-04	PM-05	PM-06	PM-07	PM-08	PM-09	PM-10	PM-11
Alumínio	mg/L	0,2	0,2	-	0,05	-	-	**0,05**	0,2	0,2	0,3	0,2	0,4	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
Cádmio	mg/L	0,005	0,005	0,005	0,0085	0,006	0,003	**0,003**	0,003	0,984	0,016	0,004	0,03	0,03	<0,002	0,003	0,024	<0,002	0,332
Chumbo	mg/L	0,01	0,01	0,01	0,015	0,075	0,01	**0,01**	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,58
Cobalto	mg/L	-	0,005	-	-	0,1	-	**0,005**	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Ferro	mg/L	0,3	0,3	0,3	0,3	-	-	**0,3**	25,29	0,98	0,1	12,83	21,08	19,6	0,1	40,46	9,43	20,95	0,1
Manganês	mg/L	0,1	0,4	0,05	0,005	-	0,4	**0,005**	1,39	0,55	0,1	0,23	0,13	0,69	0,07	0,18	0,55	0,85	0,38
Prata	mg/L	-	0,05	-	0,1	0,04	-	**0,04**	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Selênio	mg/L	0,01	0,01	0,01	0,05	0,16	0,01	**0,01**	<0,001	0,24	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Sulfato	mg/L	250	-	500	250	-	-	**250**	5	6	92	35	31	39	12	24	1	<1	2
Zinco	mg/L	5	5	5	5	0,8	-	**0,8**	0,08	2,26	0,05	0,28	0,16	0,23	0,22	0,04	7,11	4,39	76,55

Metais	Unidade	Valores Orientadores Nacionais e Internacionais						Valor mais restritivo	mar/05									
		Portaria MS 518[1]	CETESB[2]	Lista Canadense[3]	US EPA[4]	VROM[5]	WHO[6]		PM-12	PM-13	PM-14	PM-15	PM-16	PM-17	PM-18	PM-19	PM-20	PM-21
Alumínio	mg/L	0,2	0,2	-	0,05	-	-	**0,05**	0,4	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,8	0,3
Cádmio	mg/L	0,005	0,005	0,005	0,0085	0,006	0,003	**0,003**	<0,002	0,005	<0,002	0,007	0,053	0,201	0,007	0,007	0,005	0,004
Chumbo	mg/L	0,01	0,01	0,01	0,015	0,075	0,01	**0,01**	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,05	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Cobalto	mg/L	-	0,005	-	-	0,1	-	**0,005**	<0,004	<0,004	<0,004	0,03	<0,004	0,03	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Ferro	mg/L	0,3	0,3	0,3	0,3	-	-	**0,3**	2,42	32,66	18,65	60,53	1,15	4,73	1,96	6,32	10,82	45,98
Manganês	mg/L	0,1	0,4	0,05	0,005	-	0,4	**0,005**	0,21	1,15	0,7	3,87	0,26	2,01	0,33	0,34	0,83	2,13
Prata	mg/L	-	0,05	-	0,1	0,04	-	**0,04**	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,01	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Selênio	mg/L	0,01	0,01	0,01	0,05	0,16	0,01	**0,01**	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Sulfato	mg/L	250	-	500	250	-	-	**250**	30	27	<1	<1	103	151	34	42	10	1
Zinco	mg/L	5	5	5	5	0,8	-	**0,8**	0,18	5,89	6,46	13,55	1,05	1,45	0,21	1,25	5,54	0,98

valores superiores ao valor orientador mais restritivo
"-"critério não disponível
(1) PORTARIA MS 518 (2004), controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.
(2) CETESB (2005b), valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo.
(3) CCME (2006), uso de água para consumo humano.
(4) US EPA (2003), uso de água para consumo humano.
(5) VROM (2000), Valor de intervenção holandês para água subterrânea.
(6) WHO (2004), guia da organização mundial de saúde para água para consumo humano

Tabela 4.4 Teor de metais nas amostras de solo (coletadas para tese) e comparação com valores orientadores para proteção da saúde humana.

Metais	Unidade	Valores Orientadores Nacionais e Internacionais					Valor mais restritivo	Controle	Amostras									Selecionado com CQI? (6)
		CETESB(1)	Lista Canadense(2)	US EPA(3)	US EPA Reg. 9(4)	VROM(5)		BR01	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	
Alumínio	mg/kg	-	-	-	76.000	-	**76.000**	88.000	48.000	94.000	6.600	73.000	73.000	86.000	75.000	**119.000**	89.000	**sim**
Arsênio	mg/kg	55	12	0,4	0,4	55	**0,4**	77	76	**113**	53	83	**114**	**123**	78	**103**	**90**	**sim**
Bário	mg/kg	500	500	5.500	5.400	625	**500**	267	127	184	<50	**458**	**591**	**545**	187	155	157	**sim**
Cádmio	mg/kg	8	10	70	37	12	**8**	<4	**191**	**51**	**284**	**24**	**67**	**10**	**6**	**1.200**	**83**	**sim**
Chumbo	mg/kg	300	140	-	400	530	**140**	29	**3.800**	**1.200**	**1.900**	**186**	**1.500**	**306**	**189**	**33**	**52**	**sim**
Cobalto	mg/kg	65	50	-	900	240	**50**	12	11	7	3	**17**	**15**	**18**	**16**	**15**	**18**	não
Cobre	mg/kg	400	63	-	3.100	190	**63**	13	**1.400**	**297**	**71**	**29**	**415**	**64**	14	**27**	**16**	**sim**
Cromo	mg/kg	300	64	230	210	380	**64**	63	**88**	**72**	<50	54	**74**	51	67	55	60	**sim**
Ferro	mg/kg	-	-	-	23000	-	**23.000**	15.000	**31.000**	**37.000**	3.000	**17.000**	**27.000**	**34.000**	14.000	**38.000**	**24.000**	**sim**
Manganês	mg/kg	-	-	-	1800	-	**1.800**	95	**297**	**804**	**444**	**169**	**437**	**1.200**	**123**	**342**	**228**	não
Mercúrio	mg/kg	36	6,6	23	23	10	**7**	82	**123**	**170**	**37**	**94**	**127**	**149**	**76**	**144**	**107**	**sim**
Níquel	mg/kg	100	50	1.600	1.600	210	**50**	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	não
Vanádio	mg/kg	-	130	550	78	250	**78**	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	não
Zinco	mg/kg	1.000	200	23.000	23.000	720	**200**	222	**450.000**	**129.000**	**673.000**	**21.000**	**179.000**	**31.000**	**2.100**	**3.300**	**1.000**	**sim**

valores superiores ao valor mais restritivo
"-"critério não disponível
(1) CETESB (2005b), valores de intervenção para solo uso residencial no Estado de São Paulo.
(2) CCME (2006), padrão canadense para solo uso residencial.
(3) US EPA (2002), uso de solo residencial, cenário de exposição via ingestão e contato dérmico com solo.
(4) US EPA Região 9 (2004) - Preliminary Remediantion Goals (PRGs), uso de solo residencial
(5) VROM (2000), valor de intervenção holandês para solo.
(6) "**sim**", se o valor máximo for maior do que o valor mais restritivo e se for pelo menos 10% maior do que o background

Seguindo os critérios descritos previamente, encontra-se na tabela 4.6 um resumo dos parâmetros que foram selecionados como compostos químicos de interesse (CQIs) para receptores humanos.

Tabela 4.5 Resumo dos CQIs selecionados para avaliação de risco à saúde humana (ARSH)

CQIs	ARSH	
	Água subterrânea	Solo
Alumínio	✓	✓
Arsênio		✓
Bário		✓
Cádmio	✓	✓
Chumbo	✓	✓
Cobre		✓
Cromo		✓
Ferro	✓	✓
Manganês	✓	
Mercúrio		✓
Níquel		✓
Selênio	✓	
Zinco	✓	✓

4.4.2 Caracterização dos Receptores Humanos

Para cada um dos cenários de exposição futuro foram selecionados os receptores humanos que potencialmente estariam expostos aos contaminantes presentes na área.

4.4.2.1 Cenário Agrícola

- Trabalhadores Rurais (crianças e adultos)

Tal como dito anteriormente, próximo ao empreendimento existem algumas pequenas propriedades rurais; desta forma, considerou-se como um dos cenários hipotéticos de uso futura da área, o uso agrícola.

Para este uso considerou-se como receptores humanos potencialmente expostos aos contaminantes presentes na área, os trabalhadores rurais que atuariam na área. Conservadoramente, optou-se por considerar como trabalhadores crianças e adultos.

4.4.2.2 Cenário Residencial

➢ Residentes (crianças e adultos)

Também devido a característica de ocupação da região no entorno do empreendimento, considerou-se como possível cenário hipotético de uso futuro da área, o uso residencial.

Desta forma, considerou-se como possíveis receptores os moradores (adultos e crianças) das residências que seriam construídas no local.

4.4.2.3 Cenário Industrial

➢ Trabalhadores industriais

Na área industrial não há mais nenhum tipo de atividade operacional; porém, considerou-se que a mesma pode ser utilizada futuramente para fins industriais. Portanto, considerou-se os futuros trabalhadores na área como receptores de preocupação nesta análise.

4.4.3 Caracterização das Possíveis Vias de Exposição

4.4.3.1 Cenário Agrícola

Para os receptores considerados no cenário hipotético agrícola de exposição, as seguintes vias de exposição foram consideradas:

- Ingestão acidental e contato dérmico com solo.
- Ingestão e contato dérmico com água subterrânea que seria coletada para utilização na área.
- Ingestão de carne e leite de gado, que seria criado na área.
- Ingestão de carne e ovos de galinhas, que seriam criadas na área.
- Ingestão de vegetais que seriam cultivados na área.
- Inalação de material particulado, durante os trabalhos no local.

As seguintes vias de exposição foram descartadas:

- Ingestão e contato dérmico com água do Rio Calombé, visto que este córrego encontra-se altamente impactado, já a montante da área de influência do empreendimento.
- Inalação de voláteis, visto que os contaminantes presentes na área não são caracteristicamente voláteis.

4.4.3.2 Cenário Residencial

Para os receptores considerados no cenário hipotético de exposição residencial, as seguintes vias de exposição foram consideradas:

- Ingestão acidental e contato dérmico com solo.
- Ingestão e contato dérmico com água subterrânea que seria coletada para utilização na área.
- Ingestão de vegetais que seriam cultivados em pequenas hortas na área.
- Inalação de material particulado proveniente do solo.

As seguintes vias de exposição foram descartadas:

- Ingestão de carne,leite e ovos de animais criados na local, visto que como o uso da área seria residencial, considerou-se que esta atividade seria improvável de ocorrer.
- Ingestão e contato dérmico com água do Rio Calombé, visto que este córrego encontra-se altamente impactado, já a montante da área de influência do empreendimento.
- Inalação de voláteis, visto que os contaminantes presentes na área não são caracteristicamente voláteis.

4.4.3.3 Cenário Industrial

Para os receptores considerados no cenário hipotético de exposição industrial, as seguintes vias de exposição foram consideradas:

- Ingestão acidental e contato dérmico com solo.
- Inalação de material particulado proveniente do solo.

As seguintes vias de exposição foram descartadas:

- Ingestão e contato dérmico com água subterrânea, visto que considerou-se que a água a ser consumida pelos funcionários futuros seria de origem mineral e fornecida pela empresa, tal como ocorria anteriormente na área.
- Ingestão de vegetais que seriam cultivados, além de carne, leite e ovos de animais criados na local, visto que como o uso da área seria industrial, considerou-se que esta atividade seria improvável de ocorrer.
- Ingestão e contato dérmico com água do Rio Calombé, visto que este córrego encontra-se altamente impactado, já a montante da área de influência do empreendimento.
- Inalação de voláteis, visto que os contaminantes presentes na área não são caracteristicamente voláteis.

4.4.4 Modelo Conceitual

A partir da identificação dos compostos químicos de interesse, dos receptores potenciais e das vias de exposição foram desenvolvidos modelos conceituais de exposição para cada um dos cenários hipotéticos de uso futuro da área, refletindo o entendimento inicial sobre a área com base nos dados disponíveis, tal como descrito nas figuras 4.3, 4.4 e 4.5.

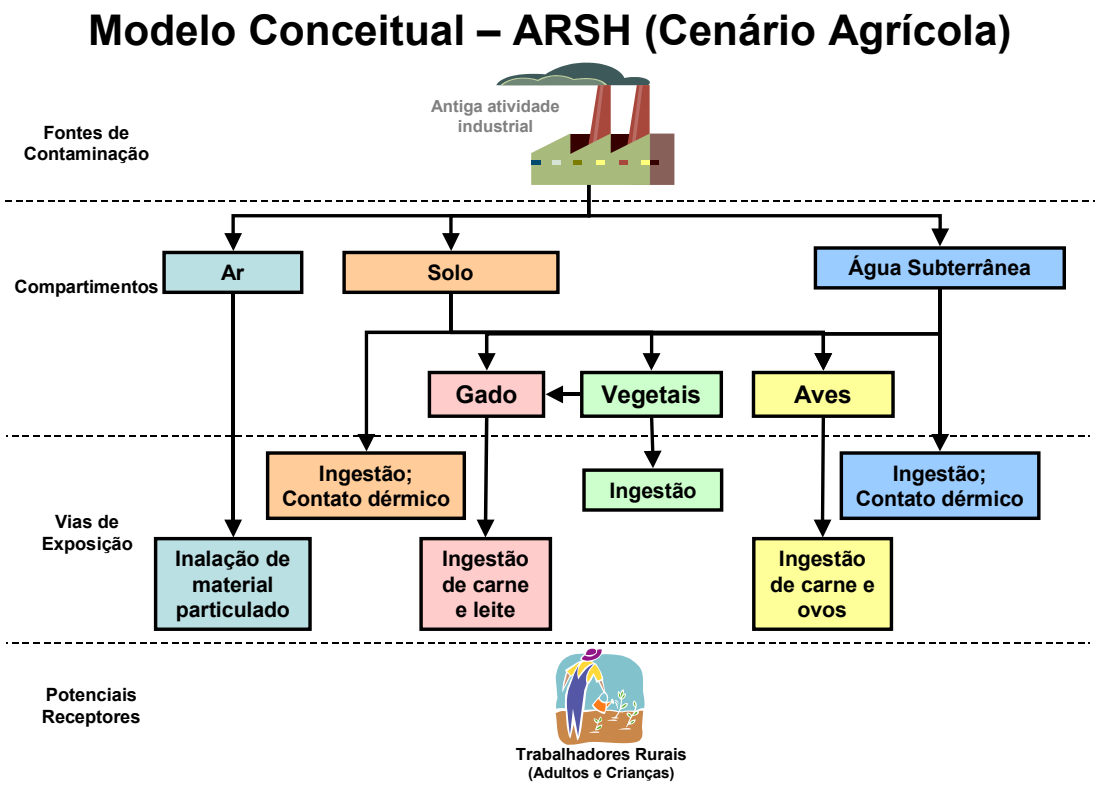

Figura 4.3. Modelo Conceitual de Exposição para o Cenário Hipotético Agrícola

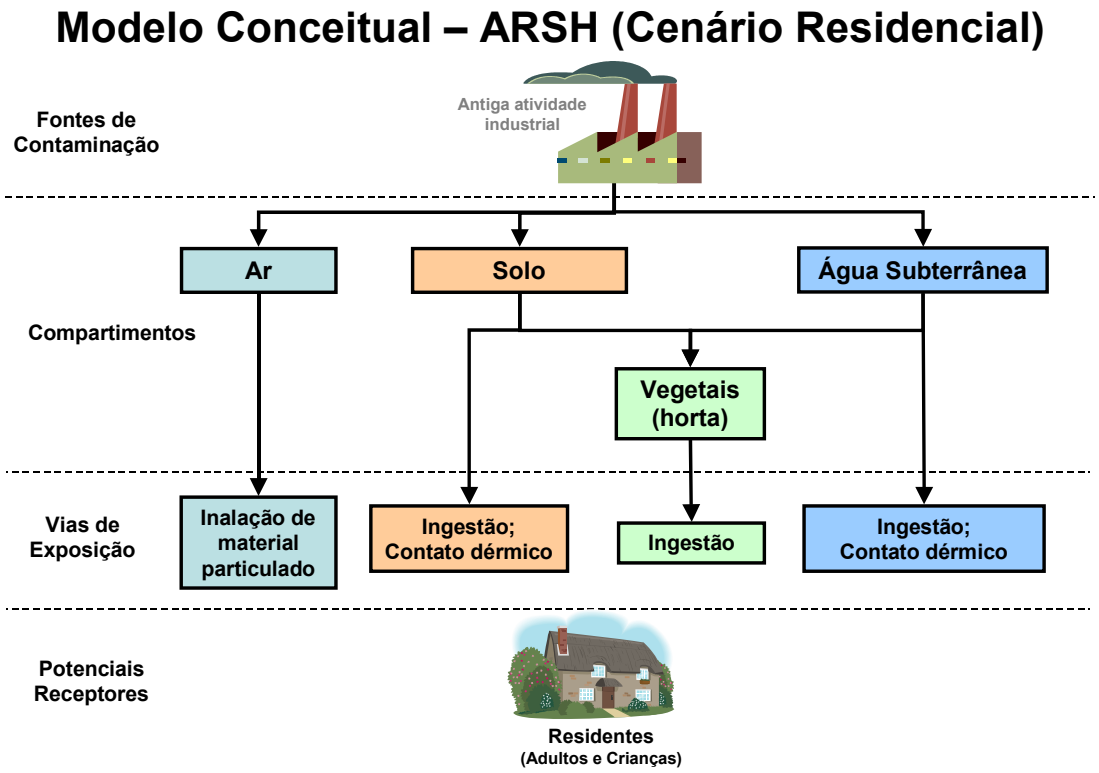

Figura 4.4. Modelo Conceitual de Exposição para o Cenário Hipotético Residencial

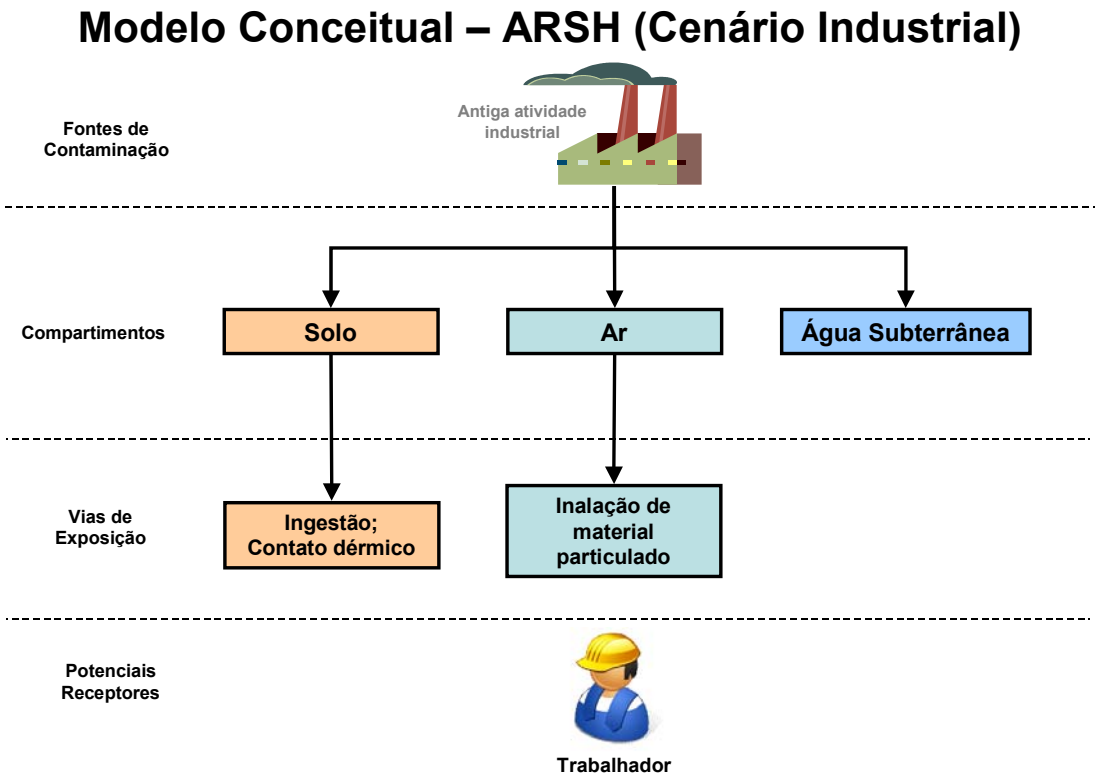

Figura 4.5. Modelo Conceitual de Exposição para o Cenário Hipotético Industrial

4.4.5 Concentrações dos Compostos Químicos Utilizadas

Para avaliação de risco foram consideradas as concentrações máximas de cada um dos CQIs selecionados em solo e água subterrânea, bem como as concentrações estimadas via modelagem para os alimentos (cujos cálculos estão apresentados no Apêndice I). Na tabela 4.6 encontram-se descritas as concentrações dos compostos químicos utilizadas no cálculo do risco à saúde humana.

Tabela 4.6 Concentrações dos compostos químicos medidas e estimadas utilizadas no cálculo do risco à saúde humana

CQIs	Medidas		Estimadas (mg/kg)					
	Água sub. (mg/L)	Solo (mg/kg)	Carne (gado)	Leite	Carne (galinha)	Ovos	Vegetais	Hortaliças
Alumínio	0,8	119.000	177,5	23,8	nc	nc	11,7	72,1
Arsênio	nd	123	0,3	0,01	nc	nc	0,1	0,7
Bário	nd	591	0,1	0,3	nc	nc	1,3	13,3
Cádmio	6,9	1.200	1,2	3,4	0,3	0,0	38,6	141,7
Chumbo	0,58	3.800	1,2	1,1	nc	nc	5,8	29,2
Cobalto	0,03	nd	1,2	0,01	nc	nc	0,001	0,004
Cobre	nd	1.400	19,9	4,1	nc	nc	52,5	84,0
Cromo	nd	88	0,5	0,1	nc	nc	0,1	0,1
Ferro	60,5	3.800	75,3	2,3	nc	nc	0,8	3,2
Manganês	3,9	nd	1,2	0,1	nc	nc	1,9	9,4
Mercúrio	nd	170	83,4	0,2	nc	nc	5,1	23,0
Níquel	nd	61,3	0,4	0,02	nc	nc	0,6	0,6
Selênio	0,24	nd	5,8	0,1	0,9	0,1	0,005	0,005
Zinco	76,6	673.000	175.654	31.111	8,2	8,4	91.496	152.493

nd – não determinado neste meio.

nc- não calculado, pois não havia fator de biotransferência disponível em nenhuma das fontes consultadas.

4.4.6 Variáveis Populacionais e de Tempo de Permanência Utilizados

Nas Tabelas 4.7 a 4.12 encontram-se apresentados os parâmetros populacionais de tempo de permanência para cada cenário de exposição avaliado.

Tabela 4.7 Parâmetros Populacionais Utilizados nas Estimativas das Doses – Cenário Agrícola

Parâmetros	Sigla	Residente (adulto)		Residente (criança)	
		Valor	Referência	Valor	Referência
Ingestão de água					
Taxa de ingestão de água (L/dia)	IR	2	CETESB, 2001b (cenário agrícola)	1	CETESB, 2001b (cenário agrícola)
Contato dérmico com água					
Superfície da pele disponível para contato com água (cm²)	SA	18.000	US EPA, 2004	6.600	US EPA, 2004
Ingestão de solo					
Taxa de ingestão de solo (mg/dia)	IR	150	CETESB, 2001b (cenário agrícola)	300	CETESB, 2001b (cenário agrícola)
Fração ingerida proveniente da fonte contaminada (%)	FI	100	Específico (1)	100	Específico (1)
Contato dérmico com solo					
Superfície da pele disponível para contato com solo (cm²)	SA	5.700	US EPA, 2004	2.800	US EPA, 2004
Fator de aderência do solo a pele (mg/cm²-evento)	AF	0,07	US EPA, 2004	0,2	US EPA, 2004
Inalação de material particulado					
Taxa de inalação (m³/h)	IR	0,92	CETESB, 2001b	0,63	CETESB, 2001b
Fator de absorção por inalação (%)	AF	100	HC, 2004 (pior caso)	100	HC, 2004 (pior caso)
Ingestão de alimentos					
Taxa de ingestão de carne (kg/refeição)	IR	0,0233	US EPA, 1997	0,0097	US EPA, 1997
Taxa de ingestão de leite (kg/refeição)	IR	0,0275	US EPA, 1997	0,033	US EPA, 1997
Taxa de ingestão de aves (kg/refeição)	IR	0,0076	US EPA, 1997	0,0038	US EPA, 1997
Taxa de ingestão de ovos (kg/refeição)	IR	0,0084	US EPA, 1997	0,0069	US EPA, 1997
Taxa de ingestão de hortaliças (kg/refeição)	IR	0,0022	US EPA, 1997	0,0005	US EPA, 1997
Taxa de ingestão de vegetais (kg/refeição)	IR	0,0098	US EPA, 1997	0,0046	US EPA, 1997
Parâmetros para todas as vias de exposição					
Peso Corporal (kg)	BW	60	CETESB, 2001	15	CETESB, 2001

(1) Específico do cenário de exposição avaliado – pior caso, considerou-se que todo solo ingerido acidentalmente seria proveniente da área.

Tabela 4.8 Parâmetros Populacionais Utilizados nas Estimativas das Doses – Cenário Residencial

Parâmetros	Sigla	Residente (adulto)		Residente (criança)	
		Valor	Referência	Valor	Referência
Ingestão de água					
Taxa de ingestão de água (L/dia)	IR	1	CETESB, 2001b (cenário residencial)	1	CETESB, 2001b (cenário residencial)
Contato dérmico com água					
Superfície da pele disponível para contato com água (cm²)	SA	18.000	US EPA, 2004	6.600	US EPA, 2004
Ingestão de solo					
Taxa de ingestão de solo (mg/dia)	IR	100	CETESB, 2001b (cenário residencial)	200	CETESB, 2001b (cenário residencial)
Fração ingerida proveniente da fonte contaminada (%)	FI	100	Específico (1)	100	Específico (1)
Contato dérmico com solo					
Superfície da pele disponível para contato com solo (cm²)	SA	5.700	US EPA, 2004	2.800	US EPA, 2004
Fator de aderência do solo a pele (mg/cm²-evento)	AF	0,07	US EPA, 2004	0,2	US EPA, 2004
Inalação de material particulado					
Taxa de inalação (m³/h)	IR	0,92	CETESB, 2001b	0,63	CETESB, 2001b
Fator de absorção por inalação (%)	AF	100	HC, 2004 (pior caso)	100	HC, 2004 (pior caso)
Ingestão de alimentos					
Taxa de ingestão de hortaliças (kg/refeição)	IR	0,0022	US EPA, 1997	0,0005	US EPA, 1997
Taxa de ingestão de vegetais (kg/refeição)	IR	0,0098	US EPA, 1997	0,0046	US EPA, 1997
Parâmetros para todas as vias de exposição					
Peso Corporal (kg)	BW	60	CETESB, 2001b	15	CETESB, 2001b

(1) Específico do cenário de exposição avaliado – pior caso, considerou-se que todo solo ingerido acidentalmente seria proveniente da área.

Tabela 4.9 Parâmetros Populacionais Utilizados nas Estimativas das Doses – Cenário Industrial

Parâmetros	Sigla	Trabalhador industrial	
		Valor	Referência
Ingestão de solo			
Taxa de ingestão de solo (mg/dia)	IR	50	CETESB, 2001b (cenário industrial)
Fração ingerida proveniente da fonte contaminada (%)	FI	100	Específico (1)
Contato dérmico com solo			
Superfície da pele disponível para contato com solo (cm²)	SA	3.300	US EPA, 2004 (cenário industrial)
Fator de aderência do solo a pele (mg/cm²-evento)	AF	0,2	US EPA, 2004 (cenário industrial)
Inalação de material particulado			
Taxa de inalação (m³/h)	IR	0,92	CETESB, 2001b
Fator de absorção por inalação (%)	AF	100	HC, 2004 (pior caso)
Parâmetros para todas as vias de exposição			
Peso Corporal (kg)	BW	60	CETESB, 2001b

(1) Específico do cenário de exposição avaliado – pior caso, considerou-se que todo solo ingerido acidentalmente seria proveniente da área.

Tabela 4.10 Variáveis de Tempo Utilizadas nas Estimativas das Doses – Cenário Agrícola

Parâmetros	Sigla	Trabalhador rural (adulto)		Trabalhador rural (criança)	
		Valor	Referência	Valor	Referência
Freqüência de Exposição (dias/ano)	EF	365	CETESB, 2001b	365	CETESB, 2001b
Duração da Exposição (anos)	ED	58	CETESB, 2001b (cenário agrícola - adulto)	6	CETESB, 2001b (cenário agrícola - criança)
Tempo de Exposição (h/dia)	ET	0,58	US EPA, 2004 (adulto, tempo médio de banho)	1	US EPA, 2004 (criança, tempo médio de banho)
Período de Exposição – não cancerígenos (dias)	ATnc	21.170	US EPA, 1989a (1)	2 190	US EPA, 1989a (1)
Período de Exposição –cancerígenos (dias)	ATc	25.550	US EPA, 1989a (2)	25.550	US EPA, 1989a (2)
Horas de exposição por dia – inalação (h/dia)	D1	10	CETESB, 2001b (receptor agrícola em ambiente externo - adulto)	6	CETESB, 2001b (receptor agrícola em ambiente externo - criança)
Dias de exposição por semana/7dias – inalação	D2	1	Específico (3)	1	Específico (3)
Semanas de exposição por ano/52 semanas – inalação	D3	1	Específico (4)	1	Específico (4)
Total de anos expostos ao site (utilizado apenas para avaliação carcinogênica) – inalação	D4	58	CETESB, 2001b (cenário agrícola - adulto)	6	CETESB, 2001b (receptor agrícola - criança)
Tempo de expectativa de vida (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	LE	70	IBGE (2005)	70	IBGE (2005)

(1) AT_{nc} = ED x 365 dias
(2) AT_c = 70 anos x 365 dias
(3) Os receptores trabalhariam e morariam no local = exposição todos os dias = 7/7
(4) Pior caso: trabalhadores sem período de férias = 52/52
"Específico" = "Específico para o cenário de exposição"

Tabela 4.11 Variáveis de Tempo Utilizadas nas Estimativas das Doses – Cenário Residencial

Parâmetros	Sigla	Residente (adulto)		Residente (criança)	
		Valor	Referência	Valor	Referência
Freqüência de Exposição (dias/ano)	EF	365	CETESB, 2001b	365	CETESB, 2001b
Duração da Exposição (anos)	ED	24	CETESB, 2001b (cenário residencial -adulto)	6	CETESB, 2001b (cenário residencial -criança)
Tempo de Exposição (h/dia)	ET	0,58	US EPA, 2004 (adulto, tempo médio de banho)	1	US EPA, 2004 (criança, tempo médio de banho)
Período de Exposição – não cancerígenos (dias)	ATnc	8.760	US EPA, 1989a (1)	2 190	US EPA, 1989a (1)
Período de Exposição –cancerígenos (dias)	ATc	25.550	US EPA, 1989a (2)	25.550	US EPA, 1989a (2)
Horas de exposição por dia – inalação (h/dia)	D1	2	CETESB, 2001b (receptor residencial em ambiente externo - adulto)	4	CETESB, 2001b (receptor residencial em ambiente externo - criança)
Dias de exposição por semana/7dias – inalação	D2	1	Específico (3)	1	Específico (3)
Semanas de exposição por ano/52 semanas – inalação	D3	1	Específico (4)	1	Específico (4)
Total de anos expostos ao site (utilizado apenas para avaliação carcinogênica) – inalação	D4	24	CETESB, 2001b (cenário agrícola - adulto)	6	CETESB, 2001b (receptor agrícola - criança)
Tempo de expectativa de vida (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	LE	70	IBGE (2005)	70	IBGE (2005)

(1) AT_{nc} = ED x 365 dias
(2) AT_c = 70 anos x 365 dias
(3) Os receptores permaneceriam no local todos os dias = 7/7
(4) Pior caso: receptores permaneceriam no local durante todo o ano = 52/52
"Específico" = "Específico para o cenário de exposição"

Tabela 4.12 Variáveis de Tempo Utilizadas nas Estimativas das Doses – Cenário Industrial

Parâmetros	Sigla	Trabalhador Industrial	
		Valor	Referência
Freqüência de Exposição (dias/ano)	EF	365	CETESB, 2001b
Duração da Exposição (anos)	ED	25	CETESB, 2001b (cenário industrial)
Período de Exposição – não cancerígenos (dias)	ATnc	9.125	US EPA, 1989a (1)
Período de Exposição –cancerígenos (dias)	ATc	25.550	US EPA, 1989a (2)
Horas de exposição por dia – inalação (h/dia)	D1	2	CETESB, 2001b (cenário industrial em ambiente externo - adulto)
Dias de exposição por semana/7dias – inalação	D2	0,71	Específico (3)
Semanas de exposição por ano/52 semanas – inalação	D3	0,92	Específico (4)
Total de anos expostos ao site (utilizado apenas para avaliação carcinogênica) – inalação	D4	25	CETESB, 2001b (cenário industrial - adulto)
Tempo de expectativa de vida (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	LE	70	IBGE (2005)

(1) AT_{nc} = ED x 365 dias.
(2) AT_c = 70 anos x 365 dias.
(3) Os trabalhadores trabalhariam apenas nos dias de semana = 5/7
(4) Descontando-se o período de férias (4 semanas/ano) = 48/52
"Específico" = "Específico para o cenário de exposição"

4.4.7 Classificação dos Efeitos dos Contaminantes

Diversas organizações desenvolveram sistemas de classificação baseados na toxicidade das substâncias químicas, como causadoras de efeitos carcinogênicos ou não. Os sistemas de classificação desenvolvidos pela US EPA e a pela International Agency for Cancer Research (IARC) estão descritos na Tabela 4.13.

Tabela 4.13 Sistemas de classificação para substâncias químicas desenvolvidos pela US EPA e IARC

IARC[1]	US EPA[2]	Descrição
Grupo 1	Grupo A	Carcinogênico humano
Grupo 2A	Grupo B	Provável carcinogênico humano
	Grupo B1	Evidências limitadas para seres humanos
	Grupo B2	Evidências inadequadas para seres humanos, evidências suficientes para animais
Grupo 2B	Grupo C	Possível carcinogênico humano
Grupo 3	Grupo D	Não-classificável quanto à carcinogenicidade humana
Grupo 4	Grupo E	Provavelmente não carcinogênico para humanos

(1) International Agency for Cancer Research: http://monographs.iarc.fr
(2) US EPA: Integrated Risk Information System (IRIS) http://www.epa.gov/iris/

As classificações carcinogênicas para os CQIs em relação a via de exposição oral, estão apresentadas na Tabela 4.14.

Tabela 4.14 Classificações Carcinogênicas dos CQIs para Via Oral

Contaminantes	Classificação US EPA[1]	Classificação IARC[2]	Classificado como Cancerígeno
Alumínio	NC	NC	Não
Arsênio	A	1	Sim
Bário	D	NC	Não
Cádmio	B1	NC	Sim[3]
Chumbo	B2	2A	Sim
Cobalto	NC	2B	Sim[3]
Cobre	D	NC	Não
Cromo	A (inalação) D (oral)	1	Sim[3]
Ferro	NC	NC	Não
Manganês	D	NC	Não
Mercúrio	D	3	Não
Níquel	NC	1	Sim[3]
Selênio	D	NC	Não
Zinco	NC	NC	Não

NC – A agência não classificou a carcinogenicidade da substância química.
(1) USEPA - IRIS Database for Risk Assessment: http://www.epa.gov/iris/
(2) IARC – International Agency for Cancer Research: http://monographs.iarc.fr
(3) Classificado como Cancerígeno, mas apenas para via de exposição inalação.

4.4.8 Valores de Referência de Toxicidade

Os valores de referência de toxicidade utilizados nesta avaliação de risco e os principais efeitos causados por cada um dos contaminantes estão resumidos na Tabela 4.15.

Sempre que possível, os valores de referência foram baseados em valores estabelecidos pelo *Integrated Risk Information System* (IRIS). Quando estes valores de referência não estavam disponíveis, fontes alternativas foram consultadas (p. ex. HC, HEAST, PPRTV e NCEA).

Tabela 4.15 Valores de Referência de Toxicidade Oral para CQIs

CQIs	Principais Efeitos	RfD Dérmico (mg/kg-dia)	RfD Inalação (mg/kg-dia)	RfD Oral (mg/kg-dia)	SF Dérmico $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	SF Inalação $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	SF Oral $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$
Alumínio	Mal de Alzheimer	1,0E-01 (g)	5,0E-03 (g)	1,0E+00 (b)	na	na	na
Arsênio	Sistema nervoso, câncer de pele e pulmão	1,2E-04 (b)	nd	3,0E-04 (b)	3,66E+00 (a)	4,3E-03 (a)	1,50E+00 (a)
Bário	Efeitos no rim	nd	5,0E-04 (f)	2,0E-01 (a)	nd	nd	nd
Cádmio (água)	Câncer de pulmão e disfunção renal	nd	nd	1,0E-03 (a)	nd	6,3E+00 (b)	na
Cádmio (dieta)		nd	nd	5,0E-04 (a)	nd	6,3E+00 (b)	na
Chumbo	Cancerígeno, danos cardiovasculares e gastrointestinais	5,4E-04 (d)	nd	3,6E-03 (d)	1,28E-03 (c)	4,2E-02 (c)	8,5E-03 (c)
Cobalto	Cancerígeno, efeitos cardiológicos e dermatite	1,6E-02 (a)	5,7E-06 (e)	3,0E-04 (e)	na	9,8E+00 (e)	na
Cobre	Náusea, danos no fígado e no rim	nd	nd	4,0E-02 (b)	nd	na	na
Cromo III (sais insolúveis)	Redução do peso do fígado e baço, teratogênico	7,5E-05 (b)	2,9E-05 (a)	1,5E+00 (a)	na	4,2E+01 (b)	na
Cromo VI (particulados)	Cancerígeno, redução do peso do fígado e baço, teratogênico	nd	1,0E-04 (a)	3,0E-03 (a)	na	4,2E+01 (b)	na
Ferro	Corrosão da mucosa gastrointestinal e efeitos no fígado e pulmões	4,5E-02 (b)	nd	7,0E-01 (b)	na	na	na
Manganês (dieta)	Danos ao sistema nervoso central, esterilidade e impotência	1,8E-03 (b)	5,0-05 (a)	2,4E-02 (a)	na	na	na
Manganês (água)		nd	5,0-05 (a)	1,4E-01 (a)	na	na	na
Mercúrio	Sistema nervoso periférico e imunológico, alterações de comportamento neurológico, falência renal	2,1E-05 (b)	8,6E-05 (b)	3,0E-04 (a)	na	na	na
Níquel	Dermatite, distúrbios respiratórios	5,4E-03 (b)	na	2,0E-02 (a)	na	nd	nd
Selênio	Taquicardia, danos ao fígado e rins, hemorragia renal	2,2E-03 (b)	nd	5,0E-03 (a)	na	na	na
Zinco	Diminuição no eritrócito, lesões	nd	nd	3,0E-01 (a)	na	na	na

Fontes:
a) IRIS: http://www.epa.gov/iris/index.html
b) RAIS: http://risk.lsd.ornl.gov/tox/tox_values.shtml
c) OEHHA: http://www.oehha.ca.gov/risk/chemicalBB/index.asp
d) HC, 2003.
e) USEPA, 2004.
na – não aplicável, pois o metal não apresenta este tipo de efeito.
nd – não disponível.

4.4.9 Sumário dos Resultados da Avaliação de Risco à Saúde Humana

A memória de cálculo do risco nos diferentes cenários de exposição avaliados está apresentada no Apêndice II e os resultados encontram-se resumidos a seguir:

4.4.9.1 Cenário Agrícola

- Trabalhadores rurais (adultos)

Para os trabalhadores rurais (adultos), o incremento da probabilidade de se desenvolver câncer ao longo da vida (ILCR), face ao cenário hipotético futuro agrícola foi superior a $1x10^{-5}$ (As, Cd, Pb e Cr) (Tabela 4.16 e Figura 4.6). Para esses mesmos receptores, os quocientes de perigo (HI) relativos à exposição aos contaminantes não cancerígenos para os contaminantes foram superiores a 1 (Al, As, Cd, Pb, Fe, Mn, Hg, Se e Zn) (Tabela 4.17 e Figura 4.7). Estes resultados indicam que a exposição a metais neste cenário de exposição há possibilidade de causar risco à saúde destes receptores.

Tabela 4.16 Sumário do risco cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos)

Parâmetros	Inalação de MP	Ingestão de solo	Contato Dérmico solo	Ingestão de carne	Ingestão de leite	Ingestão de hortaliças	Ingestão de vegetais	Ingestão de água	Contato Dérmico água	ILCR
Arsênio	5,9E-05	3,8E-04	7,4E-05	6,1E-05	2,3E-06	1,7E-05	1,1E-05			**6,1E-04**
Cádmio	2,4E-04									**2,4E-04**
Chumbo	5,1E-06	6,7E-05	1,2E-06	1,6E-06	1,7E-06	3,7E-06	3,4E-06	1,4E-04	2,4E-07	**2,2E-04**
Cromo	1,2E-04									**1,2E-04**
Níquel	3,3E-06									3,3E-06

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico
nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração
Valores em vermelho – superiores a 1E-05 (limite de risco aceitável para cancerígenos, CETESB, 2005)

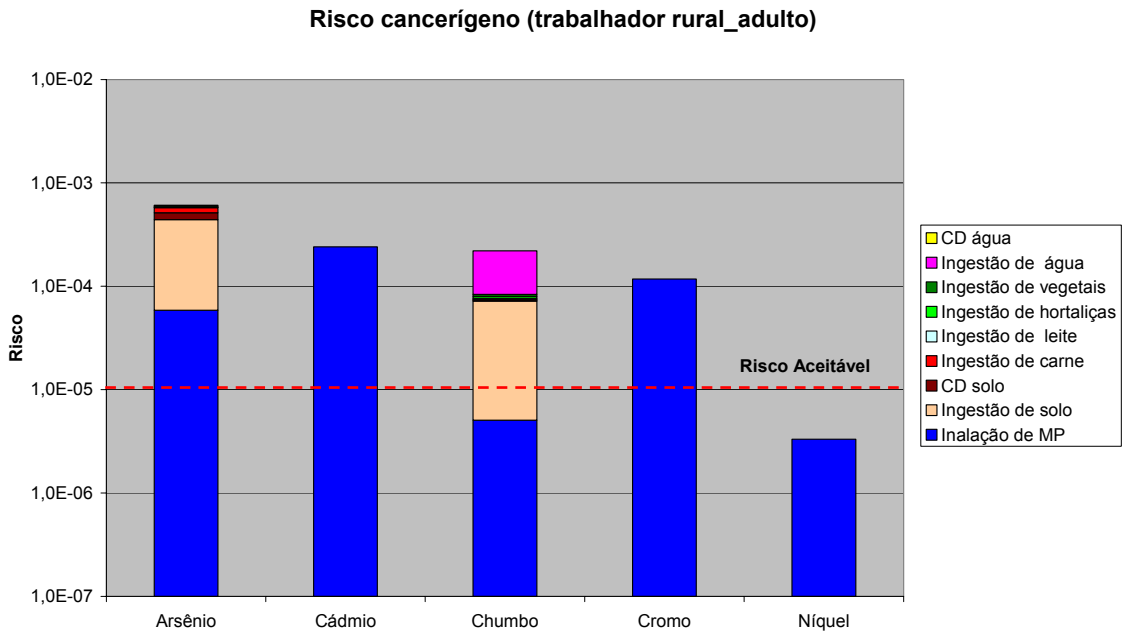

Figura 4.6 Risco cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos)

Tabela 4.17 Sumário do risco não cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos)

Parâmetros	Inalação de Material Particulado	Ingestão de solo	Contato Dérmico solo	Ingestão de carne	Ingestão de leite	Ingestão de frango	Ingestão de ovos	Ingestão de hortaliças	Ingestão de vegetais	Ingestão de água	Contato Dérmico água	HI
Alumínio	3,2E+00	3,0E-01	7,9E-03	3,4E-02	5,5E-03			1,3E-03	9,6E-04	2,7E-02	1,4E-03	**3,6E+00**
Arsênio	3,1E-06	1,0E+00	2,0E-01	1,6E-01	6,1E-03			4,4E-02	3,0E-02			**1,5E+00**
Bário	1,6E-01	7,4E-03	2,8E-04	9,9E-05	3,2E-04			1,2E-03	5,4E-04			1,7E-01
Cádmio		3,0E+00	8,0E-01	2,4E-01	7,8E-01	2,1E-02	5,3E-04	2,6E+00	3,2E+00	4,6E+02	2,4E+02	**7,1E+02**
Chumbo		2,6E+00	4,7E-02	6,4E-02	6,7E-02			1,5E-01	1,3E-01	5,4E+00	1,9E-02	**8,5E+00**
Cobalto				1,1E-02	6,2E-05			3,6E-06	5,8E-06	5,0E-02	1,3E-04	6,1E-02
Cobre		8,8E-02	7,8E-04	9,7E-02	2,4E-02			3,8E-02	1,1E-01			3,5E-01
Cromo	1,2E-01	7,3E-02	9,8E-03	3,1E-02	1,0E-02			5,9E-04	1,6E-03			2,4E-01
Ferro	4,8E-04	3,2E-02	5,6E-04	4,9E-02	1,8E-03			1,9E-04	2,2E-04	6,7E+00	2,3E-01	**7,0E+00**
Manganês				5,1E-03	6,1E-04			3,7E-03	3,4E-03	2,8E+00	3,7E-01	**3,2E+00**
Mercúrio	7,6E-02	1,4E+00	5,4E-02	5,4E+01	1,9E-01			1,4E+00	1,4E+00			**5,8E+01**
Níquel	1,2E-04	7,7E-03	7,5E-05	3,8E-03	2,0E-04			5,0E-04	2,3E-03			1,5E-02
Selênio				2,3E-01	4,0E-03	1,1E-02	7,5E-04	1,6E-05	7,4E-05	1,6E+00	1,9E-02	**1,9E+00**
Zinco	8,6E-02	5,6E+00	7,5E-02	1,1E+02	2,4E+01	1,7E-03	1,9E-03	9,1E+00	2,5E+01	8,5E+00	1,3E-01	**1,9E+02**

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico

nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Valores em vermelho – superiores a 1 (limite de risco aceitável para não cancerígenos, CETESB, 2005)

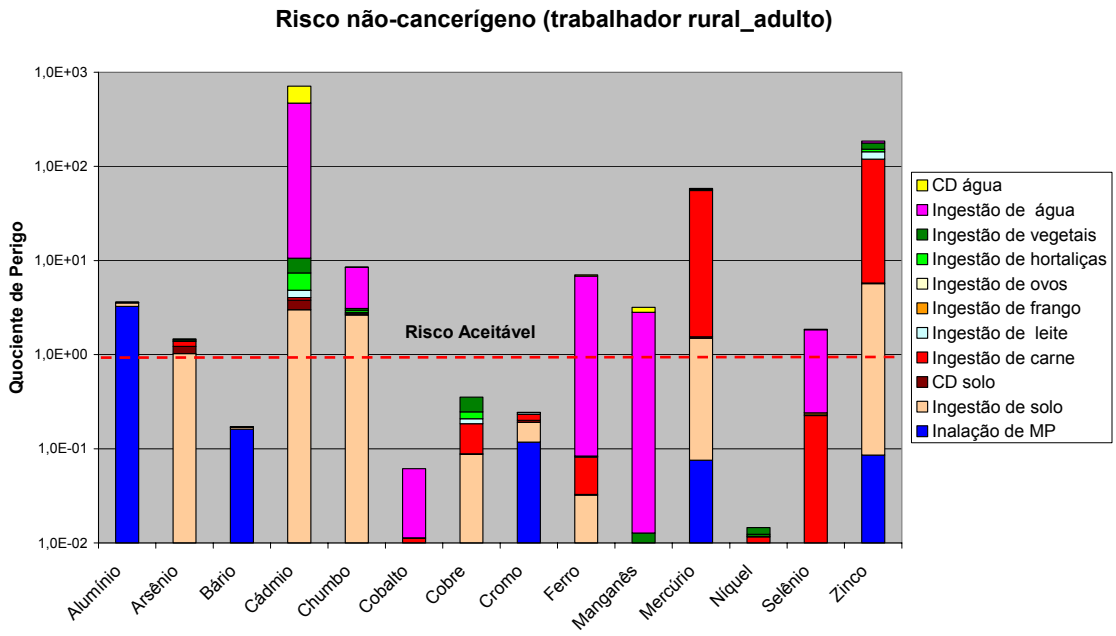

Figura 4.7 Risco não cancerígeno para trabalhadores rurais (adultos)

➢ Trabalhadores rurais (crianças)

Para os trabalhadores rurais (crianças), o incremento da probabilidade de desenvolver câncer ao longo da vida (ILCR), face ao cenário hipotético futuro agrícola foi superior a $1x10^{-5}$ (As, Cd, Pb e Cr) (Tabela 4.18 e Figura 4.8). Para esses mesmos receptores, os quocientes de perigo (HI) relativos à exposição aos contaminantes não cancerígenos para os contaminantes foram superiores a 1 (Al, As, Cd, Pb, Cu, Fe, Mn, Hg, Se e Zn) (Tabela 4.19 e Figura 4.9). Estes resultados indicam que a exposição a metais neste cenário de exposição há possibilidade de causar risco à saúde destes receptores.

Tabela 4.18 Sumário do risco cancerígeno para trabalhadores rurais (crianças)

Parâmetros	Inalação de Material Particulado	Ingestão de solo	Contato dérmico solo	Ingestão de carne	Ingestão de leite	Ingestão de hortaliças	Ingestão de vegetais	Ingestão de água	Contato dérmico água	ILCR
Arsênio	9,9E-06	3,2E-04	1,1E-05	1,1E-05	1,1E-06	1,5E-06	2,2E-06			**3,5E-04**
Cádmio	4,1E-05									**4,1E-05**
Chumbo	8,6E-07	5,5E-05	1,7E-07	2,8E-07	8,5E-07	3,5E-07	6,5E-07	2,8E-05	6,1E-07	**8,7E-05**
Cromo	2,0E-05									**2,0E-05**
Níquel	5,6E-07									5,6E-07

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico
nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração
Valores em vermelho – superiores a 1E-05 (limite de risco aceitável para cancerígenos, CETESB, 2005)

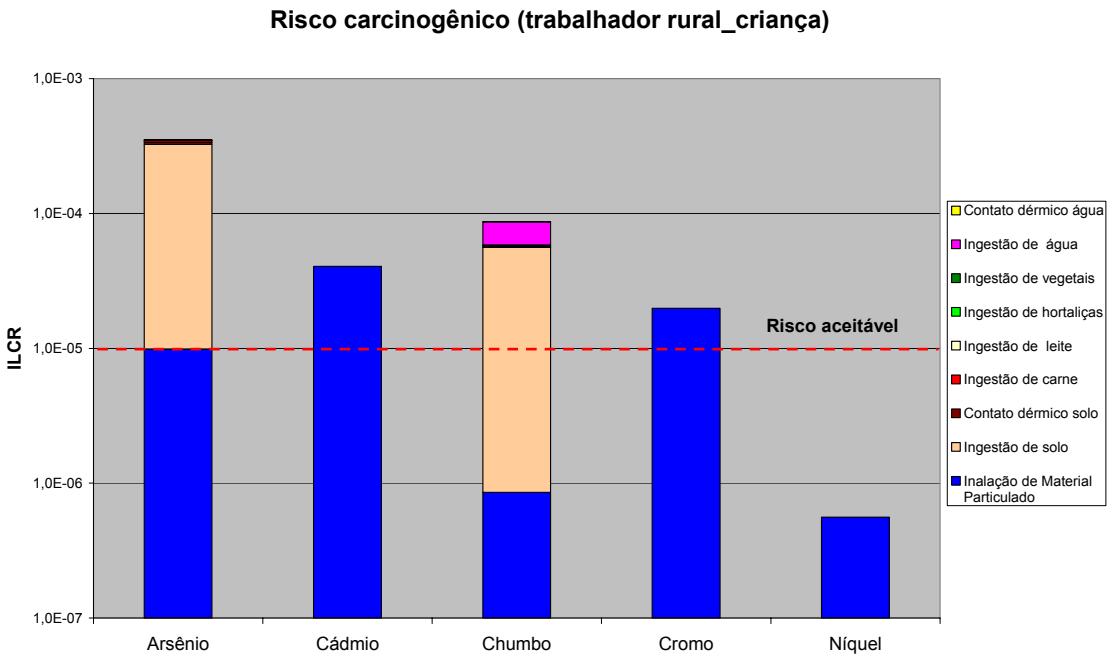

Figura 4.8 Risco cancerígeno para trabalhadores rurais (crianças)

Tabela 4.19 Sumário do risco não cancerígeno para trabalhadores rurais (crianças)

Parâmetros	Inalação de Material Particulado	Ingestão de solo	Contato dérmico solo	Ingestão de carne	Ingestão de leite	Ingestão de frango	Ingestão de ovos	Ingestão de hortaliças	Ingestão de vegetais	Ingestão de água	Contato dérmico água	HI
Alumínio	5,3E+00	2,4E+00	4,4E-02	5,7E-02	2,6E-02			1,2E-03	1,8E-03	5,3E-02	3,5E-03	**7,9E+00**
Arsênio	5,1E-06	8,2E+00	1,1E+00	2,7E-01	2,9E-02			4,0E-02	5,6E-02			**9,7E+00**
Bário	2,6E-01	5,9E-02	1,6E-03	1,6E-04	1,5E-03			1,1E-03	1,0E-03			3,3E-01
Cádmio		2,4E+01	4,5E+00	4,0E-01	3,7E+00	4,1E-02	1,8E-03	2,3E+00	5,9E+00	9,2E+02	6,1E+02	**1,6E+03**
Chumbo		2,1E+01	2,6E-01	1,1E-01	3,2E-01			1,3E-01	2,5E-01	1,1E+01	4,7E-02	**3,3E+01**
Cobalto				1,9E-02	3,0E-04			3,3E-06	1,1E-05	1,0E-01	3,3E-04	1,2E-01
Cobre		7,0E-01	4,4E-03	1,6E-01	1,1E-01			3,4E-02	2,0E-01			**1,2E+00**
Cromo	1,9E-01	5,9E-01	5,5E-02	5,2E-02	4,9E-02			5,4E-04	3,0E-03			9,4E-01
Ferro	7,9E-04	2,5E-01	3,2E-03	8,1E-02	8,5E-03			1,7E-04	4,0E-04	1,3E+01	5,9E-01	**1,4E+01**
Manganês				8,5E-03	2,9E-03			3,3E-03	6,2E-03	5,6E+00	9,3E-01	**6,6E+00**
Mercúrio	1,2E-01	1,1E+01	3,0E-01	8,9E+01	8,9E-01			1,2E+00	2,6E+00			**1,1E+02**
Níquel	1,9E-04	6,1E-02	4,2E-04	6,2E-03	9,8E-04			4,5E-04	4,2E-03			7,4E-02
Selênio				3,7E-01	1,9E-02	2,2E-02	2,5E-03	1,5E-05	1,4E-04	3,2E+00	4,8E-02	**3,7E+00**
Zinco	1,4E-01	4,5E+01	4,2E-01	1,9E+02	1,1E+02	3,4E-03	6,4E-03	8,3E+00	4,6E+01	1,7E+01	3,4E-01	**4,2E+02**

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico

nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Valores em vermelho – superiores a 1 (limite de risco aceitável para não cancerígenos, CETESB, 2005)

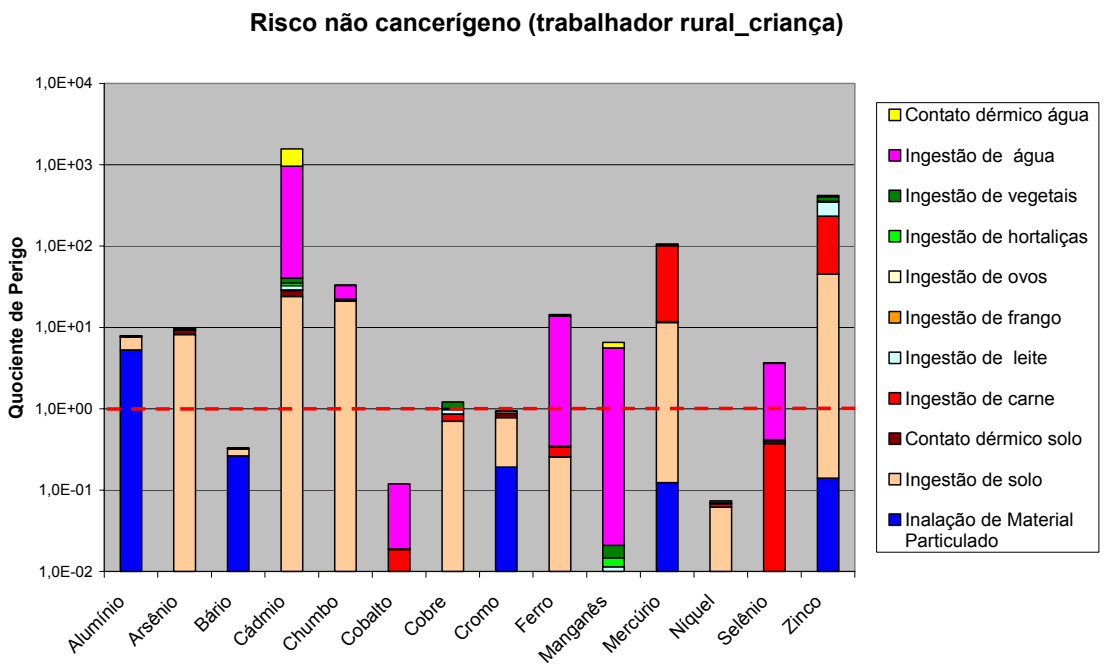

Figura 4.9 Risco não cancerígeno para trabalhadores rurais (crianças)

4.4.9.2 Cenário Residencial

➢ Residentes (adultos)

Para os residentes (adultos), o incremento da probabilidade de se desenvolver câncer ao longo da vida (ILCR), face ao cenário hipotético futuro residencial foi superior a $1x10^{-5}$ (As, Cd e Pb) (Tabela 4.20 e Figura 4.10). Para esses mesmos receptores, os quocientes de perigo relativos à exposição aos contaminantes não cancerígenos para os contaminantes foram superiores a 1 (Cd, Pb, Fe, Mn, Hg e Zn) (Tabela 4.21 e Figura 4.11). Estes resultados indicam que a exposição a metais neste cenário de exposição há possibilidade de causar risco à saúde destes receptores.

Tabela 4.20 Sumário do risco cancerígeno para residentes (adultos)

Parâmetros	Inalação Material Particulado	Ingestão de solo	Contato dérmico solo	Ingestão de hortaliças	Ingestão de vegetais	Ingestão de água	Contato dérmico água	ILCR
Arsênio	4,8E-06	1,1E-04	3,1E-05	6,8E-06	1,1E-05			**1,6E-04**
Cádmio	2,0E-05							**2,0E-05**
Chumbo	4,2E-07	1,8E-05	4,9E-07	1,5E-06	3,4E-06	2,8E-05	2,4E-07	**5,3E-05**
Cromo	9,7E-06							9,7E-06
Níquel	2,7E-07							2,7E-07

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico
nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração
Valores em vermelho – superiores a 1E-05 (limite de risco aceitável para cancerígenos, CETESB, 2005)

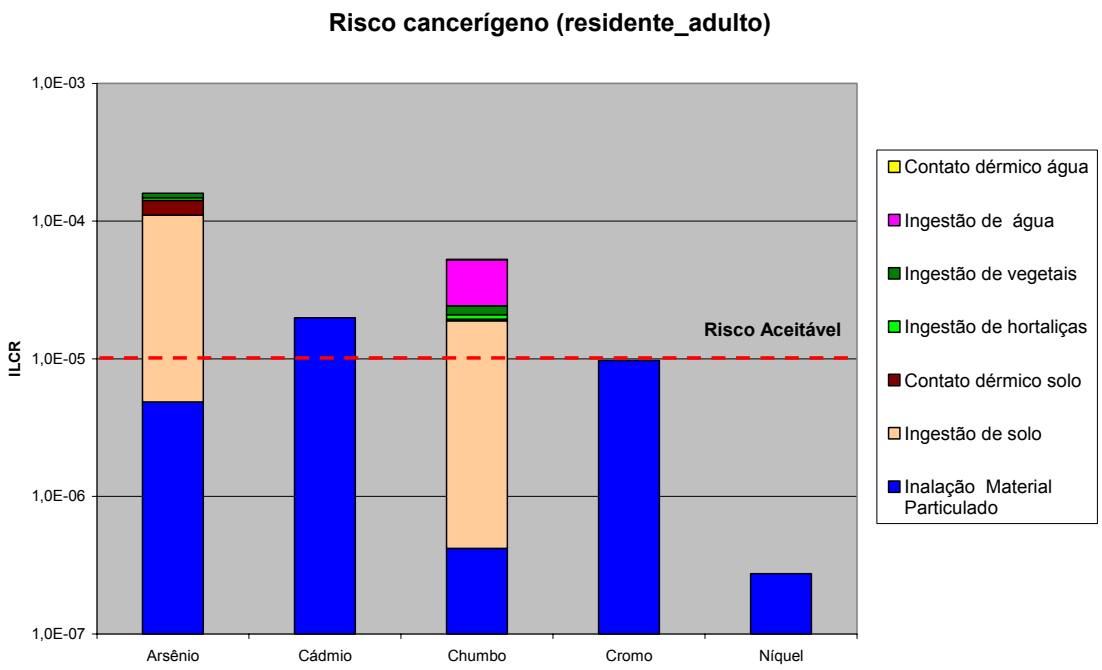

Figura 4.10 Risco cancerígeno para residentes (adultos)

Tabela 4.21 Sumário do risco não cancerígeno para residentes (adultos)

Parâmetros	Inalação Material Particulado	Ingestão de solo	Contato dérmico solo	Ingestão de hortaliças	Ingestão de vegetais	Ingestão de água	Contato dérmico água	HI
Alumínio	6,5E-01	2,0E-01	7,9E-03	1,3E-03	9,6E-04	1,3E-02	1,4E-03	8,7E-01
Arsênio	6,3E-07	6,8E-01	2,0E-01	4,4E-02	3,0E-02			9,6E-01
Bário	3,2E-02	4,9E-03	2,8E-04	1,2E-03	5,4E-04			3,9E-02
Cádmio		2,0E+00	8,0E-01	2,6E+00	3,2E+00	2,3E+02	2,4E+02	**4,8E+02**
Chumbo		1,8E+00	4,7E-02	1,5E-01	1,3E-01	2,7E+00	1,9E-02	**4,8E+00**
Cobalto				3,6E-06	5,8E-06	2,5E-02	1,3E-04	2,5E-02
Cobre		5,8E-02	7,8E-04	3,8E-02	1,1E-01			2,0E-01
Cromo	2,4E-02	4,9E-02	9,8E-03	5,9E-04	1,6E-03			8,4E-02
Ferro	9,7E-05	2,1E-02	5,6E-04	1,9E-04	2,2E-04	3,4E+00	2,3E-01	**3,6E+00**
Manganês				3,7E-03	3,4E-03	1,4E+00	3,7E-01	**1,8E+00**
Mercúrio	1,5E-02	9,4E-01	5,4E-02	1,4E+00	1,4E+00			**3,8E+00**
Níquel	2,3E-05	5,1E-03	7,5E-05	5,0E-04	2,3E-03			8,0E-03
Selênio				1,6E-05	7,4E-05	8,0E-01	1,9E-02	8,2E-01
Zinco	1,7E-02	3,7E+00	7,5E-02	9,1E+00	2,5E+01	4,3E+00	1,3E-01	**4,2E+01**

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico

nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Valores em vermelho – superiores a 1 (limite de risco aceitável para não cancerígenos, CETESB, 2005)

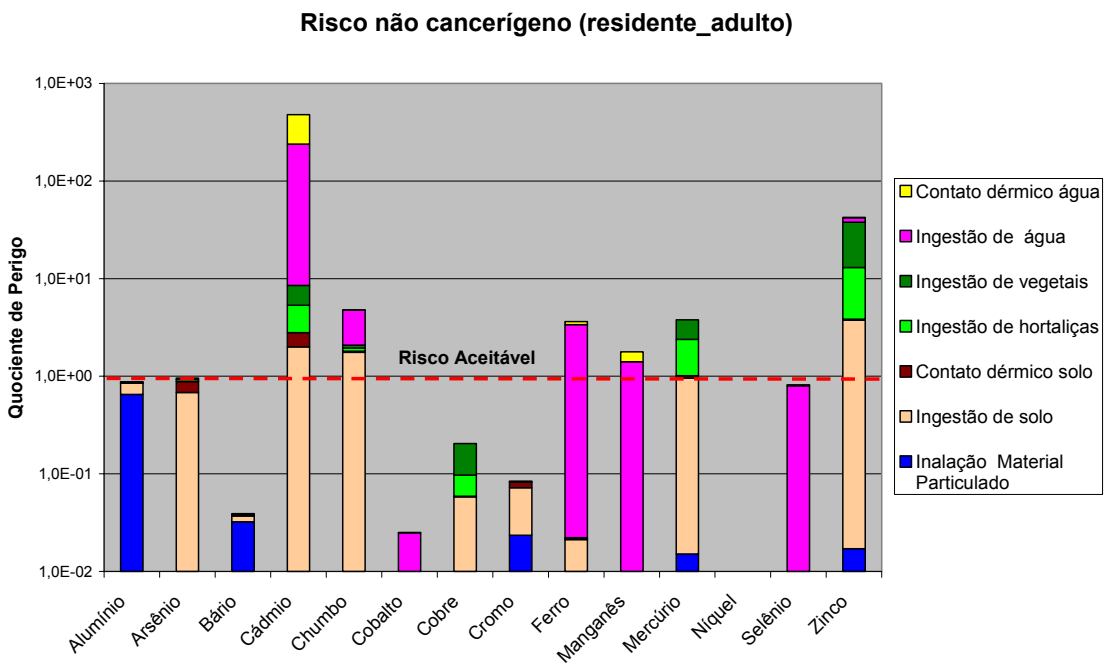

Figura 4.11 Risco não cancerígeno para residentes (adultos)

➢ Residentes (crianças)

Para os residentes (crianças), o incremento da probabilidade de se desenvolver câncer ao longo da vida (ILCR), face ao cenário hipotético futuro residencial foi superior a $1x10^{-5}$ (As, Cd, Pb e Cr) (Tabela 4.22 e Figura 4.12). Para esses mesmos receptores, os quocientes de perigo (HI) relativos à exposição aos contaminantes não cancerígenos para os contaminantes foram superiores a 1 (Al, As, Cd, Pb, Fe, Mn, Hg, Se e Zn) (Tabela 4.23 e Figura 4.13). Estes resultados indicam que a exposição a metais neste cenário de exposição há possibilidade de causar risco à saúde destes receptores.

Tabela 4.22 Sumário do risco cancerígeno para residentes (crianças)

Parâmetros	Inalação Material Particulado	Ingestão de solo	Contato dérmico solo	Ingestão de hortaliças	Ingestão de vegetais	Ingestão de água	Contato dérmico água	ILCR
Arsênio	6,6E-06	2,1E-04	1,1E-05	1,5E-06	2,2E-06			**2,3E-04**
Cádmio	2,7E-05							**2,7E-05**
Chumbo	5,7E-07	3,7E-05	1,7E-07	3,5E-07	6,5E-07	2,8E-05	6,1E-07	**6,7E-05**
Cromo	1,3E-05							**1,3E-05**
Níquel	3,7E-07							3,7E-07

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico
nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração
Valores em vermelho – superiores a 1E-05 (limite de risco aceitável para cancerígenos, CETESB, 2005)

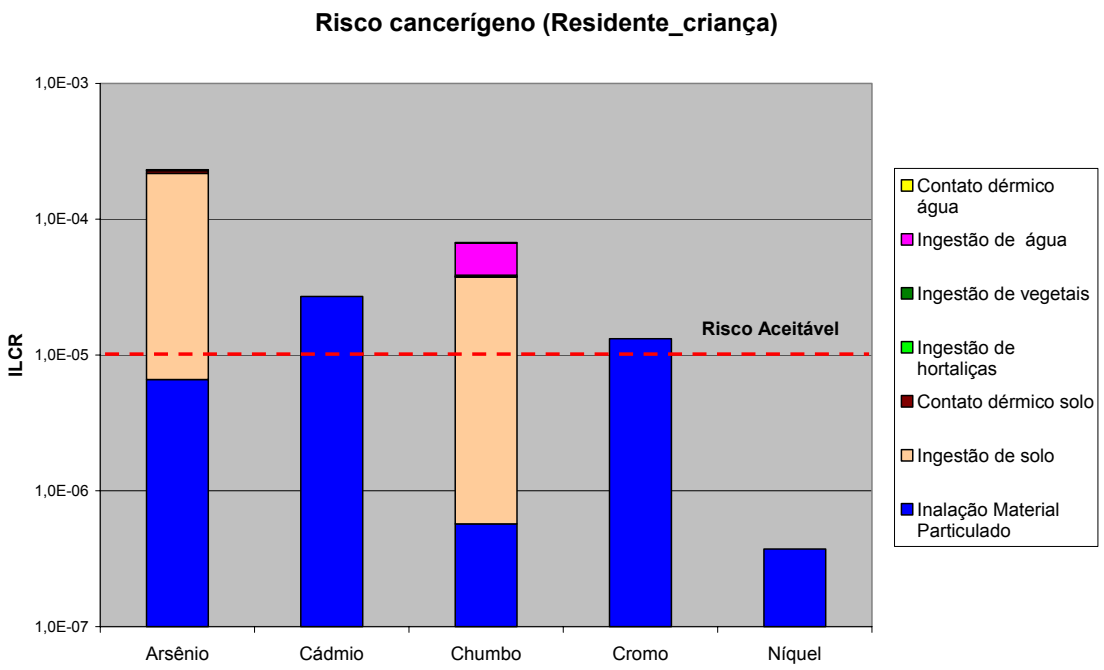

Figura 4.12 Risco cancerígeno para residentes (crianças)

Tabela 4.23 Sumário do risco não cancerígeno para residentes (crianças)

Parâmetros	Inalação Material Particulado	Ingestão de solo	Contato dérmico solo	Ingestão de hortaliças	Ingestão de vegetais	Ingestão de água	Contato dérmico água	HI
Alumínio	3,5E+00	1,6E+00	4,4E-02	1,2E-03	1,8E-03	5,3E-02	3,5E-03	**5,2E+00**
Arsênio	3,4E-06	5,5E+00	1,1E+00	4,0E-02	5,6E-02			**6,7E+00**
Bário	1,8E-01	3,9E-02	1,6E-03	1,1E-03	1,0E-03			2,2E-01
Cádmio		1,6E+01	4,5E+00	2,3E+00	5,9E+00	9,2E+02	6,1E+02	**1,6E+03**
Chumbo		1,4E+01	2,6E-01	1,3E-01	2,5E-01	1,1E+01	4,7E-02	**2,6E+01**
Cobalto				3,3E-06	1,1E-05	1,0E-01	3,3E-04	1,0E-01
Cobre		4,7E-01	4,4E-03	3,4E-02	2,0E-01			7,0E-01
Cromo	1,3E-01	3,9E-01	5,5E-02	5,4E-04	3,0E-03			5,8E-01
Ferro	5,3E-04	1,7E-01	3,2E-03	1,7E-04	4,0E-04	1,3E+01	5,9E-01	**1,4E+01**
Manganês				3,3E-03	6,2E-03	5,6E+00	9,3E-01	**6,5E+00**
Mercúrio	8,2E-02	7,6E+00	3,0E-01	1,2E+00	2,6E+00			**1,2E+01**
Níquel	1,3E-04	4,1E-02	4,2E-04	4,5E-04	4,2E-03			4,6E-02
Selênio				1,5E-05	1,4E-04	3,2E+00	4,8E-02	**3,2E+00**
Zinco	9,3E-02	3,0E+01	4,2E-01	8,3E+00	4,6E+01	1,7E+01	3,4E-01	**1,0E+02**

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico

nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Valores em vermelho – superiores a 1 (limite de risco aceitável para não cancerígenos, CETESB, 2005)

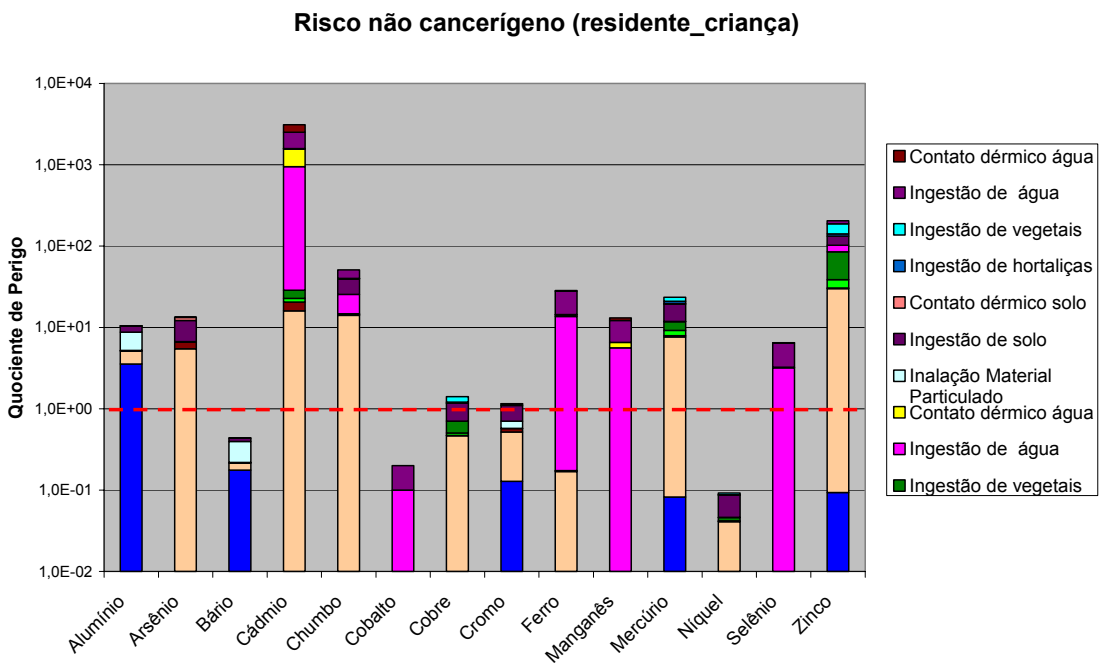

Figura 4.13 Risco não cancerígeno para residentes (crianças)

4.4.9.3 Cenário Industrial

➢ Trabalhadores

Para os trabalhadores, o incremento da probabilidade de se desenvolver câncer ao longo da vida (ILCR), face ao cenário hipotético futuro industrial foi superior a $1x10^{-5}$ (As, Cd e Pb) (Tabela 4.24 e Figura 4.14). Para esses mesmos receptores, os quocientes de perigo (HI) relativos à exposição aos contaminantes não cancerígenos para os contaminantes foram superiores a 1 (Cd e Zn) (Tabela 4.25 e Figura 4.15). Estes resultados indicam que a exposição a metais neste cenário de exposição há possibilidade de causar risco à saúde destes receptores.

Tabela 4.24 Sumário do risco cancerígeno para trabalhadores

Parâmetros	Inalação de Material Particulado	Ingestão de solo	Contato dérmico solo	ILCR
Arsênio	3,3E-06	5,5E-05	5,3E-05	**1,1E-04**
Cádmio	1,4E-05			**1,4E-05**
Chumbo	2,9E-07	9,6E-06	8,5E-07	**1,1E-05**
Cromo	6,7E-06			6,7E-06
Níquel	1,9E-07			1,9E-07

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico
nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração
Valores em vermelho – superiores a 1E-05 (limite de risco aceitável para cancerígenos, CETESB, 2005)

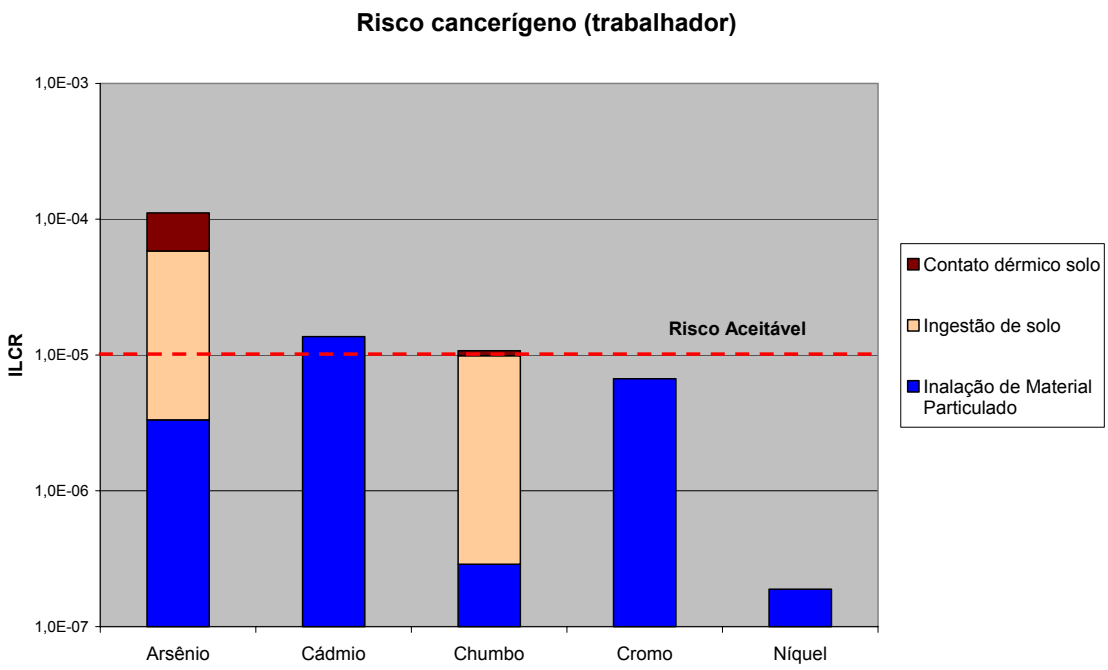

Figura 4.14 Risco cancerígeno para trabalhadores

Tabela 4.25 Sumário do risco não cancerígeno para trabalhadores

Parâmetros	Inalação de Material Particulado	Ingestão de solo	Contato dérmico solo	HI
Alumínio	4,3E-01	9,9E-02	1,3E-02	5,4E-01
Arsênio	4,1E-07	3,4E-01	3,3E-01	6,7E-01
Bário	2,1E-02	2,5E-03	4,6E-04	2,4E-02
Cádmio		1,0E+00	1,3E+00	**2,3E+00**
Chumbo		8,8E-01	7,7E-02	9,6E-01
Cobre		2,9E-02	1,3E-03	3,0E-02
Cromo	1,5E-02	2,4E-02	1,6E-02	5,6E-02
Ferro	6,4E-05	1,1E-02	9,3E-04	1,2E-02
Mercúrio	1,0E-02	4,7E-01	8,9E-02	5,7E-01
Níquel	1,5E-05	2,6E-03	1,2E-04	2,7E-03
Zinco	1,1E-02	1,9E+00	1,2E-01	**2,0E+00**

▨ indicam que o metal não foi considerado CQI neste caso específico
nd - não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração
Valores em vermelho – superiores a 1 (limite de risco aceitável para não cancerígenos, CETESB, 2005)

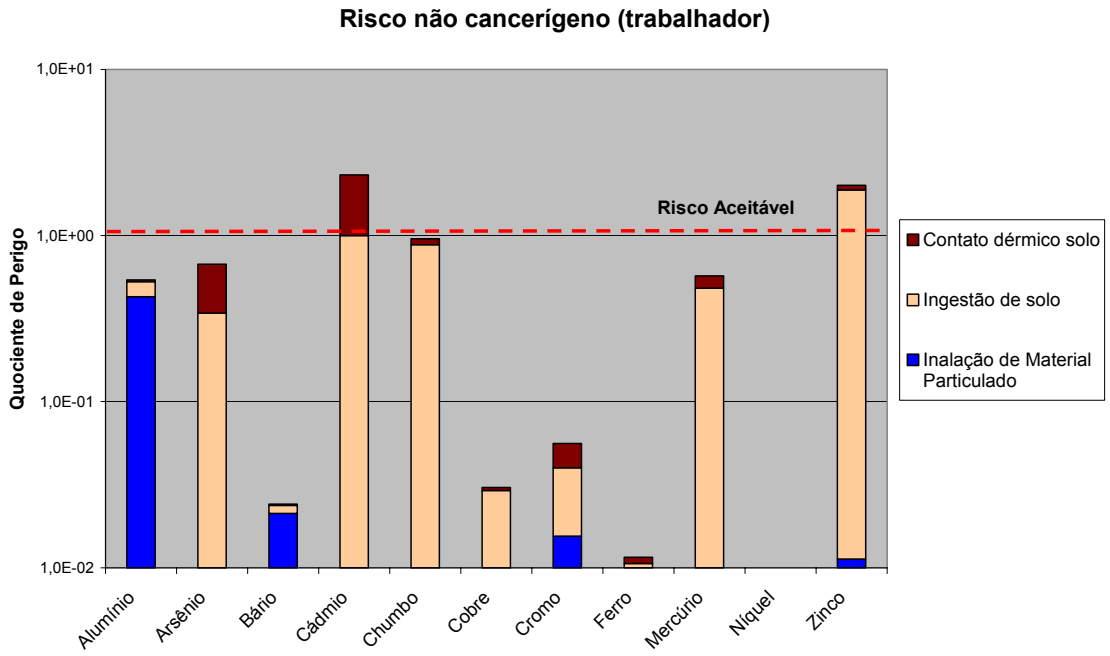

Figura 4.15 Risco não cancerígeno para trabalhadores

4.5 Avaliação de Risco Ecológico

4.5.1 Seleção dos Compostos Químicos de Interesse(CQIs)

Na tabela 4.26 encontram-se os teores de metais detectados nas amostras de solo, bem como sua comparação com alguns dos valores orientadores nacionais e internacionais para proteção da saúde de receptores ecológicos.

A seleção dos Compostos Químicos de Interesse (CQIs) foi feita comparando-se a concentração medida na área de estudo com o menor (mais restritivo) dos valores orientadores consultados. Além disso, compararam-se as concentrações detectadas na área de interesse com as concentrações medidas no ponto referência (ponto de coleta em uma área "não-contaminada", fora da influência do empreendimento).

Tal procedimento reconhece que as condições de base (*background*) também podem exceder critérios de qualidade estabelecidos. Assumiu-se, portanto, que caso as concentrações detectadas na área de interesse fossem iguais ou bem semelhantes às condições de base, as atividades realizadas naquele local podem não representar um impacto adicional à qualidade do solo; neste sentido, foram toleradas variações de até 10% do valor base.

Desta forma, todos os compostos químicos que ultrapassaram o valor de referência mais restritivo e, no mínimo, em 10% o valor base em pelo menos uma das amostras analisadas, foram selecionados como sendo de interesse.

Tabela 4.26 Teor de metais nas amostras de solo (coletadas para tese) e comparação com valores orientadores para proteção da saúde de receptores ecológicos específicos *(Continua...)*

Invertebrados terrestres

Metais	Unidade	Valores Orientadores			Valor mais restritivo	Controle	Amostras									Selecionado como CQI? (5)
		US EPA (1)	ODEQ (2)	ORNL (3)		BR01	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	
Alumínio	mg/kg	-	600	-	**600**	88.000	48.000	94.000	6.600	73.000	73.000	86.000	75.000	**119.000**	89.000	**sim**
Arsênio	mg/kg	-	60	60	**60**	77	76	**113**	53	83	**114**	**123**	78	**103**	**90**	**sim**
Bário	mg/kg	-	3.000	-	**3.000**	267	127	184	<50	**458**	**591**	**545**	187	155	157	não
Cádmio	mg/kg	110	20	20	**20**	<4	**191**	**51**	**284**	**24**	**67**	**10**	**6**	**1.200**	**83**	**sim**
Chumbo	mg/kg	-	500	500	**500**	29	**3.800**	**1.200**	**1.900**	**186**	**1.500**	**306**	**189**	**33**	**52**	**sim**
Cobalto	mg/kg	-	1.000	-	**1.000**	12	11	7	3	17	**15**	**18**	**16**	**15**	**18**	não
Cobre	mg/kg	61	50	-	**50**	13	**1.400**	**297**	**71**	**29**	**415**	**64**	14	**27**	**16**	**sim**
Cromo	mg/kg	-	0,4	0,4	**0,4**	63	**88**	**72**	<50	54	**74**	51	67	55	60	**sim**
Ferro	mg/kg	-	200	-	**200**	15.000	**31.000**	**37.000**	3.000	**17.000**	**27.000**	**34.000**	14.000	**38.000**	**24.000**	**sim**
Manganês	mg/kg	-	100	-	**100**	95	**297**	**804**	**444**	**169**	**437**	**1.200**	**123**	**342**	**228**	**sim**
Mercúrio	mg/kg	-	0,1	0,1	**0,1**	82	**123**	**170**	37	**94**	**127**	**149**	76	**144**	**107**	**sim**
Níquel	mg/kg	-	200	200	**200**	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	não
Vanádio	mg/kg	-	-	-	**-**	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	não
Zinco	mg/kg	120	200	200	**120**	222	**450.000**	**129.000**	**673.000**	**21.000**	**179.000**	**31.000**	**2.100**	**3.300**	**1.000**	**sim**

Plantas

Metais	Unidade	Valores Orientadores			Valor mais restritivo	Controle	Amostras									Selecionado como CQI? (5)
		US EPA (1)	ODEQ (2)	ORNL (4)		BR01	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	
Alumínio	mg/kg	-	50	50	**50**	88.000	48.000	94.000	6.600	73.000	73.000	86.000	75.000	**119.000**	89.000	**sim**
Arsênio	mg/kg	37	10	10	**10**	77	76	**113**	53	83	**114**	**123**	78	**103**	**90**	**sim**
Bário	mg/kg	-	500	500	**500**	267	127	184	<50	**458**	**591**	**545**	187	155	157	**sim**
Cádmio	mg/kg	29	4	4	**4**	<4	**191**	**51**	**284**	**24**	**67**	**10**	**6**	**1.200**	**83**	**sim**
Chumbo	mg/kg	-	50	50	**50**	29	**3.800**	**1.200**	**1.900**	**186**	**1.500**	**306**	**189**	**33**	**52**	**sim**
Cobalto	mg/kg	-	20	20	**20**	12	11	7	3	17	**15**	**18**	**16**	**15**	**18**	não
Cobre	mg/kg	-	100	100	**100**	13	**1.400**	**297**	**71**	**29**	**415**	**64**	14	**27**	**16**	**sim**
Cromo	mg/kg	5	1	1	**1**	63	**88**	**72**	<50	54	**74**	51	67	55	60	**sim**
Ferro	mg/kg	-	10	-	**10**	15.000	**31.000**	**37.000**	3.000	**17.000**	**27.000**	**34.000**	14.000	**38.000**	**24.000**	**sim**
Manganês	mg/kg	-	500	500	**500**	95	**297**	**804**	**444**	**169**	**437**	**1.200**	**123**	**342**	**228**	**sim**
Mercúrio	mg/kg	-	0,3	0,3	**0,3**	82	**123**	**170**	37	**94**	**127**	**149**	76	**144**	**107**	**sim**
Níquel	mg/kg	-	30	30	**30**	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	não
Vanádio	mg/kg	-	2	2	**2**	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	não
Zinco	mg/kg	190	50	50	**50**	222	**450.000**	**129.000**	**673.000**	**21.000**	**179.000**	**31.000**	**2.100**	**3.300**	**1.000**	**sim**

Tabela 4.26 Teor de metais nas amostras de solo (coletadas para tese) e comparação com valores orientadores para proteção da saúde de receptores ecológicos específicos *(Continuação)*

Aves

Metais	Unidade	Valores Orientadores		Valor mais restritivo	Controle	Amostras									Selecionado como CQI? (5)
		US EPA (1)	ODEQ (2)		BR01	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	
Alumínio	mg/kg	-	450	**450**	88.000	48.000	94.000	6.600	73.000	73.000	86.000	75.000	**119.000**	89.000	**sim**
Arsênio	mg/kg	-	10	**10**	77	76	113	53	83	**114**	**123**	78	**103**	**90**	**sim**
Bário	mg/kg	-	85	**85**	267	127	184	<50	**458**	**591**	**545**	187	155	157	não
Cádmio	mg/kg	-	6	**6**	<4	**191**	**51**	**284**	**24**	**67**	**10**	**6**	**1.200**	**83**	**sim**
Chumbo	mg/kg	-	16	**16**	29	**3.800**	**1.200**	**1.900**	**186**	**1.500**	**306**	**189**	**33**	**52**	**sim**
Cobalto	mg/kg	32	-	**32**	12	11	7	3	**17**	**15**	**18**	**16**	**15**	**18**	não
Cobre	mg/kg	-	190	**190**	13	**1.400**	**297**	**71**	**29**	**415**	**64**	14	**27**	**16**	**sim**
Cromo	mg/kg	21	4	**4**	63	**88**	**72**	<50	54	**74**	51	67	55	60	**sim**
Ferro	mg/kg	-	-	**-**	15.000	**31.000**	**37.000**	3.000	**17.000**	**27.000**	**34.000**	14.000	**38.000**	**24.000**	**sim**
Manganês	mg/kg	-	4125	**4.125**	95	**297**	**804**	**444**	**169**	**437**	**1.200**	**123**	**342**	**228**	**sim**
Mercúrio	mg/kg	-	1,5	**2**	82	**123**	**170**	37	**94**	**127**	**149**	76	**144**	**107**	**sim**
Níquel	mg/kg	-	320	**320**	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	não
Vanádio	mg/kg	-	47	**47**	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	não
Zinco	mg/kg	-	60	**60**	222	**450.000**	**129.000**	**673.000**	**21.000**	**179.000**	**31.000**	**2.100**	**3.300**	**1.000**	**sim**

Microrganismos

Metais	Unidade	Valor Orientador	Valor mais restritivo	Controle	Amostras									Selecionado como CQI? (5)
		ORNL (3)		BR01	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	
Alumínio	mg/kg	600	**600**	88.000	48.000	94.000	6.600	73.000	73.000	86.000	75.000	**119.000**	89.000	**sim**
Arsênio	mg/kg	100	**100**	77	76	**113**	53	83	**114**	**123**	78	**103**	90	**sim**
Bário	mg/kg	3.000	**3.000**	267	127	184	<50	**458**	**591**	**545**	187	155	157	não
Cádmio	mg/kg	20	**20**	<4	**191**	**51**	**284**	**24**	**67**	**10**	**6**	**1.200**	**83**	**sim**
Chumbo	mg/kg	900	**900**	29	**3.800**	**1.200**	**1.900**	**186**	**1.500**	**306**	**189**	**33**	**52**	**sim**
Cobalto	mg/kg	1.000	**1.000**	12	11	7	3	**17**	**15**	**18**	**16**	**15**	**18**	não
Cobre	mg/kg	100	**100**	13	**1.400**	**297**	**71**	**29**	**415**	**64**	14	**27**	**16**	**sim**
Cromo	mg/kg	10	**10**	63	**88**	**72**	<50	54	**74**	51	67	55	60	**sim**
Ferro	mg/kg	200	**200**	15.000	**31.000**	**37.000**	3.000	**17.000**	**27.000**	**34.000**	14.000	**38.000**	**24.000**	**sim**
Manganês	mg/kg	100	**100**	95	**297**	**804**	**444**	**169**	**437**	**1.200**	**123**	**342**	**228**	**sim**
Mercúrio	mg/kg	30	**30**	82	**123**	**170**	37	**94**	**127**	**149**	76	**144**	**107**	**sim**
Níquel	mg/kg	90	**90**	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	não
Vanádio	mg/kg	20	**20**	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	não
Zinco	mg/kg	100	**100**	222	**450.000**	**129.000**	**673.000**	**21.000**	**179.000**	**31.000**	**2.100**	**3.300**	**1.000**	**sim**

Tabela 4.26. Teor de metais nas amostras de solo (coletadas para tese) e comparação com valores orientadores para proteção da saúde de receptores ecológicos específicos (*Continuação*)

Mamíferos

Metais	Unidade	Valores Orientadores		Valor mais restritivo	Controle	Amostras									Selecionado como CQI? (5)
		US EPA (1)	ODEQ (2)		BR01	C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	
Alumínio	mg/kg	-	107	**107**	88.000	48.000	94.000	6.600	73.000	73.000	86.000	75.000	**119.000**	89.000	**sim**
Arsênio	mg/kg	-	29	**29**	77	76	113	53	83	**114**	**123**	78	**103**	**90**	**sim**
Bário	mg/kg	-	638	**638**	267	127	184	<50	**458**	**591**	**545**	187	155	157	não
Cádmio	mg/kg	-	125	**125**	<4	**191**	**51**	**284**	**24**	**67**	**10**	**6**	**1.200**	**83**	**sim**
Chumbo	mg/kg	-	4.000	**4.000**	29	**3.800**	**1.200**	**1.900**	**186**	**1.500**	**306**	**189**	**33**	**52**	não
Cobalto	mg/kg	340	150	**150**	12	11	7	3	**17**	**15**	**18**	**16**	**15**	**18**	não
Cobre	mg/kg	-	390	**390**	13	**1.400**	**297**	**71**	**29**	**415**	**64**	14	**27**	**16**	**sim**
Cromo	mg/kg	330	340.000	**330**	63	**88**	**72**	<50	54	**74**	51	67	55	60	não
Ferro	mg/kg	-	-	**-**	15.000	**31.000**	**37.000**	3.000	**17.000**	**27.000**	**34.000**	14.000	**38.000**	**24.000**	**sim**
Manganês	mg/kg	-	11000	**11.000**	95	**297**	**804**	**444**	**169**	**437**	**1.200**	**123**	**342**	**228**	não
Mercúrio	mg/kg	-	73	**73**	82	**123**	**170**	37	**94**	**127**	**149**	76	**144**	**107**	**sim**
Níquel	mg/kg	-	625	**625**	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	não
Vanádio	mg/kg	-	25	**25**	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	não
Zinco	mg/kg	-	20.000	**20.000**	222	**450.000**	**129.000**	**673.000**	**21.000**	**179.000**	**31.000**	**2.100**	**3.300**	**1.000**	**sim**

valores superiores ao valor mais restritivo
parâmetros selecionados, pois não possuem valor orientador
"-"critério não disponível
(1) US EPA (2000), valor orientador americano para proteção de receptores ecológicos
(2) ODEQ (2001), valor de proteção para solo para proteção ecológica do Oregon Departmentof Environmental Quality.
(3) ORNL, Oak Ridge National Laboratory, 1997A
(4) ORNL, Oak Ridge National Laboratory, 1997B
(5) "**sim**", se o valor máximo for maior do que o valor mais restritivo e se for pelo menos 10% maior do que o background

Na tabela 4.27, encontram-se resumidos os CQIs selecionados para cada um dos receptores ecológicos que, preliminarmente, identificou-se como sendo os passíveis de estarem expostos ao solo contaminado em questão, tais como: invertebrados terrestres, plantas, microrganismos – existentes no solo, bem como possíveis aves e mamíferos que podem vir a ter contato com este solo.

Tabela 4.27 Resumo dos CQIs selecionados para receptores ecológicos específicos

CQIs	Receptores Ecológicos				
	Invertebrados terrestres	Plantas	Microrganismos	Aves	Mamíferos
Alumínio	✓	✓	✓	✓	✓
Arsênio	✓	✓	✓	✓	✓
Bário		✓			
Cádmio	✓	✓	✓	✓	✓
Chumbo	✓	✓	✓	✓	
Cobre	✓	✓	✓	✓	✓
Cromo	✓	✓	✓	✓	
Ferro	✓	✓	✓	✓	✓
Manganês	✓	✓	✓	✓	
Mercúrio	✓	✓	✓	✓	✓
Zinco	✓	✓	✓	✓	✓

4.5.2 Caracterização dos Receptores Ecológicos

Na avaliação de risco ecológico foram identificados apenas receptores ecológicos relevantes para o cenário hipotético de uso futuro agrícola. A seguir, encontram-se descritos os receptores de preocupação selecionados:

- **Pequenos mamíferos, Invertebrados terrestres, microrganismos:** que vivem no solo da área em questão e que poderiam estar expostos via contato com solo.

- **Plantas:** que estão presentes na área ou que podem vir a ser plantadas após o descomissionamento da indústria.

- **Animais de criação:** que podem vir a ser criados na área após seu descomissionamento, que podem ingerir pasto da área, bem como solo acidentalmente e água subterrânea.

4.5.3 Modelo Conceitual

A partir da identificação dos compostos químicos de interesse, dos receptores potenciais e das vias de exposição foram desenvolvidos modelos conceituais de

exposição para o cenário hipotético agrícola, refletindo o entendimento inicial sobre a área com base nos dados disponíveis, tal como descrito na figura 4.16.

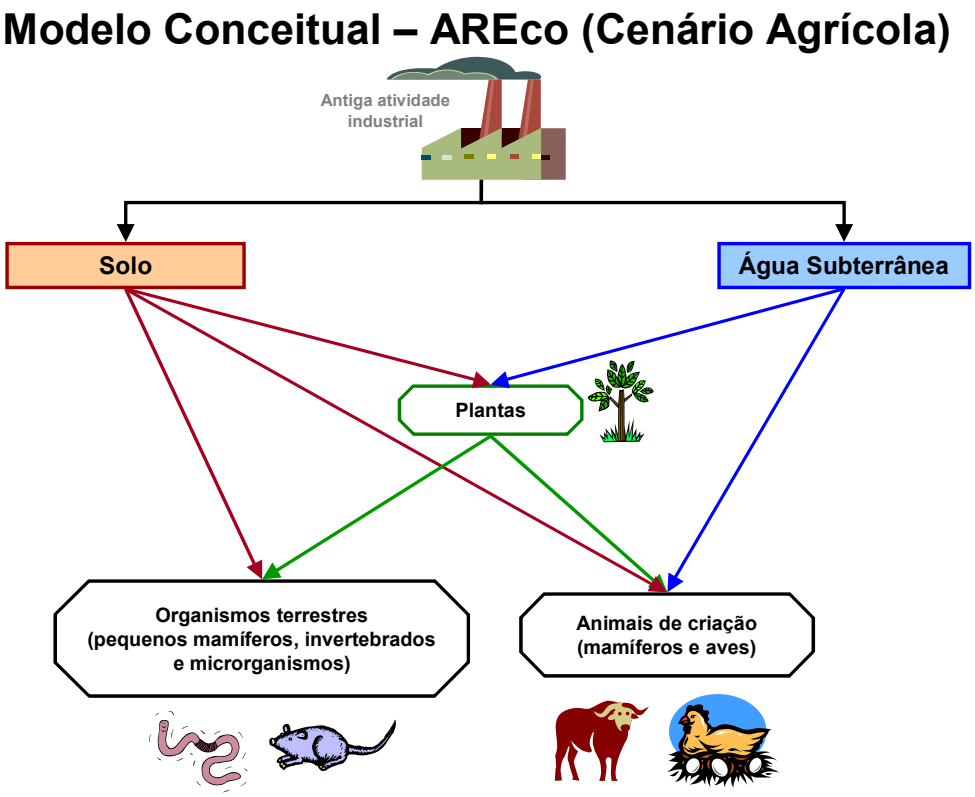

Figura 4.16 Modelo conceitual de exposição para receptores ecológicos no cenário agrícola

4.5.4 Sumário dos Resultados da Avaliação de Risco Ecológico

A memória de cálculo do risco para receptores ecológicos encontra-se descrita nas tabelas 4.28 a 4.34.

Tabela 4.28 Resultados de risco para receptores ecológicos (plantas)

Metais	VTR (mg/kg) Plantas	Referência	HQ Plantas									
			C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	Máximo
Alumínio	50	ODEQ (2001)	960	1.880	132	1.460	1.460	1.720	1.500	2.380	1.780	2.380
Arsênio	18	OSWER (2005a)	4	6	3	5	6	7	4	6	5	7
Bário	500	ODEQ (2001)	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1,2
Cádmio	32	OSWER (2005c)	6	2	9	1	2	0	0	38	3	38
Chumbo	120	OSWER (2005e)	32	10	16	2	13	3	2	0	0	32
Cobalto	13	OSWER (2005d)	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1,4
Cobre	70	OSWER (2007a)	20	4	1	0	6	1	0	0	0	20
Cromo	1	ODEQ (2001)	88	72	50	54	74	51	67	55	60	88
Ferro	10	ODEQ (2001)	3.100	3.700	300	1.700	2.700	3.400	1.400	3.800	2.400	3.800
Manganês	200	OSWER (2007b)	1	4	2	1	2	6	1	2	1	6
Mercúrio	0,3	ODEQ (2001)	410	567	122	312	423	497	253	480	357	567
Zinco	160	OSWER (2007c)	2.813	806	4.206	131	1.119	194	13	21	6	4.206

nc - não calculado
nd - não disponível
VTR - Valor de Toxicidade de Referência
HQ = Concentração / VTR

	HQ > 10
	HQ > 1

Tabela 4.29 Resultados de risco para receptores ecológicos (invertebrados terrestres)

Metais	VTR (mg/kg) Invertebrados	Referência	HQ Invertebrados									
			C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	Máximo
Alumínio	600	ODEQ (2001)	80	157	11	122	122	143	125	198	148	198
Arsênio	60	ODEQ (2001)	1	2	1	1	2	2	1	2	2	2
Bário	330	OSWER (2005b)	0	1	0	1	2	2	1	0	0	2
Cádmio	140	OSWER (2005c)	1	0	2	0	0	0	0	9	1	9
Chumbo	1.700	OSWER (2005e)	2	1	1	0	1	0	0	0	0	2
Cobalto	1.000	ODEQ (2001)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cobre	80	OSWER (2007a)	18	4	1	0	5	1	0	0	0	18
Cromo	0,4	ODEQ (2001)	219	180	125	134	186	127	166	138	150	219
Ferro	200	ODEQ (2001)	155	185	15	85	135	170	70	190	120	190
Manganês	450	OSWER (2007b)	1	2	1	0	1	3	0	1	1	3
Mercúrio	0,1	ODEQ (2001)	1.230	1.700	367	935	1.270	1.490	759	1.440	1.070	1.700
Zinco	120	OSWER (2007c)	3.750	1.075	5.608	175	1.492	258	18	28	8	5.608

nc - não calculado
nd - não disponível
VTR - Valor de Toxicidade de Referência
HQ = Concentração / VTR

	HQ > 10
	HQ > 1

Tabela 4.30 Resultados de risco para receptores ecológicos (microrganismos)

Metais	VTR (mg/kg) Microrganismos	Referência	HQ Microrganismos									
			C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	Máximo
Alumínio	600	ORNL (1997)	80	157	11	122	122	143	125	198	148	198
Arsênio	100	ORNL (1997)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bário	3.000	ORNL (1997)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cádmio	20	ORNL (1997)	10	3	14	1	3	1	0	60	4	60
Chumbo	900	ORNL (1997)	4	1	2	0	2	0	0	0	0	4
Cobalto	1.000	ORNL (1997)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cobre	100	ORNL (1997)	14	3	1	0	4	1	0	0	0	14
Cromo	10	ORNL (1997)	9	7	5	5	7	5	7	6	6	9
Ferro	200	ORNL (1997)	155	185	15	85	135	170	70	190	120	190
Manganês	100	ORNL (1997)	3	8	4	2	4	12	1	3	2	12
Mercúrio	30	ORNL (1997)	4	6	1	3	4	5	3	5	4	6
Zinco	100	ORNL (1997)	4.500	1.290	6.730	210	1.790	310	21	33	10	6.730

nc - não calculado
nd - não disponível
VTR - Valor de Toxicidade de Referência
HQ = Concentração / VTR

	HQ > 10
	HQ > 1

Tabela 4.31 Resultados de risco para receptores ecológicos (pequenos mamíferos)

Metais	VTR (mg/kg) Peq. Mamíferos	Referência	HQ Pequenos Mamíferos									
			C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	Máximo
Alumínio	107	ODEQ (2001)	449	879	62	682	682	804	701	1.112	832	1.112
Arsênio	46	OSWER (2005a)	2	2	1	2	2	3	2	2	2	3
Bário	2.000	OSWER (2005b)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cádmio	0,36	OSWER (2005c)	531	141	789	68	186	28	18	3.333	230	3.333
Chumbo	56	OSWER (2005e)	68	21	34	3	27	5	3	1	1	68
Cobalto	230	OSWER (2005d)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cobre	49	OSWER (2007a)	29	6	1	1	8	1	0	1	0	29
Cromo	34	OSWER (2005f)	3	2	1	2	2	1	2	2	2	3
Ferro	nd		nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc	nc
Manganês	4.000	OSWER (2007b)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mercúrio	73	ODEQ (2001)	2	2	1	1	2	2	1	2	1	2
Zinco	79	OSWER (2007c)	5.696	1.633	8.519	266	2.266	392	27	42	13	8.519

nc - não calculado
nd - não disponível
VTR - Valor de Toxicidade de Referência
HQ = Concentração / VTR

	HQ > 10
	HQ > 1

Tabela 4.32 Parâmetros utilizados e resultados de risco para receptores ecológicos (gado de corte)

CQI's	Peso Corporal (kg)[d]	Taxa de consumo de água (L/dia)[a]	Concentrações medidas em água (mg/L)[b]	Dose Ingestão de Água (mg/kg.dia)	Taxa de consumo de água (L/dia)[a]	Concentrações medidas em solo (mg/kg)[b]	Dose Ingestão de Solo (mg/kg.dia)	Taxa de consumo de água (L/dia)[a]	Concentrações estimadas no pasto (mg/kg)[c]	Dose Ingestão de Alimento (mg/kg.dia)	Dose total (mg/kg.dia)	VTR (mg/kg-dia)	Quociente de Perigo (HQ)
Alumínio	730				0,99	119.000	1,6E+02	7,2	7,14E+01	7,0E-01	1,6E+02	1,9E+00	**84,0**
Arsênio	730				0,99	123	1,7E-01	7,2	7,38E-01	7,3E-03	1,7E-01	1,0E+00	0,2
Bário	730				0,99	591	8,0E-01	7,2	1,33E+01	1,3E-01	9,3E-01	2,2E+01	0,0
Cádmio	730	50	0,984	6,7E-02	0,99	1.200	1,6E+00	7,2	9,90E+01	9,8E-01	2,7E+00	7,7E-01	**3,5**
Chumbo	730	50	0,58	4,0E-02	0,99	3.800	5,2E+00	7,2	2,57E+01	2,5E-01	5,4E+00	4,7E+00	**1,2**
Cobalto	730				0,99	18	2,5E-02	7,2	5,40E-02	5,3E-04	2,5E-02	7,3E+00	0,0
Cobre	730				0,99	1.400	1,9E+00	7,2	8,40E+01	8,3E-01	2,7E+00	5,6E+00	0,5
Cromo	730				0,99	88	1,2E-01	7,2	9,90E-02	9,8E-04	1,2E-01	2,4E+00	0,0
Ferro	730				0,99	38.000	5,2E+01	7,2	2,28E+00	2,2E-02	5,2E+01	nd	nc
Manganês	730	50	3,87	2,7E-01	0,99	1.200	1,6E+00	7,2	2,30E+01	2,3E-01	2,1E+00	5,2E+01	0,0
Mercúrio	730				0,99	170	2,3E-01	7,2	5,52E-01	5,4E-03	2,4E-01	1,0E+00	0,2
Selênio	730	50	0,24	1,6E-02							1,6E-02	1,4E-01	0,1
Zinco	730	50	76,55	5,2E+00	0,99	673.000	9,1E+02	7,2	1,51E+05	1,5E+03	2,4E+03	7,5E+01	**32,0**

Notas:
Valores em vermelho: HQ > 1
HQ > 10
nd - não disponível
nc - não calculado
CQI's - Compostos Químico não selecionado com CQI neste meio
VTR - Valor de Toxicidade de Referência
não selecionado com CQI neste meio
a. Golder, 2005
b. Concentração máxima detectada em água e solo
c. Concentração estimada no pasto a partir de solo - Equação recomendada no Programa RISC4 e fatores deconcentração solo-planta (Baes, 1984)
d. CCME, 1993

Tabela 4.33 Parâmetros utilizados e resultados de risco para receptores ecológicos (gado leiteiro)

CQI's	Peso Corporal (kg)[d]	Taxa de consumo de água (L/dia)[a]	Concentrações medidas em água (mg/L)[b]	Dose Ingestão de Água (mg/kg.dia)	Taxa de consumo de água (L/dia)[a]	Concentrações medidas em solo (mg/kg)[b]	Dose Ingestão de Solo (mg/kg.dia)	Taxa de consumo de água (L/dia)[a]	Concentrações estimadas no pasto (mg/kg)[c]	Dose Ingestão de Alimento (mg/kg.dia)	Dose total (mg/kg.dia)	VTR (mg/kg.dia)	Quociente de Perigo (HQ)
Alumínio	862				0,99	119.000	1,4E+02	16,1	7,14E+01	1,3E+00	1,4E+02	1,9E+00	**71,5**
Arsênio	862				0,99	123	1,4E-01	16,1	7,38E-01	1,4E-02	1,6E-01	1,0E+00	0,1
Bário	862				0,99	591	6,8E-01	16,1	1,33E+01	2,5E-01	9,3E-01	2,2E+01	0,0
Cádmio	862	90	0,984	1,0E-01	0,99	1.200	1,4E+00	16,1	9,90E+01	1,8E+00	3,3E+00	7,7E-01	**4,3**
Chumbo	862	90	0,58	6,1E-02	0,99	3.800	4,4E+00	16,1	2,57E+01	4,8E-01	4,9E+00	4,7E+00	**1,0**
Cobalto	862				0,99	18	2,1E-02	16,1	5,40E-02	1,0E-03	2,2E-02	7,3E+00	0,0
Cobre	862				0,99	1.400	1,6E+00	16,1	8,40E+01	1,6E+00	3,2E+00	5,6E+00	0,6
Cromo	862				0,99	88	1,0E-01	16,1	9,90E-02	1,8E-03	1,0E-01	2,4E+00	0,0
Ferro	862				0,99	38.000	4,4E+01	16,1	2,28E+00	4,3E-02	4,4E+01	nd	nc
Manganês	862	90	3,87	4,0E-01	0,99	1.200	1,4E+00	16,1	2,30E+01	4,3E-01	2,2E+00	5,2E+01	0,0
Mercúrio	862				0,99	170	2,0E-01	16,1	5,52E-01	1,0E-02	2,1E-01	1,0E+00	0,2
Selênio	862	90	0,24	2,5E-02							2,5E-02	1,4E-01	0,2
Zinco	862	90	76,55	8,0E+00	0,99	673.000	7,7E+02	16,1	1,51E+05	2,8E+03	3,6E+03	7,5E+01	**47,9**

Notas:
Valores em vermelho: HQ > 1
HQ > 10
nd - não disponível
nc - não calculado
CQI's - Compostos Químico não selecionado com CQI neste meio
VTR - Valor de Toxicidade de Referência
não selecionado com CQI neste meio
a. Golder, 2005
b. Concentração máxima detectada em água e solo
c. Concentração estimada no pasto a partir de solo - Equação recomendada no Programa RISC4 e fatores deconcentração solo-planta (Baes, 1984)
d. CCME, 1993

Tabela 4.34 Parâmetros utilizados e resultados de risco para receptores ecológicos (galinhas)

CQI's	Peso Corporal (kg)[f]	Taxa de consumo de água (L/dia)[a]	Concentrações medidas em água (mg/L)[b]	Dose Ingestão de Água (mg/kg.dia)	Taxa de consumo de água (L/dia)[a]	Concentrações medidas em solo (mg/kg)[b]	Dose Ingestão de Solo (mg/kg.dia)	Taxa de consumo de alimento (kg/dia)[a]	Proporção de invertebrados (minhocas) na dieta (%)[e]	Concentração estimada nos invertebrados (mg/kg)[c,d]	Dose Ingestão de Alimento (mg/kg.dia)	Dose total (mg/kg.dia)	VTR (mg/kg.dia)	Quociente de Perigo (HQ)
Alumínio	2,3				0,0014	119.000	7,2E+01	0,07	10%	nd	nc	7,2E+01	1,1E+02	0,7
Arsênio	2,3				0,0014	123	7,5E-02	0,07	10%	1,77	5,4E-03	7,5E-02	2,2E+00	0,0
Bário	2,3				0,0014	591	3,6E-01	0,07	10%	nd	nc	3,6E-01	2,1E+01	0,0
Cádmio	2,3	0,2	0,984	8,6E-02	0,0014	1.200	7,3E-01	0,07	10%	371,68	1,1E+00	1,9E+00	1,5E+00	**1,3**
Chumbo	2,3	0,2	0,58	5,0E-02	0,0014	3.800	2,3E+00	0,07	10%	99,62	3,0E-01	2,7E+00	1,6E+00	**1,6**
Cobalto	2,3				0,0014	18	1,1E-02	0,07	10%	nd	nc	1,1E-02	7,6E+00	0,0
Cobre	2,3				0,0014	1.400	8,5E-01	0,07	10%	5,78	1,8E-02	8,7E-01	4,1E+00	0,2
Cromo	2,3				0,0014	88	5,3E-02	0,07	10%	1,42	4,3E-03	5,8E-02	2,7E+00	0,0
Ferro	2,3				0,0014	38.000	2,3E+01	0,07	10%	nd	nc	2,3E+01	nd	nc
Manganês	2,3	0,2	3,87	3,4E-01	0,0014	1.200	7,3E-01	0,07	10%	8,97	2,7E-02	1,1E+00	1,8E+02	0,0
Mercúrio	2,3				0,0014	170	1,0E-01	0,07	10%	0,15	4,5E-04	1,0E-01	4,5E-01	0,2
Selênio	2,3	0,2	0,24	2,1E-02								2,1E-02	2,9E-01	0,1
Zinco	2,3	0,2	76,55	6,7E+00	0,0014	673.000	4,1E+02	0,07	10%	1116,57	3,4E+00	4,2E+02	6,6E+01	**6,3**

Notas:
Valores em vermelho: HQ > 1
nd - não disponível
nc - não calculado
CQI's - Compostos Químicos de Interesse
VTR - Valor de Toxicidade de Referência
não selecionado com CQI neste meio
a. Golder, 2005
b. Concentração máxima detectada em água e solo
c. Concentração estimada em plantas a partir de solo - *Uptake factors* solo-invertebrados e modelos para previsão (Sample et al., 1998)
d. Para a conversão dos "uptake factores" dos valores encontrados na literatura para as unidades apropriadas, foi assumido em conteúdo de água de 84% para invertebrados terrestres (minhocas).
e. Como se trata de uma criação de galinhas, considerou-se que a alimentação principal delas seria a base de ração; porém, conservadoramente considerou-se que 10% da sua dieta seria constituída por minhocas.
f. CCME, 1993

Os resultados sugerem riscos inaceitáveis para todos os receptores ecológicos avaliados; portanto, a área estaria imprópria para o cenário de exposição agrícola nos atuais níveis de contaminação.

4.5.4.1 Resultados dos testes de ecotoxicidade realizados no solo com minhocas

- **Avaliação dos efeitos letais**

Na Tabela 4.35 encontram-se os resultados dos ensaios preliminares de ecotoxicidade realizados com minhocas.

Tabela 4.35 Resultados dos ensaios preliminares de ecotoxicidade em minhocas

Amostras	Nº da amostra	Nº da réplica	Nº de minhocas vivas	Nº total de minhocas vivas	% Letalidade
BR 01	6	1	10	30	0
		2	10		
		3	10		
C01	4	1	0	0	100
		2	0		
		3	0		
C02	1	1	0	7	77
		2	3		
		3	4		
C03	7	1	0	0	100
		2	0		
		3	0		
C04	8	1	10	20	0
		2	*		
		3	10		
C05	2	1	0	0	100
		2	0		
		3	0		
C06	3	1	10	30	0
		2	10		
		3	10		
C07	5	1	10	30	0
		2	10		
		3	10		
C08	9	1	10	30	0
		2	10		
		3	10		
C09	10	1	10	30	0
		2	10		
		3	10		

** Resultado descartado, pois a amostra apresentava excesso de umidade*

Após os resultados preliminares dos ensaios de ecotoxicidade, buscou-se encontrar uma correlação entre o percentual de letalidade com os teores de contaminação. A princípio a correlação mais evidente observada foi entre o teor de zinco presente nas amostras de solo e a letalidade observada nas minhocas, tal como demonstrado na figura 4.17.

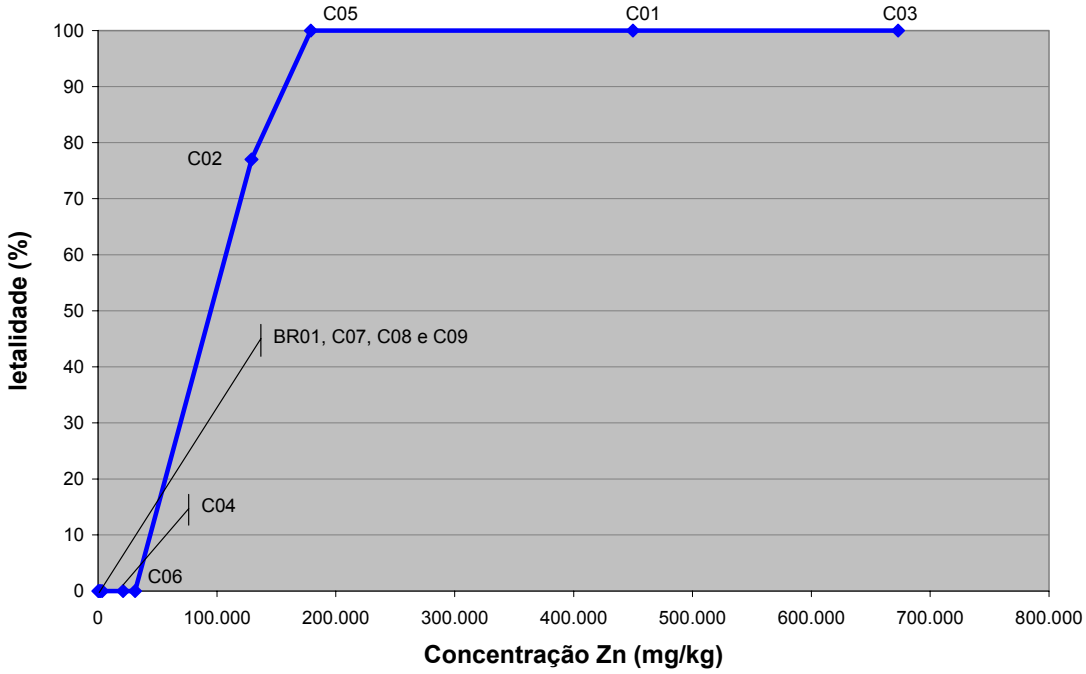

Figura 4.17 Correlação entre as taxas de letalidade de minhocas com a concentração de zinco.

A partir dos resultados preliminares, uma das amostras foi selecionada para realização de diluição, ou seja, foram realizadas diluições do solo contaminado com solo controle para determinação da concentração letal para 50% dos organismos (CL_{50}). A amostra selecionada foi a C05, visto que foi a amostra com menor concentração, que apresentou 100% de letalidade nos organismos expostos. Na Tabela 4.36 encontram-se descritos os resultados dos testes para determinação da CL_{50}.

Tabela 4.36 Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com minhocas para determinação da CL_{50}

Amostras	Conc. Zn (mg/kg)	Nº de minhocas mortas	% Letalidade
TC6	2.100	8	27%
TC5	30.000	10	33%
TC4	60.000	22	73%
TC3	90.000	19	63%
TC2	120.000	27	90%
TC1	138.000	30	100%

Os resultados dos testes ecotoxicológicos foram plotados em um gráfico relacionando concentração de zinco com o percentual de letalidade de minhocas tal como mostrado na Figura 4.18. Foi feita a regressão linear da curva resultante e a equação da reta obtida foi utilizada para determinação da **CL_{50}**, que foi de **49.900 mg/kg**, ou seja, esta é a concentração letal para 50% dos invertebrados terrestres presentes na área.

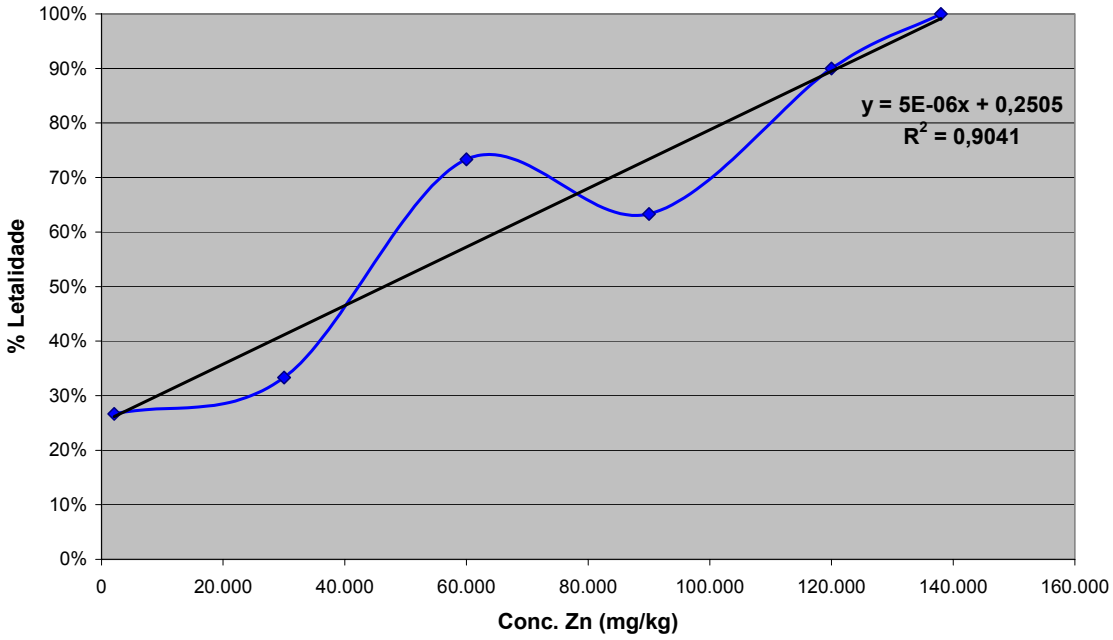

Figura 4.18 Resultados dos ensaios de ecotoxicidade com minhocas para determinação da CL_{50}

➢ **Avaliação dos efeitos sub-letais**

- Teste de fuga ou ensaio de comportamento

Foi realizado um ensaio comportamental com as minhocas para avaliação de seu comportamento de fuga quando submetidas ao solo teste (amostra C05). O teste foi realizado em 6 replicatas e na tabela 4.37 encontram-se descritos os resultados obtidos no teste de fuga.

Tabela 4.37 Resultados dos testes de fuga realizados com minhocas

Recipientes	Organismos Testados	Minhocas Vivas no Controle	Minhocas Vivas no Solo-Teste
Caixa 1	10	8	2
Caixa 2	10	9	1
Caixa 3	10	8	0
Caixa 4	10	7	1
Caixa 5	10	9	0
Caixa 6	10	7	2

Os resultados dos testes indicaram que as minhocas avaliadas tendem a migrar em direção ao solo “limpo”, ou seja, para a porção de solo controle, comprovando a ocorrência de efeitos sub-letais em decorrência da exposição das minhocas ao solo contaminado.

- Teste de perda de biomassa

Antes e após cada teste de ecotoxicidade, as minhocas foram pesadas, com intuito de se avaliar uma potencial perda de biomassa, visto que este seria um outro efeito sub-letal decorrente da exposição a contaminantes; porém, sempre que o efeito observado era a letalidade, a pesagem final dos espécimes era impossibilitada, visto que os mesmos já encontravam-se em estado de decomposição. Desta forma, a avaliação deste efeito não pôde ser completa, sendo realizada em apenas alguns dos testes, o que não permitiu uma avaliação representativa deste efeito.

Na tabela 4.38 encontram descritos o percentual de variação de peso das minhocas nos testes onde foi possível a avaliação da perda de biomassa.

Tabela 4.38 Resultados do teste de perda de biomassa realizado com minhocas

Amostras*	Peso médio inicial (g)	Peso médio final (g)	Perda de biomassa (%)
BR01	5,709	5,731	-0,4
C06	4,978	4,389	11,8
C07	5,269	5,154	2,2
C08	5,473	5,329	2,6
C09	5,625	5,607	0,3

* Em todos as outras amostras houve letalidade de espécimes, não sendo possível a quantificação final da biomassa.

Em geral, os resultados dos testes demonstraram que houve uma perda de biomassa das minhocas ao longo dos testes, com exceção do solo controle (BR 01), onde foi observado até mesmo um pequeno ganho de biomassa. Estes resultados corroboram com os resultados de letalidade para demonstrar a correlação entre o teor de zinco nas amostras de solo e os efeitos observados nas minhocas, visto que os maiores percentuais de perda de biomassa foram observados justamente nas amostras onde a concentração de zinco foi maior, tal como pode ser observado na figura 4.19.

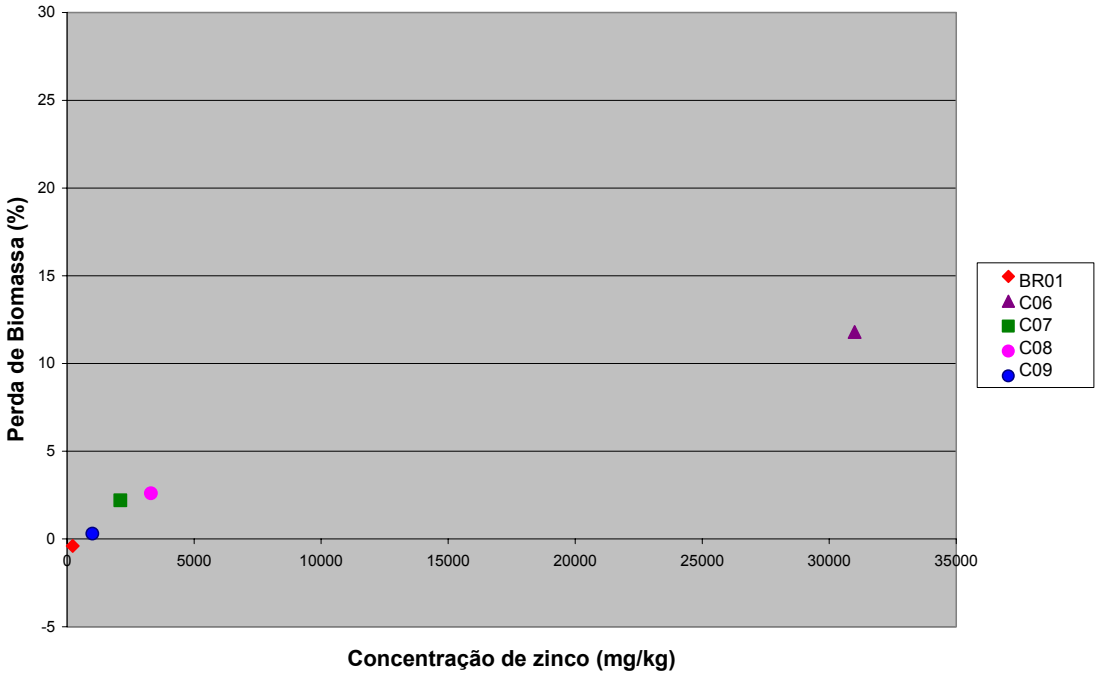

Figura 4.19 Correlação entre o percentual de perda de biomassa e a concentração de zinco

- Avaliação morfológica

Após cada teste de ecotoxicidade realizou-se também uma avaliação de possíveis alterações morfológicas que poderiam vir a ter ocorrido nas minhocas em decorrência dos testes. O intuito era observar efeitos, tais como mudança de coloração, aparecimento de erupções, que foram observados em quase todos os organismos avaliados; entretanto, a análise não pôde ser completa, visto que alguns espécimes morreram ao longo do teste.

Apenas não foram observadas alterações morfológicas nas amostras BR01, C06, C07, e C08 dos ensaios preliminares, para todas as outras foram observadas alterações, principalmente na coloração das mesmas, que encontravam-se ao final do teste muito mais esbranquiçadas do que inicialmente.

4.5.4.2 Resultados dos ensaios de ecotoxicidade realizados no elutriato

Ensaios ecotoxicológicos complementares ainda foram realizados no elutriato do solo diluído à concentração CL_{50}, com intuito de se verificar a toxicidade também na fração solúvel dos contaminantes presentes na área. Nas tabelas 4.39 e 4.40 encontram-se resumidos os resultados dos ensaios de ecotoxicidade com *Daphnia similis* (efeitos agudos) e *Ceriodaphnia dubia* (efeitos crônicos).

Tabela 4.39 Resultados dos testes de ecotoxicidade *Daphnia similis* (efeitos agudos)

Solução-teste (%)	Imobilidade após 48 h (%)
Controle	0
0,78	0
1,56	10
3,12	50
6,25	45
12,5	95
25	100
50	100
100	100

Tabela 4.40 Resultados dos testes de ecotoxicidade *Ceriodaphnia dubia* (efeitos crônicos)

Solução-teste (%)	Reprodução Média (jovens/fêmea)
Controle	15,4
0,78	12,7
1,56*	3,9
3,12*	0
6,25*	0
12,5*	0
25*	0
50*	0
100*	0

** Diferença significativa em relação ao controle.*

Após o teste com *Daphnia similis*, foi feito um tratamento estatístico dos resultados que resultou em uma CE_{50} de 4,42%, ou seja, a amostra nessa diluição é responsável pelo efeito em 50% dos organismos expostos.

No teste com a *Ceriodaphnia dúbia* foram calculados também a partir de um tratamento estatístico, os valores de CENO (Maior Concentração de Efeito Não Observado) e CEO (Menor Concentração de Efeito Observado) que foram 0,78% e 1,56%, respectivamente, resultando em um valor crônico (VC) de 1,10%.

Estes resultados sugerem alta toxicidade também para a parte solúvel (elutriato) do solo presente na área.

4.6 Estimativas das Metas de Remediação Baseadas em Risco (MRBR)

Os resultados da avaliação sugerem que os riscos aos quais os receptores humanos e ecológicos identificados estariam expostos encontram-se acima do limite aceitável para todos os cenários hipotéticos de exposição avaliados; desta forma, faz-se necessário a implementação de ações de remediação na área para todos os três cenários de exposição futuros considerados. O cálculo das metas de remediação para a área estão apresentados no Apêndice III e os resultados encontram-se resumidos na tabela 4.40.

Tabela 4.41 Metas de remediação para cada um dos cenários hipotéticos de uso futuro da área

Parâmetros	Cenário Agrícola		Cenário Residencial		Cenário Industrial
	MRBR solo (mg/kg)	MRBR água sub. (mg/L)	MRBR solo (mg/kg)	MRBR água sub. (mg/L)	MRBR solo (mg/kg)
Alumínio	5,0E+01	1,8E+02	1,7E+04		
Arsênio	3,8E+00		5,5E+00		2,0E+01
Cádmio	3,6E-01	1,2E-02	7,5E+01	9,0E-03	8,8E+02
Chumbo	5,6E+01	5,3E-02	2,7E+02	5,2E-02	3,5E+03
Cobre	4,9E+01				
Cromo	4,0E-01		4,4E+01		
Ferro	1,0E+01	4,4E+00		4,3E+00	
Manganês	1,0E+02	1,7E+00		1,4E+00	
Mercúrio	1,0E-01		2,1E+01		
Selênio		7,5E-02		7,4E-02	
Zinco	7,9E+01	4,4E+00	2,2E+04	4,4E+00	3,4E+05

Não calculado, pois o risco foi considerado aceitável.

4.7 Análise das Incertezas

A incerteza é inerente ao processo de avaliação de risco. As principais fontes de incertezas são suposições inerentes aos métodos de estimativa de risco e incerteza ao se definir parâmetros para os cálculos de exposição e risco. Valores conservadores de parâmetros e suposições para estimativa de risco são propositadamente selecionados, para que as exposições e riscos associados sejam superestimados ao invés de subestimados. Algumas das fontes de incerteza nos cálculos de risco já foram apresentadas ao longo deste trabalho, e estão são sumarizadas abaixo.

4.7.1 Incertezas na Análise da Exposição

4.7.1.1 Parâmetros Populacionais

Sempre que possível, foram utilizados parâmetros populacionais específicos para o local. Porém, várias das suposições utilizadas para estimar a exposição para os receptores de interesse foram baseadas na média ou características padrão de exposição, definidas pela CETESB (2001), US EPA (1989, 1997 e 2004) e HC (2004). A população alvo deste estudo pode ter características distintas (p.ex. peso corporal, longevidade, taxa de ingestão de água) das disponíveis nos três documentos citados anteriormente.

4.7.1.2 Cenários de Exposição

Os cenários de exposição foram bastante conservadores. Por exemplo, foi considerado, no cenário agrícola que os trabalhadores rurais passariam 365 dias por ano, seis anos de sua infância e 58 anos de sua vida adulta trabalhando apenas na área dita contaminada e consumindo apenas a água subterrânea na área de influência da contaminação e que os níveis de contaminação permaneceriam os mesmos durante todo o período de exposição.

No cálculo do risco para os cenários agrícola e residencial, considerou-se que metade dos alimentos consumidos pelos receptores seriam provenientes da área. Considerou-se ainda que os mesmos seriam consumidos em uma refeição por dia, ou seja, os vegetais, carne, leite e ovos cultivados no local seriam consumidos 1 vez por dia. Esta abordagem, provavelmente resultou em uma superestimativa do risco calculado.

Na modelagem para estimativa do teor de contaminantes presentes nos alimentos, assumiu-se que toda água utilizada para irrigar os vegetais e para dessedentar os animais seria proveniente da fonte contaminada. Além disso, considerou-se que os receptores estariam consumindo estes alimentos todos os dias do ano, porém, sabe-se que a maior parte do alimento consumido pela população local é comprado no mercado; portanto, é muito provável que a exposição predita esteja superestimada.

4.7.1.3 Concentrações de Contaminantes

A avaliação de risco foi realizada com base nas concentrações máximas em água e solo disponíveis nas investigações ambientais da área. Esta abordagem pode resultar em uma superestimativa do risco.

4.7.1.4 Concentrações de Contaminantes em vegetais, carne, leite, frango e ovos

Como não estavam disponíveis dados de análises químicas em amostras de vegetais cultivados na área, nem mesmo análises na carne, leite e ovos de animais que seriam criados na área, extrapolações foram realizadas por meio de modelagens para estimar as concentrações de contaminantes nestes. Para tal, foram utilizadas equações e fatores de biotransferência (BTF) existentes na literatura, o que representa uma fonte de incerteza, que só poderia ser endereçada analisando-se amostras de vegetais, carne, leite e ovos procedentes do local.

Na ausência de BTFs da água e do solo para carne de gado e para o leite, foi utilizado os BTFs do alimento para a carne e para o leite, conforme recomendado por Golder (2005). Entretanto, deve ser reconhecido que tipicamente a biodisponibilidade de contaminantes na água é maior do que no alimento, o que pode levar a uma subestimativa das concentrações.

Os fatores de biotransferência água-aves e água-ovos não estavam disponíveis para Al, As, Ba, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg e Ni. Desta forma, não foi possível estimar a concentração destes contaminantes no frango e nos ovos a partir da área contaminada, o que pode estar subestimando o risco final.

Na modelagem, assumiu-se como sendo de 100% da taxa diária de água consumida pelos animais seria proveniente da fonte contaminada. Entretanto, talvez esses animais possam ter outra fonte de água potável. Além disso, considerou-se que os animais permaneceriam todo tempo no local e que o solo de toda a área apresentaria a concentração máxima detectada. Neste caso, as concentrações no alimento seriam mais baixas do que as estimadas.

4.7.2 Incertezas na Análise dos Efeitos

4.7.2.1 Valores Toxicológicos de Referência

Os valores toxicológicos de referência são baseados em informações de toxicidade de banco de dados governamentais e da literatura científica. A maioria destas informações vem de resultados de experimentos com animais de laboratório. Esta abordagem, amplamente praticada em avaliações de risco ambiental, implica num certo grau de incerteza na extrapolação de estudos com animais para possíveis efeitos que possam ocorrer em humanos. Por esta razão, os valores de referência são bastante conservadores, o que pode implicar numa superestimativa do risco avaliado neste estudo. Adicionalmente, a abordagem não inclui fatores que possam mitigar efeitos tóxicos, tais como mecanismos de desintoxicação.

4.7.2.2 Biodisponibilidade de Contaminante

Fatores de absorção (ABS) foram incorporados ao cálculo da dose via contato dérmico com o solo. As suposições empregadas para a avaliação da biodisponibilidade estão baseadas em valores da literatura e podem não refletir a verdadeira natureza dos contaminantes no sedimento da área de estudo. Na ausência de informações específicas, as quais poderiam ter sido geradas através de procedimentos de laboratório com amostras da área de estudo, os valores assumidos são considerados razoáveis para a presente aplicação.

5. CONCLUSÕES

Para todos os cenários hipotéticos de uso futuro da área, os riscos calculados para receptores humanos (efeitos Cancerígenos e não-Cancerígenos) e para receptores ecológicos foram considerados inaceitáveis. Na avaliação de risco à saúde humana, os maiores níveis de risco foram para Cd, Pb, Hg e Zn, no cenário agrícola para crianças expostas via ingestão e contato dérmico com solo e água subterrânea. Na avaliação de risco ecológico, os maiores níveis de risco foram para invertebrados, microrganismos, pequenos mamíferos e plantas, para Al, Cd, Fe, Hg, Se e Zn.

Os resultados dos testes ecotoxicológicos agudos em solo com minhocas sugeriram uma relação entre as concentrações de zinco nas amostras de solo com a taxa de letalidade das minhocas (quanto maior a concentração de zinco, maiores taxas de letalidade). Estes resultados foram corroborados pelos testes ecotoxicológicos crônicos com minhocas, que demonstraram que quanto maior a concentração de zinco, maior a perda de biomassa dos organismos durante o teste. Os resultados dos testes com elutriato sugeriram toxicidade também na fração solúvel do solo presente na área.

Face aos resultados da análise de risco ambiental, faz-se necessária uma intervenção na área; para tal foram calculadas metas de remediação com base no risco (MRBR) específicas para todas as substâncias que apresentaram valores de risco inaceitáveis. As metas foram calculadas para todos os cenários de exposição e receptores identificados no modelo conceitual e adotou-se o valor mais restritivo obtido como sendo a meta de remediação a ser adotada para área, visando à proteção de todos os receptores (humanos e ecológicos, quando aplicável).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2004. *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com Daphnia spp.* (Cladocera, Crustácea). NBR 12.713. 21p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2005. *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com Ceriodaphnia spp.* (Cladocera, Crustácea). NBR 13.373.

ANDRADE, M.L.A.; CUNHA, L.M.S; VIEIRA, J.R.M.; OLIVEIRA, E.F.C. (1998). *Zinco*. Área de Operações Industriais 2, Gerência Setorial de Mineração e Metalurgia. Disponível em: http://www.bndes.gov.br.

ASTM. *Standard Guide for Conducting a Laboratory Soil Toxicity Test with Lumbricid Earthworm Eisenia foetida*, American Society for Testing and Materials, Standard Designation E1676-95,1995.

ASTM. *Standard Guide for Conducting a Laboratory Soil Toxicity or Bioaccumulation Test with the Lumbricid Earthworm Eisenia foetida and the Enchytraeid Potworm Enchytraeus albidus*. Designation E1676-04,2004.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2003). *ToxFaqs for Zinc*.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2005). *Toxicological Profile for Zinc*. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service

AZEVEDO, F.A. e CHASIN, A.A.M. (2003). *As bases toxicológicas da ecotoxicologia*. Ed. RiMa, São Carlos – SP .

BAES, C.F., SHARP, R.D., SJORJEEN, A.L. e SHOR, R.W. (1984*). Review and analysis of parametres and assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture*. Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge Tennessee, 1984.

BAIRD, C. (2002). *Química Ambiental*, 2ª ed., Ed. Bookman, Porto Alegre –RS.

BARAHORA, M.L.; LOYO-VEGA, L.; GUERRERO, M.; RAMÍREZ, S.; ROMERO, L.; 2004. *Ecotoxicological Evaluation of Diesel-Contaminated Soil Before and After a Biorremediation Process*. Disponível em: http://www.interscience.wiley.com.

BIDONE, E.D., CASTILHOS, Z.C. e GUERRA, T. (2000). Integração dos estudos através de uma abordagem (sócio) econômico-ambiental. In: *Energia e Meio Ambiente: A questão do carvão no RS*. Centro de Ecologia, UFRGS, Cap. 10, 271-439.

BRZOZKA, M.M. e MONIUSZKO, J..J. (1998). *The influence of calcium content in diet on cumulation and toxicity of cadmium in the organism*. Arch. Toxicol., v.72, n.2, p.63-73

CARDOSO, L.M.N. e CHASIN, A.A.M. (2001). *Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos*. Cadernos de Referência Ambiental v. 6. Centro de Recursos Ambientais (CRA), Salvador, BA.

CASTILHOS, Z.C., CASTRO, A.M., RAMOS, A..S., LIMA, C.A. e RODRIGUES, A.P.C. (2005). *Avaliação de risco à saúde humana: conceitos e metodologia*. Série Estudos e Documentos - CETEM. ISSN - 0103-6319.

CCME (Canadian Council of Ministers of Environment) *Canadian Environmental Quality Guidelines*. 2002. Update 2.

CCME – Canadian Council of Ministers of Environment (2006a). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality.* Summary Table, March 2006.

CCME – Canadian Council of Ministers of Environment (2006b). *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health*. Sumary Tables, Update 6.0.2, November, 2006.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1992a). *Resíduos sólidos industriais*, São Paulo – SP.

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (1992b). *Análise Estatística de Resultados de Teste de Toxicidade Aguda*. São Paulo – SP.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2001a). *Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo*, São Paulo – SP.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2001b). *Manual de gerenciamento de áreas contaminadas*, São Paulo – SP.

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (2005a). *Métodos de Avaliação da Toxicidade de Poluentes a Organismos Aquáticos*- vol. 1, Orientações para Manutenção, Cultivo e Realização de Testes de Toxicidade com Organismos Aquáticos, São Paulo – SP.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2005b). Decisão de diretoria Nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005, São Paulo – SP.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2007). *Solo*. www.cetesb.sp.gov.br. Consultado em maio de 2007.

CHASIN, A.A.M e AZEVEDO, F.A.. (2003). Intoxicação e avaliação da toxicidade. In: *As* bases toxicológicas da ecotoxicologia. Ed. RiMa, São Carlos – SP .

CHASIN, A.A.M e PEDROZO, F.M.. (2003). O Estudo da Toxicologia. In: *As bases toxicológicas da ecotoxicologia*. Ed. RiMa, São Carlos – SP .

CORTET, J.; VAUFLERY, A.G.; POINSOT-BALAGUER, N.;GOMOT, L.; TEXIER, C.; CLUZEAU, D. (1999). *The Use of Invertebrate Soil Fauna in Monitoring Pollutant Effects*. Eur. J. Soil Biol., v. 35 (1999), 115-134.

EA – Environmental Agency (2003). *Ecological Risk Assessment*. England.

EATON, D.L., KLAASSEN, A.D. (1996). Principles of toxicology. In: KLAASSEN, C.D., AMDUR, M.O., DOULL, J. *Casarett and Doull's Toxicology: the basic science of poisons*. 5. ed. New York: McGraw-Hill, p 13-34.

ECOAMBIENTAL (2003). www.ecoambiental.com.br/mleft/solo.htm, acessado em abril.

EDWARDS, C.A.; BOHLEN, P.J. (1992) *The effects of toxic chemicals on earthworms*. Rev. Environ. Contamin.Toxicol. v.125 (1992) 23-99.

EDWARDS, C.A.; BOHLEN, P.J. (1995) *The effects of contaminants on the structure and function of soil conmunities*. 1995. Acta Zool.Fenn. v. 196 (1995) 284-289.

ELIAS, J. V. V. (2003) *Hidráulica II*. Curitiba: Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Notas de aula apresentadas ao Curso de Engenharia Ambiental.

ERG (2003). *Issue paper on the human health effects of metals*. Draft. Por: Goyer, R. e Golub, M. Submetido a: US EPA – Risk Assessment Forum, August, 2003.

FERNANDES, H.M. e VEIGA, L.H.S. (1999) Procedimentos integrados de risco e gerenciamento ambiental: processos e midelos. In: *Gestão e Avaliação de risco em saúde ambiental*, 75-91.

FIRJAN (2004). *Investigação Ambiental Preliminar e de Risco Toxicológico*. Centro de Tecnologia Ambiental. Rio de Janeiro – RJ.

FIRJAN (2005). *Investigação Ambiental Preliminar Complementar e Estudo de* Remediação. Centro de Tecnologia Ambiental. Rio de Janeiro – RJ.

GOLDER (2005). *Guidance document for country foods surveys for the purpose of human health risk assessment*. Submitted to: Health Canada. Golder Associates Ltd., Canadá.

GOYER, R. e CLARKSON, T.M. (2001) *Toxic effects of metals*. In: KLAASSEN, C.D., ED. Casarett & Doull's toxicology. New York: McGraw-Hill, pp. 811-868.

GUERRA, A.T. (1978). *Dicionário Geológico – Geomorfológico*. Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 5ª ed: Rio de Janeiro.

GULLEY, D.D., BOELTER, A.M. e BERGMAN, H.L. (1991). *TOXSTAT* 3.3. Laramie: University of Wyoming, Department of Zoology and Physiology, Fish Physiology and Toxicology Laboratory, 1v.

HAMILTON, M.; RUSSO, R.C. e THURSTON, R.V. (1977). *Trimmed Spearman-Karber Method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays*. Environmental Science & Technology, 1977, vol. 11, n°7.

HC - Health Canada (2003). Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada. Part II: Health Canada Toxicological Reference Values (TRVs). October, 2003.

HC - Health Canada (2004). Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada. Part I: Guidance on Human Health Preliminary Quantitative Risk Assessment (PQRA). September, 2004.

HINTON, J. (2002). *Earthworms as a bioindicator of mercury pollution in an artisanal gold mining community, Cachoeira do Piriá, Brazil* – Master Thesis, Faculty of Graduate Studies (Department of Mining Engineering). University of British Columbia.

IARC – International Agency for Cancer Research. Disponível em: http://monographs.iarc.fr

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2005). Disponível em: www.ibge.gov.br

IRELAND, M.P. (1983). Heavy Metal Uptake and Tissue Distribution in Earthworm. In: Earthworm Ecology. Editora: Chapman and Hall, 1983, 247-265.

IRIS – Integrated Risk Information System. Disponível em: http://www.epa.gov/iris/

ISO. International Organization for Standardization. *Avoidance Test for Testing the Quality of Soils and the Toxicity of Chemicals: test with eartworms*. Desiganation: ISO/TC 190/SC 4 N 0238 DRAFT- 2003.

JEFFERIES, I.R. e AUDSLEY, E. (1988). *A Population Model for the Earthworm Eisenia foetida. Earthworms in Waste and Environmental Management*. 1988, 119-134.

LARINI, L. (1997). *Toxicologia*. 1ª ed. Ed. Manole.

LIMA, C.A. (2004). *Quantificação do decréscimo do risco associado à biorremediação de solo contaminado por hidrocarbonetos de petróleo* – Tese de Mestrado, Escola de Química/UFRJ, RJ.

LINDE-ARIAS, A.R., VIANA, T.A.P. e INÁCIO, A.F. (2005). *Utilização de Bioindicadores como Ferramentas de Monitoramento e Avaliação Ambiental: o caso dos recursos hídricos*. In: Simpósio de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2005.

LU, F.C. (1996). *Basic toxicology – fundamentals, target organs and risk assessment*. 3. ed, Washington: Taylor & Francis, p. 41-86.

MARTINS, I. e LIMA, I.V. (2001). *Ecotoxicologia do manganês e seus compostos*. Cadernos de Referência Ambiental v. 7. Centro de Recursos Ambientais (CRA), Salvador, BA.

NAS – National Academy of Sciences / NRC – National Research Council (1999). *Arsenic in drinking water*. Washington, DC, pp. 251-257.

NAS – National Academy of Sciences / IOM – Institute of Medicine (2003). *Dietary References Intake for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc*. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, Washington, DC. ISBN 0-309-7279-4. http://www.nap.edu/catalog/10026.html

NAUTILUS (2007). Zinco: História. Disponível em: http://nautilus.fis.uc.pt/st2.5/scenesp/elem/e03010.html. Acessado em janeiro de 2007.

NEUHAUSER, E.F., LOEHR, R.C., MILIGAN, D.L. e MALECKI, M.R. (1985). *Toxicity of Metals to the Earthworm Eisenia foetida*. Biology and Fertility of Soils, v.1(1985), 149-152.

NRIAGU, J., JINABHAI, C., NAIDOO R. e COUTSOUDIS, A. (1996). Atmospheric lead pollution in KwaZulu/Natal, South Africa. *Science of The Total Environment*, Volume 191, Issues 1-2, 18 November 1996, Pages 69-76.

ODEQ - Oregon Department of Environmental Quality (2001). *Guidance for ecological risk assessment*. Level II screening level values. Disponível em: http://www.deq.state.or.us/wmc/documents/eco-2slv.pdf

OEHHA – Office of Environmental Health Hazard Assessment. Disponível em: http://www.oehha.ca.gov/risk/chemicalDB/index.asp

OLIGOELEMENTOS ON LINE (2007). O Zinco. Disponível em: http://www.oligoelementos.com.br. Acessado em: janeiro de 2007.

ORNL – Oak Ridge National Laboratory (1997a). Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process. ES/ER/TM-126/R2.

ORNL – Oak Ridge National Laboratory (1997b). Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants. ES/ER/TM-85/R3.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2005a). Ecological Soil Screening Level for Arsenic. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-62.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2005b). Ecological Soil Screening Level for Barium. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7- 63.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2005c). Ecological Soil Screening Level for Cadmium. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-65.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2005d). Ecological Soil Screening Level for Cobalt. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-67.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2005e). Ecological Soil Screening Level for Lead. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-70.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2005f). Ecological Soil Screening Level for Chromium. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-66.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2007a). Ecological Soil Screening Level for Copper. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-68.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2007b). Ecological Soil Screening Level for Manganese. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-71.

OSWER – Office of Solid Waste and Emergency Response (2007c).. Ecological Soil Screening Level for Zinc. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-73.

PAOLIELLO, M.M.B. e CHASIN, A.A.M. (2001). *Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos*. Cadernos de Referência Ambiental v. 3. Centro de Recursos Ambientais (CRA), Salvador, BA.

PAOLIELLO, M.M.B. e De CAPITANI, E.M. (2003). Chumbo. In: *Metais – Gerenciamento da Toxicidade*. 1a ed. São Paulo: Atheneu, 2003.

PASTOROK, R. A.; AKÇAKAYA, R.; REGAN H.; FERSON, S. e BARTELL S.M (2003). *Role of Ecological Modeling in Risk Assessment.* Human and Ecological Risk Assessment, Volume 9, Number 4, June 2003 , pp. 939-972(34).

PEDROZO, M.F.M.; BARBOSA, E.M.; CORSEUIL, H.X.; SCHNEIDER, M.R.; LINHARES, M.M. (2002). *Ecotoxicologia e Avaliação de Risco do Petróleo*. Série Cadernos de Referência Ambiental. Salvador, 2002.

PORTARIA MS 518 (2004). Ministério da Saúde. 25 de março de 2004.

POVINELLI, J. (1987). *Ação dos metais pesados nos processos biológicos de tratamento de águas residuárias*. São Carlos, Tese (Livre Docência em Engenharia/Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

RAIS - The Risk Assessment Information System. Disponível em: http://risk.lsd.ornl.gov.

SAMPLE, B.E., APLIN, M.S., EFROYMSON, R.A., SUTER II, G.W., WELSH, C.J.E. (1997). *Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants*. ORNL/TM-13391.

SAMPLE, B.E.; BEAUCHAMP J.J., EFROYMSON, R.A.; SUTER, G.W e ASHWOOD, T.L. (1998). *Development and Validation of Bioaccumulation Models for Earthworms*. U.S. Department of Energy ES/ER/TM-220

SUNDERMAN, F.W., Jr. (1978). *Carcinogenic effects of metals*. Fed. Proc. 37:40-46.

TAVEIRA, A.L.S. (2003). Provisão de recursos financeiros para o fechamento de empreendimentos mineiros. Tese de Doutorado. Escola Politécnica de São Paulo. Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo. 209p.

THE HEINZ CENTER (2005). *Dam Removal: Science and Decision Making*. 2002. Disponível em: http://www.heinzctr.org/publications.htm. Acesso em: 24 fev. 2005. 221 p.

TOMLIN, A.D.; MILLER, J.J. (1980). *Development and Fecundity of the Manure Worm, Eisenia foetida,* Under Laboratory Conditions. Soil Biology as Related to Land Use Practices, Proceedings. In: 7th international Soil Zoology Colloquium of ISSS (1980), 673-678.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (1989a). *Risk Assessment Guidance for Superfund*. Vol I: Human Health Evaluation Manual (Part A). Washington DC.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (1989b). *Toxicology Handbook*. Washington DC.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (1992). Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): *Human Health Evaluation Manual: Part B, Development of Risk Based Preliminary Remedial Goals*. Washington DC.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (1994). *Using toxicity tests in Ecological Risk Assessments*. Office of Solid Waste and Emergency Response, March 1994.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (1996). *Environmental Indicators of Water Quality in the USA*. Washington DC.

US EPA (United States Environmental Protection Agency). *Exposure Factors Handbook. USEPA - Region III. August, 1997.*

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Washington DC. EPA/630/R095/002F.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (2000). *Ecological Soil Screening Level Guidance*. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC. July, 2000.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (2001). *Uncertainty, Expertise, and Environmental Decision Making.* University of California - Berkeley. August, 2001.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (2002). *Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC 20460. December, 2002.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (2003a). *EPA National Primary Drinking Water Standards.* San Francisco, CA, 2003. Disponível em: http://www.epa.gov/safewater

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (2003b). *Ecological Screeening Levels*. Region 5, RCRA, August 2003.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (2004a). *Risk Assessment Guidance for Superfund*. Vol I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment). Washington DC.

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (2004b). Region 9 - Preliminary Remediation Goals (PRGs). Disponível em: http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/index.htm

U.S.EPA. – United States Environmental Protection Agency (2007). *Framework for Metals Risk Assessment*. Office of the Science Advisor. Risk Assessment Forum. Washington DC. EPA 120/R-07/001.

VAN STRAALEN, N.M. (1996). *Ecotoxiclogy*. In: NIESINK, R.J.; VRIES, J.; HOLLINGER, M.A. *Toxicology*. New York: Boca Raton.

VARGAS, M. (1977) *Introdução à mecânica dos solos*. São Paulo. EDUSP.

VAZ, A.J. e LIMA, I.V. (2003). Imunotoxicologia dos Metais. In: *Metais: Gerenciamento da Toxicidade*. 1a ed. São Paulo: Atheneu, 2003.

VIARENGO, A., LAFAURIE, M., GABRIELIDES, G.P., FABBRI, R., MARRO, A., ROMEO, M. (2000). *Critical evaluation of an intercalibration exercise undertaken in the framework of the MED POL biomonitoring program*. Marine Environmental Research.2000, v. 49, 1-8.

VROM - Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (2000). *Intervention values and target values: soil quality standards*. The Hague. VROM, 19p. 2000.

WALKER, C.H.; HOPKIN, S.P.;SIBLY, R.M.; PEAKALL, D.B. (2001). *Principles of ecotoxicology*. 2 ed. London: Taylor & Francis.

WIKIPEDIA (2006). *Zinco*. Disponível em: http://pt.wikipedia.org/wiki/Zinco. Acessado em dezembro de 2006.

WHO - World Health Organization (1994). *Programa Internacional de Segurança Química* – Organização das Nações Unidas. Fundamentos da toxicologia aplicada e características dos riscos causados por agentes químicos. São Paulo: Fundacentro, 67p.

WHO - World Health Organization (1996a). *Trace elements in human health and nutrition*. Chapter 10: Manganese. Geneva. pp. 163-167.

WHO - World Health Organization (1996b).*Trace elements in human health and nutrition*. Chapter 17: Arsenic. Geneva. pp. 217-220.

WHO - World Health Organization (1999). *International Programme on Chemical Safety –IPCS. Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits.* Geneva. Environmental Health Criteria n. 170.

WHO - World Health Organization (2004). *Guidelines for Drinking Water Quality. Health Criteria and Other Supporting Information*. 2nd edition. Volume 2: Geneva, Switzerland, 1996.

7. APÊNDICES

APÊNDICE I

MODELAGEM DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES DA ÁGUA E DO SOLO PARA RECEPTORES ECOLÓGICOS

Modelagem para transporte de contaminantes da água para carne de gado

C água-tecido = BTF água-tecido * C água * IR água * fw

Gado de corte

Contaminante	Cw (mg/L)	BTF água-tecido (dia/kg)	IR (L/dia)	fw	C água-tecido (mg/kg)
Alumínio	0,8	1,5E-03	50	100%	6,00E-02
Cádmio	6,9	5,5E-04	50	100%	1,90E-01
Chumbo	0,58	3,0E-04	50	100%	8,70E-03
Cobalto	0,03	2,0E-02	50	200%	1,16E+00
Ferro	60,53	2,0E-02	50	100%	3,00E-02
Manganês	3,87	4,0E-04	50	100%	1,21E+00
Selênio	0,24	1,5E-02	50	200%	5,81E+00
Zinco	76,55	1,0E-01	50	100%	1,20E+00

Legenda		Referência
Cw	Concentração de contaminante na água consumida	Concentração máxima de contaminantes
BTF a-t	Fator de biotransferência água-tecido*	Baes *et al*,1984
IR	Taxa diária de ingestão de água pelo animal	Golder, 2005
fw	Fração diária de água consumida que está contaminada	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
C a-t	Conc. no tecido resultante da ingestão de água contaminada	

* Na ausência de BTF da água para o tecido, o BTF do alimento para o tecido pode ser utilizado, mesmo reconhecendo que tipicamente a biodisponibilidade de contaminantes na água é maior do que no alimento (Golder, 2005)

Modelagem para transporte de contaminantes do solo para carne do gado

C solo-tecido = BTF solo-tecido x C solo x IR solo x Fp x Fa

Gado de corte

Contaminante	Cs (mg/kg)	BTF solo-tecido (dia/kg)	IR (kg/dia)	Fp	Fa	C solo-tecido (mg/kg)
Alumínio	119.000	1,5E-03	0,99	100%	100%	1,77E+02
Arsênio	123	2,0E-03	0,99	100%	100%	2,44E-01
Bário	591	1,5E-04	0,99	100%	100%	8,78E-02
Cádmio	1.200	5,5E-04	0,99	100%	100%	6,53E-01
Chumbo	3.800	3,0E-04	0,99	100%	100%	1,13E+00
Cobre	1.400	1,0E-02	0,99	100%	100%	1,39E+01
Cromo	88	5,5E-03	0,99	100%	100%	4,79E-01
Ferro	3.800	2,0E-02	0,99	100%	100%	7,52E+01
Mercúrio	170	2,5E-01	0,99	100%	100%	4,21E+01
Níquel	61,3	6,0E-03	0,99	100%	100%	3,64E-01
Zinco	673.000	1,0E-01	0,99	100%	100%	6,66E+04

Legenda		Referência
Cs	Concentração de contaminante no solo ingerido	Concentração máxima de contaminantes
BTF s-t	Fator de biotransferência solo-tecido*	Baes *et al*, 1984
IR	Taxa diária de ingestão de água pelo animal	Golder, 2005
Fp	Fração do ano em que o animal permanece no site	Específico para o cenário de exposição avaliado (pior caso)
Fa	Fração do site que está contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (pior caso)
C s-t	Conc. no tecido resultante da ingestão de solo contaminado	

* Na ausência de BTF do solo para o tecido, o BTF do alimento para o tecido pode ser utilizado (Golder, 2005)

Modelagem para transporte de contaminantes do solo / pasto / carne do gado

C alimento-tecido = C solo x BTF solo-alimento x CF x BTF alimento-tecido x IR alimento x Fp x Fa

Gado de corte

Contaminante	C solo (mg/kg)	BTF solo-alimento (dia/kg)	CF (1-0,85)	C pasto (mg/kg)	BTF alimento-tecido (dia/kg)	IR (kg/dia)	Fp	Fa	C alimento-tecido (mg/kg)
Alumínio	119.000	4,0E-03	0,15	7,1E+01	1,5E-03	7,2	100%	100%	7,71E-01
Arsênio	123	4,0E-02	0,15	7,4E-01	2,0E-03	7,2	100%	100%	1,06E-02
Bário	591	1,5E-01	0,15	1,3E+01	1,5E-04	7,2	100%	100%	1,44E-02
Cádmio	1.200	5,5E-01	0,15	9,9E+01	5,5E-04	7,2	100%	100%	3,92E-01
Chumbo	3.800	4,5E-02	0,15	2,6E+01	3,0E-04	7,2	100%	100%	5,54E-02
Cobre	1.400	4,0E-01	0,15	8,4E+01	1,0E-02	7,2	100%	100%	6,05E+00
Cromo	88	7,5E-03	0,15	9,9E-02	5,5E-03	7,2	100%	100%	3,92E-03
Ferro	3.800	4,0E-03	0,15	2,3E+00	2,0E-02	7,2	100%	100%	3,28E-01
Mercúrio	170	9,0E-01	0,15	2,3E+01	2,5E-01	7,2	100%	100%	4,13E+01
Níquel	61,3	6,0E-02	0,15	5,5E-01	6,0E-03	7,2	100%	100%	2,38E-02
Zinco	673.000	1,5E+00	0,15	1,5E+05	1,0E-01	7,2	100%	100%	1,09E+05

Legenda		Referência
Csolo	Concentração de contaminante no solo ingerido	Concentração máxima de contaminantes
BTF s-a	Fator de biotransferência solo-alimento	Baes *et al*, 1984
CF	Ajuste do peso seco/peso úmido (85% umidade no vegetal)	US EPA, 1998
Cpasto	Conc. no pasto resultante do solo contaminado	**Cpasto = Csolo x BTFs-a x CF**
BTF a-t	Fator de biotransferência alimento-tecido	Baes *et al*, 1984
IR	Taxa diária de ingestão de alimento pelo animal	Golder, 2005
Fp	Fração do ano em que o animal permanece no site	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
Fa	Fração do site que está contaminada	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
C a-t	Conc. no tecido resultante da ingestão de alimento contaminado	**Ca-t = Cpasto x BTFa-t x IR x Fp x Fa**

Concentração final no tecido animal (carne do gado)

C tecido = C água-tecido + C solo-tecido + C alimento-tecido

Gado de corte

Contaminante	C água-tecido (mg/kg)	C solo-tecido (mg/kg)	C alimento-tecido (mg/kg)	C tecido (mg/kg)
Alumínio	6,00E-02	1,77E+02	7,71E-01	1,78E+02
Arsênio	-	2,44E-01	1,06E-02	2,54E-01
Bário	-	8,78E-02	1,44E-02	1,02E-01
Cádmio	1,90E-01	6,53E-01	3,92E-01	1,24E+00
Chumbo	8,70E-03	1,13E+00	5,54E-02	1,19E+00
Cobalto	1,16E+00	-	-	1,16E+00
Cobre	-	1,39E+01	6,05E+00	1,99E+01
Cromo	-	4,79E-01	3,92E-03	4,83E-01
Ferro	3,00E-02	7,52E+01	-	7,53E+01
Manganês	1,21E+00	-	-	1,21E+00
Mercúrio	-	4,21E+01	4,13E+01	8,34E+01
Níquel	-	3,64E-01	2,38E-02	3,88E-01
Selênio	5,81E+00	-	-	5,81E+00
Zinco	1,20E+00	6,66E+04	1,09E+05	1,76E+05

Modelagem para transporte de contaminantes da água para leite de gado

C água-leite = BTF água-leite * C água * IR água * fw

Gado leiteiro

Contaminante	Cw (mg/L)	BTF água-leite (dia/kg)	IR (L/dia)	fw	C água-leite (mg/kg)
Alumínio	0,8	2,0E-04	90	100%	1,44E-02
Cádmio	6,9	1,0E-03	90	100%	6,21E-01
Chumbo	0,58	2,5E-04	90	100%	1,31E-02
Cobalto	0,03	2,0E-03	90	100%	5,40E-03
Ferro	60,53	2,5E-04	90	100%	1,36E+00
Manganês	3,87	3,5E-04	90	100%	1,22E-01
Selênio	0,24	4,0E-03	90	100%	8,64E-02
Zinco	76,55	1,0E-02	90	100%	6,89E+01

Legenda		Referência
Cw	Concentração de contaminante na água consumida	Concentração máxima de contaminantes
BTF a-l	Fator de biotransferência água-leite*	Baes *et al* ,1984
IR	Taxa diária de ingestão de água pelo animal	Golder, 2005
fw	Fração diária de água consumida que está contaminada	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
C a-l	Conc. no leite resultante da ingestão de água contaminada	

* Na ausência de BTF da água para o leite, o BTF do alimento para o leite pode ser utilizado, mesmo reconhecendo que tipicamente a biodisponibilidade de contaminantes na água é maior do que no alimento (Golder, 2005)

Modelagem para transporte de contaminantes do solo para leite de gado

C solo-leite = BTF solo-leite x C solo x IR solo x Fp x Fa

Gado leiteiro

Contaminante	Cs (mg/kg)	BTF solo-leite (dia/kg)	IR (kg/dia)	Fp	Fa	C solo-leite (mg/kg)
Alumínio	119.000	2,0E-04	0,99	100%	100%	2,36E+01
Arsênio	123	6,0E-05	0,99	100%	100%	7,31E-03
Bário	591	3,5E-04	0,99	100%	100%	2,05E-01
Cádmio	1.200	1,0E-03	0,99	100%	100%	1,19E+00
Chumbo	3.800	2,5E-04	0,99	100%	100%	9,41E-01
Cobre	1.400	1,5E-03	0,99	100%	100%	2,08E+00
Cromo	88	1,5E-03	0,99	100%	100%	1,31E-01
Ferro	3.800	2,5E-04	0,99	100%	100%	9,41E-01
Mercúrio	170	4,5E-04	0,99	100%	100%	7,57E-02
Níquel	61,3	1,0E-03	0,99	100%	100%	6,07E-02
Zinco	673.000	1,0E-02	0,99	100%	100%	6,66E+03

Legenda		Referência
Cs	Concentração de contaminante no solo ingerido	Concentração máxima de contaminantes
BTF s-l	Fator de biotransferência solo-leite*	Baes *et al*, 1984
IR	Taxa diária de ingestão de solo pelo animal	Golder, 2005
Fp	Fração do ano em que o animal permanece no site	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
Fa	Fração do site que está contaminada	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
C s-l	Conc. no leite resultante da ingestão de solo contaminado	

* Na ausência de BTF do solo para o leite, o BTF do alimento para o leite pode ser utilizado (Golder, 2005)

Modelagem para transporte de contaminantes do solo / pasto / leite de gado - Entorno 1b

C alimento-leite = C solo x BTF solo-alimento x CF x BTF alimento-leite x IR alimento x Fp x Fa

Gado leiteiro

Contaminante	Csolo (mg/kg)	BTF solo-pasto (dia/kg)	CF (1-0,85)	Cpasto (mg/kg)	BTF pasto-leite (dia/kg)	IR (kg/dia)	Fp	Fa	C alimento-leite (mg/kg)
Alumínio	119.000	4,0E-03	0,15	7,1E+01	2,0E-04	16,1	100%	100%	2,30E-01
Arsênio	123	4,0E-02	0,15	7,4E-01	6,0E-05	16,1	100%	100%	7,13E-04
Bário	591	1,5E-01	0,15	1,3E+01	3,5E-04	16,1	100%	100%	7,49E-02
Cádmio	1.200	5,5E-01	0,15	9,9E+01	1,0E-03	16,1	100%	100%	1,59E+00
Chumbo	3.800	4,5E-02	0,15	2,6E+01	2,5E-04	16,1	100%	100%	1,03E-01
Cobre	1.400	4,0E-01	0,15	8,4E+01	1,5E-03	16,1	100%	100%	2,03E+00
Cromo	88	7,5E-03	0,15	9,9E-02	1,5E-03	16,1	100%	100%	2,39E-03
Ferro	3.800	4,0E-03	0,15	2,3E+00	2,5E-04	16,1	100%	100%	9,18E-03
Mercúrio	170	9,0E-01	0,15	2,3E+01	4,5E-04	16,1	100%	100%	1,66E-01
Níquel	61,3	6,0E-02	0,15	5,5E-01	1,0E-03	16,1	100%	100%	8,88E-03
Zinco	673.000	1,5E+00	0,15	1,5E+05	1,0E-02	16,1	100%	100%	2,44E+04

Legenda		Referência
Csolo	Concentração de contaminante no solo ingerido	Concentração máxima de contaminantes
BTF s-a	Fator de biotransferência solo-alimento	Baes *et al* , 1984
CF	Ajuste do peso seco/peso úmido (85% umidade no vegetal)	US EPA, 1998
Cpasto	Conc. no pasto resultante do solo contaminado	**Cpasto = Csolo x BTFs-a x CF**
BTF a-l	Fator de biotransferência alimento-leite	Baes *et al* , 1984
IR	Taxa diária de ingestão de alimento pelo animal	Golder, 2005
Fp	Fração do ano em que o animal permanece no site	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
Fa	Fração do site que está contaminada	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
C a-l	Conc. no leite resultante da ingestão de alimento contaminado	**Ca-l = Cpasto x BTFa-l x IR x Fp x Fa**

Concentração final no leite

C leite = Cágua-leite + C solo-leite + C alimento-leite

Gado leiteiro

Contaminante	C água-leite (mg/kg)	C solo-leite (mg/kg)	C alimento-leite (mg/kg)	C leite (mg/kg)
Alumínio	1,44E-02	2,36E+01	2,30E-01	2,38E+01
Arsênio	-	7,31E-03	7,13E-04	8,02E-03
Bário	-	2,05E-01	7,49E-02	2,80E-01
Cádmio	6,21E-01	1,19E+00	1,59E+00	3,40E+00
Chumbo	1,31E-02	9,41E-01	1,03E-01	1,06E+00
Cobalto	5,40E-03	-	-	5,40E-03
Cobre	-	2,08E+00	2,03E+00	4,11E+00
Cromo	-	1,31E-01	2,39E-03	1,33E-01
Ferro	1,36E+00	9,41E-01	9,18E-03	2,31E+00
Manganês	1,22E-01	-	-	1,22E-01
Mercúrio	-	7,57E-02	1,66E-01	2,42E-01
Níquel	-	8,88E-03	8,88E-03	1,78E-02
Selênio	8,64E-02	-	-	8,64E-02
Zinco	6,89E+01	6,66E+03	2,44E+04	3,11E+04

Modelagem para transporte de contaminantes da água para carne de galinha

C água-tecido = BTF água-tecido * C água * IR água * fw

Galinha

Contaminante	Cw (mg/L)	BTF água-tecido (dia/kg)	IR (L/dia)	fw	C água-tecido (mg/kg)
Alumínio	0,8	nd	0,2	100%	nc
Cádmio	6,9	1,1E-01	0,2	100%	1,47E-01
Chumbo	0,58	nd	0,2	100%	nc
Cobalto	0,03	nd	0,2	100%	nc
Ferro	60,53	nd	0,2	100%	nc
Manganês	3,87	nd	0,2	100%	nc
Selênio	0,24	1,1E+00	0,2	100%	8,72E-01
Zinco	76,55	8,8E-03	0,2	100%	4,20E-04

Legenda		Referência
Cw	Concentração de contaminante na água consumida	Concentração máxima de contaminantes
BTF a-t	Fator de biotransferência água-tecido*	Baes *et al*,1984
IR	Taxa diária de ingestão de água pelo animal	Golder, 2005
fw	Fração diária de água consumida que está contaminada	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
C a-t	Conc. no tecido resultante da ingestão de água contaminada	

* Na ausência de BTF da água para o tecido, o BTF do alimento para o tecido pode ser utilizado, mesmo reconhecendo que tipicamente a biodisponibilidade de contaminantes na água é maior do que no alimento (Golder, 2005)

ND - Valor não disponível na literatura consultada

NC - Não calculado

Modelagem para transporte de contaminantes do solo para carne do galinha

C solo-tecido = BTF solo-tecido x C solo x IR solo x Fp x Fa

Galinha

Contaminante	Cs (mg/kg)	BTF solo-tecido (dia/kg)	IR (kg/dia)	Fp	Fa	C solo-tecido (mg/kg)
Alumínio	119.000	nd	0,0014	100%	100%	nc
Arsênio	123	nd	0,0014	100%	100%	nc
Bário	591	nd	0,0014	100%	100%	nc
Cádmio	1.200	1,1E-01	0,0014	100%	100%	1,79E-01
Chumbo	3.800	nd	0,0014	100%	100%	nc
Cobre	1.400	nd	0,0014	100%	100%	nc
Cromo	88	nd	0,0014	100%	100%	nc
Ferro	3.800	nd	0,0014	100%	100%	nc
Mercúrio	170	nd	0,0014	100%	100%	nc
Níquel	61,3	nd	0,0014	100%	100%	nc
Zinco	673.000	8,8E-03	0,0014	100%	100%	8,24E+00

Legenda		Referência
Cs	Concentração de contaminante no solo ingerido	Concentração máxima de contaminantes
BTF s-t	Fator de biotransferência solo-tecido*	Baes *et al*, 1984
IR	Taxa diária de ingestão de solo pelo animal	Golder, 2005
Fp	Fração do ano em que o animal permanece no site	Específico para o cenário de exposição avaliado (pior caso)
Fa	Fração do site que está contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (pior caso)
C s-t	Conc. no tecido resultante da ingestão de solo contaminado	

* Na ausência de BTF do solo para o tecido, o BTF do alimento para o tecido pode ser utilizado (Golder, 2005)

ND - Valor não disponível na literatura consultada

NC - Não calculado

Concentração final no tecido animal (carne da galinha)

C tecido = C água-tecido + C solo-tecido

Galinha

Contaminante	C água-tecido (mg/kg)	C solo-tecido (mg/kg)	C tecido (mg/kg)
Alumínio	-	-	nc
Arsênio	-	-	nc
Bário	-	-	nc
Cádmio	1,47E-01	1,79E-01	3,25E-01
Chumbo	-	-	nc
Cobalto	-	-	nc
Cobre	-	-	nc
Cromo	-	-	nc
Ferro	-	-	nc
Manganês	-	-	nc
Mercúrio	-	-	nc
Níquel	-	-	nc
Selênio	8,72E-01	-	8,72E-01
Zinco	4,20E-04	8,24E+00	8,24E+00

NC - Não Calculado

Modelagem para transporte de contaminantes da água para os ovos

C água-ovos = BTF água-ovos * C água * IR água * fw

Galinha

Contaminante	Cw (mg/L)	BTF água-ovos (dia/kg)	IR (L/dia)	fw	C água-leite (mg/kg)
Alumínio	0,8	nd	0,2	100%	nc
Cádmio	6,9	2,5E-03	0,2	100%	3,45E-03
Chumbo	0,58	nd	0,2	100%	nc
Cobalto	0,03	nd	0,2	100%	nc
Ferro	60,53	nd	0,2	100%	nc
Manganês	3,87	nd	0,2	100%	nc
Selênio	0,24	1,1E+00	0,2	100%	5,41E-02
Zinco	76,55	8,8E-03	0,2	100%	1,34E-01

Legenda		Referência
Cw	Concentração de contaminante na água consumida	Concentração máxima de contaminantes
BTF a-l	Fator de biotransferência água-ovos*	Baes *et al* ,1984
IR	Taxa diária de ingestão de água pelo animal	US EPA, 1999
fw	Fração diária de água consumida que está contaminada	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
C a-l	Conc. no leite resultante da ingestão de água contaminada	

* Na ausência de BTF da água para o leite, o BTF do alimento para o leite pode ser utilizado, mesmo reconhecendo que tipicamente a biodisponibilidade de contaminantes na água é maior do que no alimento (Golder, 2005)

ND - Valor não disponível na literatura consultada

NC - Não calculado

Modelagem para transporte de contaminantes do solo para os ovos

C solo-ovos = BTF solo-ovos x C solo x IR solo x Fp x Fa

Galinha

Contaminante	Cs (mg/kg)	BTF solo-ovos (dia/kg)	IR (kg/dia)	Fp	Fa	C solo-leite (mg/kg)
Alumínio	119.000	nd	0,0014	100%	100%	nc
Arsênio	123	nd	0,0014	100%	100%	nc
Bário	591	nd	0,0014	100%	100%	nc
Cádmio	1.200	2,5E-03	0,0014	100%	100%	4,20E-03
Chumbo	3.800	nd	0,0014	100%	100%	nc
Cobre	1.400	nd	0,0014	100%	100%	nc
Cromo	88	nd	0,0014	100%	100%	nc
Ferro	3.800	nd	0,0014	100%	100%	nc
Mercúrio	170	nd	0,0014	100%	100%	nc
Níquel	61,3	nd	0,0014	100%	100%	nc
Zinco	673.000	8,8E-03	0,0014	100%	100%	8,24E+00

Legenda		Referência
Cs	Concentração de contaminante no solo ingerido	Concentração máxima de contaminantes
BTF s-l	Fator de biotransferência solo-leite*	Baes *et al*, 1984
IR	Taxa diária de ingestão de solo pelo animal	Whelan *et.al. apud* Golder, 2005
Fp	Fração do ano em que o animal permanece no site	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
Fa	Fração do site que está contaminada	Específico para o cenário de exposição (pior caso)
C s-l	Conc. no leite resultante da ingestão de solo contaminado	

* Na ausência de BTF do solo para o leite, o BTF do alimento para o leite pode ser utilizado (Golder, 2005)

ND - Valor não disponível na literatura consultada

NC - Não calculado

Concentração final nos ovos

C ovos = Cágua-ovos + C solo-ovos

Galinha

Contaminante	C água-ovos (mg/kg)	C solo-ovos (mg/kg)	C ovos (mg/kg)
Alumínio	-	-	nc
Arsênio	-	-	nc
Bário	-	-	nc
Cádmio	3,45E-03	4,20E-03	7,65E-03
Chumbo	-	-	nc
Cobalto	-	-	nc
Cobre	-	-	nc
Cromo	-	-	nc
Ferro	-	-	nc
Manganês	-	-	nc
Mercúrio	-	-	nc
Níquel	-	-	nc
Selênio	5,41E-02	-	5,41E-02
Zinco	1,34E-01	8,24E+00	8,38E+00

NC - Não Calculado

Modelagem para transporte de contaminantes da água para hortaliças

C água-vegetal = C água * BTF solo-vegetal * (1-0,85) * Kd

Vegetais - folha

Contaminante	Cw (mg/L)	BTF água-hortaliças (mg/kg)/(mg/kg)	CF	Kd (L/kg)	C água-hortaliças (mg/kg)
Alumínio	0,8	4,0E-03	0,15	1500	7,20E-01
Cádmio	6,9	5,5E-01	0,15	75	4,27E+01
Chumbo	0,58	4,5E-02	0,15	900	3,52E+00
Cobalto	0,03	2,0E-02	0,15	45	4,05E-03
Ferro	60,53	4,0E-03	0,15	25	9,08E-01
Manganês	3,87	2,5E-01	0,15	65	9,43E+00
Selênio	0,24	2,5E-02	0,15	5	4,50E-03
Zinco	76,55	1,5E+00	0,15	62	1,07E+03

Legenda		Referência
Cw	Concentração de contaminante na água de irrigação	95% UCL da concentração em água
BTF s-v	Fator de biotransferência solo-hortaliças (folha e caule)	Baes *et al* (1984)
CF	Ajuste do peso seco/peso úmido (85% umidade no vegetal)	US EPA (1998)
kd	Coeficiente de partição solo-água	RAIS (2005)
C a-v	Conc. na planta resultante da ingestão de água contaminada	Programa RISC 4.04

Modelagem para transporte de contaminantes do solo para hortaliças

C solo-hortaliças = C solo x BTF solo-hortaliças x (1-0,85)

Hortaliças

Contaminante	Cs (mg/kg)	BTF solo-hortaliças (mg/kg)/(mg/kg)	CF (1-0,85)	C solo-hortaliças (mg/kg)
Alumínio	119.000	4,0E-03	0,15	7,14E+01
Arsênio	123	4,0E-02	0,15	7,38E-01
Bário	591	1,5E-01	0,15	1,33E+01
Cádmio	1.200	5,5E-01	0,15	9,90E+01
Chumbo	3.800	4,5E-02	0,15	2,57E+01
Cobre	1.400	4,0E-01	0,15	8,40E+01
Cromo	88	7,5E-03	0,15	9,90E-02
Ferro	3.800	4,0E-03	0,15	2,28E+00
Mercúrio	170	9,0E-01	0,15	2,30E+01
Níquel	61,3	6,0E-02	0,15	5,52E-01
Zinco	673.000	1,5E+00	0,15	1,51E+05

Legenda		Referência
Cs	Concentração de contaminante no solo contaminado	95% UCL da conc. de contaminantes
BTF s-v	Fator de biotransferência solo-hortaliças (folha e caule)	Baes *et al.* , 1984
CF	Ajuste do peso seco/peso úmido (85% umidade no vegetal)	US EPA, 1998
C s-v	Conc. na planta resultante do solo contaminado	Programa RISC 4.04

Concentração final nas hortaliças

C hortaliças = C água-hortaliças + C solo-hortaliças

Gado de corte

Contaminante	C água-hortaliças (mg/kg)	C solo-hortaliças (mg/kg)	C hortaliças (mg/kg)
Alumínio	7,20E-01	7,14E+01	7,21E+01
Arsênio	-	7,38E-01	7,38E-01
Bário	-	1,33E+01	1,33E+01
Cádmio	4,27E+01	9,90E+01	1,42E+02
Chumbo	3,52E+00	2,57E+01	2,92E+01
Cobalto	4,05E-03	-	4,05E-03
Cobre	-	8,40E+01	8,40E+01
Cromo	-	9,90E-02	9,90E-02
Ferro	9,08E-01	2,28E+00	3,19E+00
Manganês	9,43E+00	-	9,43E+00
Mercúrio	-	2,30E+01	2,30E+01
Níquel	-	5,52E-01	5,52E-01
Selênio	4,50E-03	-	4,50E-03
Zinco	1,07E+03	1,51E+05	1,52E+05

Modelagem para transporte de contaminantes da água para vegetais na Comunidade Beira Rio

C água-vegetal = C água * BTF solo-vegetal * (1-0,85) * Kd

Vegetais - frutas

Contaminante	Cw (mg/L)	BTF solo-vegetal (mg/kg)/(mg/kg)	CF	Kd (L/kg)	C água-vegetal (mg/kg)
Alumínio	0,8	6,5E-04	0,15	1500	1,17E-01
Cádmio	6,9	1,5E-01	0,15	75	1,16E+01
Chumbo	0,58	9,0E-03	0,15	900	7,05E-01
Cobalto	0,03	7,0E-03	0,15	45	1,42E-03
Ferro	60,53	1,0E-03	0,15	25	2,27E-01
Manganês	3,87	5,0E-02	0,15	65	1,89E+00
Selênio	0,24	2,5E-02	0,15	5	4,50E-03
Zinco	76,55	9,0E-01	0,15	62	6,41E+02

Legenda		Referência
Cw	Concentração de contaminante na água de irrigação	95% UCL da concentração em água
BTF s-v	Fator de biotransferência solo-vegetal (frutos, sementes e flores)	Baes *et al* (1984)
CF	Ajuste do peso seco/peso úmido (85% umidade no vegetal)	US EPA (1998)
kd	Coeficiente de partição solo-água	RAIS (2005)
C a-v	Conc. na planta resultante da ingestão de água contaminada	Programa RISC 4.04

Modelagem para transporte de contaminantes do solo para vegetais

C solo-vegetal = C solo x BTF solo-vegetal x (1-0,85)

Vegetais

Contaminante	Cs (mg/kg)	BTF solo-vegetal (mg/kg)/(mg/kg)	CF (1-0,85)	C solo-vegetal (mg/kg)
Alumínio	119.000	6,5E-04	0,15	1,16E+01
Arsênio	123	6,0E-03	0,15	1,11E-01
Bário	591	1,5E-02	0,15	1,33E+00
Cádmio	1.200	1,5E-01	0,15	2,70E+01
Chumbo	3.800	9,0E-03	0,15	5,13E+00
Cobre	1.400	2,5E-01	0,15	5,25E+01
Cromo	88	4,5E-03	0,15	5,94E-02
Ferro	3.800	1,0E-03	0,15	5,70E-01
Mercúrio	170	2,0E-01	0,15	5,10E+00
Níquel	61,3	6,0E-02	0,15	5,52E-01
Zinco	673.000	9,0E-01	0,15	9,09E+04

Legenda		Referência
Cs	Concentração de contaminante no solo contaminado	95% UCL da conc. de contaminantes
BTF s-v	Fator de biotransferência solo-vegetal (frutos, sementes e flores)	Baes *et al.* , 1984
CF	Ajuste do peso seco/peso úmido (85% umidade no vegetal)	US EPA, 1998
C s-v	Conc. na planta resultante do solo contaminado	Programa RISC 4.04

Concentração final nos vegetais

C vegetais = C água-vegetais + C solo-vegetais

Gado leiteiro

Contaminante	C água-vegetais (mg/kg)	C solo-vegetais (mg/kg)	C vegetais (mg/kg)
Alumínio	1,17E-01	1,16E+01	1,17E+01
Arsênio	-	1,11E-01	1,11E-01
Bário	-	1,33E+00	1,33E+00
Cádmio	1,16E+01	2,70E+01	3,86E+01
Chumbo	7,05E-01	5,13E+00	5,83E+00
Cobalto	1,42E-03	-	1,42E-03
Cobre	-	5,25E+01	5,25E+01
Cromo	-	5,94E-02	5,94E-02
Ferro	2,27E-01	5,70E-01	7,97E-01
Manganês	1,89E+00	-	1,89E+00
Mercúrio	-	5,10E+00	5,10E+00
Níquel	-	5,52E-01	5,52E-01
Selênio	4,50E-03	-	4,50E-03
Zinco	6,41E+02	9,09E+04	9,15E+04

APÊNDICE II

CÁLCULO DO RISCO À SAÚDE HUMANA

CÁLCULO DO RISCO À SAÚDE HUMANA – CENÁRIO AGRÍCOLA

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (adulto)
Via de Exposição: Inalação de Material Particulado

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	BW (kg)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	HQ inalação
Alumínio	119.000	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	60	4,5E-03	1,4E-03	**3,2E+00**
Arsênio	123	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	60	4,7E-06	1,5E+00	3,1E-06
Bário	591	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	60	2,3E-05	1,4E-04	1,6E-01
Cromo	88	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	60	3,4E-06	2,9E-05	1,2E-01
Ferro	3.800	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	60	1,5E-04	3,0E-01	4,8E-04
Mercúrio	170	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	60	6,5E-06	8,6E-05	7,6E-02
Níquel	61,3	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	60	2,3E-06	2,0E-02	1,2E-04
Zinco	673.000	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	60	2,6E-02	3,0E-01	8,6E-02

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	Risco inalação
Arsênio	123	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	58	60	70	3,9E-06	1,5E+01	**5,9E-05**
Cádmio	1.200	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	58	60	70	3,8E-05	6,3E+00	**2,4E-04**
Chumbo	3.800	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	58	60	70	1,2E-04	4,2E-02	5,1E-06
Cromo	88	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	58	60	70	2,8E-06	4,2E+01	**1,2E-04**
Níquel	61,3	2,5E-07	0,92	100%	10	1	1	58	60	70	1,9E-06	1,7E+00	3,3E-06

Legenda		Referências
$D_{adm-inal}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (HC, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
P	Concentração de material particulado no ar	HC, 2004 (pior caso: via não asfaltada e passagem de veículos no local)
IR	Taxa de inalação	CETESB, 2001
AF	Fator de absorção por inalação	HC, 2004 (pior caso)
D1	Horas de exposição por dia	CETESB, 2001(receptor agrícola em ambiente externo - adulto)
D2	Dias de exposição por semana/7dias	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
D3	Semanas de exposição por ano/52 semanas	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
D4	Total de anos expostos ao site (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	CETESB, 2001(cenário agrícola - adulto)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
LE	Tempo de expectativa de vida (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	Específico para o cenário de exposição avaliado (5)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo inalação	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico por inalação	US EPA, 1989 (D x SF)

(1) Os receptores trabalhariam e morariam no local = exposição todos os dias = 7/7
(2) Pior caso: trabalhadores sem período de férias = 52/52
(3) Expectativa de vida do brasileiro na região sudeste = 70 anos (IBGE, 2005)

Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão acidental de solo**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	119.000	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	3,0E-01	1,0E+00	3,0E-01
Arsênio	123	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	3,1E-04	3,0E-04	**1,0E+00**
Bário	591	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	1,5E-03	2,0E-01	7,4E-03
Cádmio	1.200	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	3,0E-03	1,0E-03	**3,0E+00**
Chumbo	3.800	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	9,5E-03	3,6E-03	**2,6E+00**
Cobre	1.400	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	3,5E-03	4,0E-02	8,8E-02
Cromo	88	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	2,2E-04	3,0E-03	7,3E-02
Ferro	3.800	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	9,5E-03	3,0E-01	3,2E-02
Mercúrio	170	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	4,3E-04	3,0E-04	**1,4E+00**
Níquel	61,3	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	1,5E-04	2,0E-02	7,7E-03
Zinco	673.000	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	1,7E+00	3,0E-01	**5,6E+00**

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco oral
Arsênio	123	150	100%	365	58	1,0E-06	60	25.550	2,5E-04	1,5E+00	**3,8E-04**
Chumbo	3.800	150	100%	365	58	1,0E-06	60	25.550	7,9E-03	8,5E-03	**6,7E-05**

$D_{adm\text{-}solo}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (cenário agrícola -adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola - adulto)
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989 ($1x10^{-6}$ kg/mg)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	US EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Conservadoramente considerou-se que todo solo ingerido acidentalmente seria proveniente da área.

Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Contato dérmico com solo contaminado**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	119.000	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	7,9E-04	1,0E+00	10%	1,0E-01	7,9E-03
Arsênio	123	5.700	0,07	0,03	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	2,5E-05	3,0E-04	41%	1,2E-04	2,0E-01
Bário	591	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	3,9E-06	2,0E-01	7%	1,4E-02	2,8E-04
Cádmio	1.200	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	8,0E-06	1,0E-03	1%	1,0E-05	8,0E-01
Chumbo	3.800	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	2,5E-05	3,6E-03	15%	5,4E-04	4,7E-02
Cobre	1.400	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	9,3E-06	4,0E-02	30%	1,2E-02	7,8E-04
Cromo	88	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	5,9E-07	3,0E-03	2%	6,0E-05	9,8E-03
Ferro	3.800	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	2,5E-05	3,0E-01	15%	4,5E-02	5,6E-04
Mercúrio	170	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	1,1E-06	3,0E-04	7%	2,1E-05	5,4E-02
Níquel	61,3	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	4,1E-07	2,0E-02	27%	5,4E-03	7,5E-05
Zinco	673.000	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	4,5E-03	3,0E-01	20%	6,0E-02	7,5E-02

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	ABS_{GI}	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco dérmico
Arsênio	123	5.700	0,07	0,03	365	58	1	1,0E-06	60	25.550	2,0E-05	1,5E+00	41%	3,7E+00	**7,4E-05**
Chumbo	3.800	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	25.550	2,1E-05	8,5E-03	15%	5,7E-02	1,2E-06

Legenda		Referências
$D_{abs-solo}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Solo Contaminado	Fórmula (US EPA, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (adulto, cenário residencial)
AF	Fator de aderência do solo a pele	US EPA, 2004 (adultos, cenário residencial)
ABS	Fração absorvida pela pele	RAIS (http://rais.ornl.gov/index.shtml)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
EV	Frequência dos eventos	US EPA, 2004
CF	Fator de Conversão	US EPA, 2004
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004) (3)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de carne de gado que vive sobre a área impactada**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	177,5	0,02328	50%	365	58	60	21.170	3,4E-02	1,0E+00	3,4E-02
Arsênio	0,3	0,02328	50%	365	58	60	21.170	4,9E-05	3,0E-04	1,6E-01
Bário	0,1	0,02328	50%	365	58	60	21.170	2,0E-05	2,0E-01	9,9E-05
Cádmio	1,2	0,02328	50%	365	58	60	21.170	2,4E-04	1,0E-03	2,4E-01
Chumbo	1,2	0,02328	50%	365	58	60	21.170	2,3E-04	3,6E-03	6,4E-02
Cobalto	1,2	0,02328	50%	365	58	60	21.170	2,3E-04	2,0E-02	1,1E-02
Cobre	19,9	0,02328	50%	365	58	60	21.170	3,9E-03	4,0E-02	9,7E-02
Cromo	0,5	0,02328	50%	365	58	60	21.170	9,4E-05	3,0E-03	3,1E-02
Ferro	75,3	0,02328	50%	365	58	60	21.170	1,5E-02	3,0E-01	4,9E-02
Manganês	1,2	0,02328	50%	365	58	60	21.170	2,3E-04	4,6E-02	5,1E-03
Mercúrio	83,4	0,02328	50%	365	58	60	21.170	1,6E-02	3,0E-04	**5,4E+01**
Níquel	0,4	0,02328	50%	365	58	60	21.170	7,5E-05	2,0E-02	3,8E-03
Selênio	5,8	0,02328	50%	365	58	60	21.170	1,1E-03	5,0E-03	2,3E-01
Zinco	175.654,2	0,02328	50%	365	58	60	21.170	3,4E+01	3,0E-01	**1,1E+02**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,3	0,02328	50%	365	58	60	25.550	4,1E-05	1,5E+00	**6,1E-05**
Chumbo	1,2	0,02328	50%	365	58	60	25.550	1,9E-04	8,5E-03	1,6E-06

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de carne contaminada	Fórmula (US EPA, 1989)
Cc	Concentração de Composto Químico na carne	Modelagem de transporte de contaminantes do solo e alimento para o gado
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
ATnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere galinha de outras fontes também, compram a maior parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de carne todos os dias do ano

Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de leite de gado que vive sobre a área impactada**

Não-cancerígenos

Parâmetros	CI (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	23,8	0,02752	50%	365	58	60	21.170	5,5E-03	1,0E+00	5,5E-03
Arsênio	0,0	0,02752	50%	365	58	60	21.170	1,8E-06	3,0E-04	6,1E-03
Bário	0,3	0,02752	50%	365	58	60	21.170	6,4E-05	2,0E-01	3,2E-04
Cádmio	3,4	0,02752	50%	365	58	60	21.170	7,8E-04	1,0E-03	7,8E-01
Chumbo	1,1	0,02752	50%	365	58	60	21.170	2,4E-04	3,6E-03	6,7E-02
Cobalto	0,0	0,02752	50%	365	58	60	21.170	1,2E-06	2,0E-02	6,2E-05
Cobre	4,1	0,02752	50%	365	58	60	21.170	9,4E-04	4,0E-02	2,4E-02
Cromo	0,1	0,02752	50%	365	58	60	21.170	3,1E-05	3,0E-03	1,0E-02
Ferro	2,3	0,02752	50%	365	58	60	21.170	5,3E-04	3,0E-01	1,8E-03
Manganês	0,1	0,02752	50%	365	58	60	21.170	2,8E-05	4,6E-02	6,1E-04
Mercúrio	0,2	0,02752	50%	365	58	60	21.170	5,6E-05	3,0E-04	1,9E-01
Níquel	0,0	0,02752	50%	365	58	60	21.170	4,1E-06	2,0E-02	2,0E-04
Selênio	0,1	0,02752	50%	365	58	60	21.170	2,0E-05	5,0E-03	4,0E-03
Zinco	31.111,0	0,02752	50%	365	58	60	21.170	7,1E+00	3,0E-01	**2,4E+01**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,0	0,02752	50%	365	58	60	25.550	1,5E-06	1,5E+00	2,3E-06
Chumbo	1,1	0,02752	50%	365	58	60	25.550	2,0E-04	8,5E-03	1,7E-06

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de leite contaminado	Fórmula (US EPA, 1989)
CI	Concentração de Composto Químico no leite	Modelagem de transporte de contaminantes do solo e alimento para o gado
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
ATnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere galinha de outras fontes também, compram a maior parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de leite todos os dias do ano

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de carne de frango alimentado com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cg (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	1,0E+00	nc
Arsênio	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	3,0E-04	nc
Bário	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	2,0E-01	nc
Cádmio	0,3	0,00764	50%	365	58	60	21.170	2,1E-05	1,0E-03	2,1E-02
Chumbo	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	3,6E-03	nc
Cobalto	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	2,0E-02	nc
Cobre	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	4,0E-02	nc
Cromo	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	3,0E-03	nc
Ferro	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	3,0E-01	nc
Manganês	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	4,6E-02	nc
Mercúrio	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	3,0E-04	nc
Níquel	nc	0,00764	50%	365	58	60	21.170	nc	2,0E-02	nc
Selênio	0,9	0,00764	50%	365	58	60	21.170	5,5E-05	5,0E-03	1,1E-02
Zinco	8,2	0,00764	50%	365	58	60	21.170	5,2E-04	3,0E-01	1,7E-03

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	nc	0,00764	50%	365	58	60	25.550	nc	1,5E+00	nc
Chumbo	nc	0,00764	50%	365	58	60	25.550	nc	8,5E-03	nc

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administradapor ingestão de carne de galinha contaminada	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químico na carne de frango	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para aves
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere galinha de outras fontes também, compram a maior parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de galinha todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de ovos de galinhas alimentadas com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Co (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	1,0E+00	nc
Arsênio	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	3,0E-04	nc
Bário	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	2,0E-01	nc
Cádmio	0,0	0,00835	50%	365	58	60	21.170	5,3E-07	1,0E-03	5,3E-04
Chumbo	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	3,6E-03	nc
Cobalto	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	2,0E-02	nc
Cobre	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	4,0E-02	nc
Cromo	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	3,0E-03	nc
Ferro	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	3,0E-01	nc
Manganês	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	4,6E-02	nc
Mercúrio	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	3,0E-04	nc
Níquel	nc	0,00835	50%	365	58	60	21.170	nc	2,0E-02	nc
Selênio	0,1	0,00835	50%	365	58	60	21.170	3,8E-06	5,0E-03	7,5E-04
Zinco	8,4	0,00835	50%	365	58	60	21.170	5,8E-04	3,0E-01	1,9E-03

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	nc	0,00835	50%	365	58	60	25.550	nc	1,5E+00	nc
Chumbo	nc	0,00835	50%	365	58	60	25.550	nc	8,5E-03	nc

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de ovos contaminados	Fórmula (US EPA,1989)
Co	Concentração de Composto Químico no ovo	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para ovos
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere ovos de outras fontes também, compram a maior parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de ovos todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de vegetais (folhas) irrigados com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cv (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	72,1	0,00216	50%	365	58	60	21.170	1,3E-03	1,0E+00	1,3E-03
Arsênio	0,7	0,00216	50%	365	58	60	21.170	1,3E-05	3,0E-04	4,4E-02
Bário	13,3	0,00216	50%	365	58	60	21.170	2,4E-04	2,0E-01	1,2E-03
Cádmio	141,7	0,00216	50%	365	58	60	21.170	2,6E-03	1,0E-03	**2,6E+00**
Chumbo	29,2	0,00216	50%	365	58	60	21.170	5,3E-04	3,6E-03	1,5E-01
Cobalto	0,0	0,00216	50%	365	58	60	21.170	7,3E-08	2,0E-02	3,6E-06
Cobre	84,0	0,00216	50%	365	58	60	21.170	1,5E-03	4,0E-02	3,8E-02
Cromo	0,1	0,00216	50%	365	58	60	21.170	1,8E-06	3,0E-03	5,9E-04
Ferro	3,2	0,00216	50%	365	58	60	21.170	5,7E-05	3,0E-01	1,9E-04
Manganês	9,4	0,00216	50%	365	58	60	21.170	1,7E-04	4,6E-02	3,7E-03
Mercúrio	23,0	0,00216	50%	365	58	60	21.170	4,1E-04	3,0E-04	**1,4E+00**
Níquel	0,6	0,00216	50%	365	58	60	21.170	9,9E-06	2,0E-02	5,0E-04
Selênio	0,0	0,00216	50%	365	58	60	21.170	8,1E-08	5,0E-03	1,6E-05
Zinco	152.492,9	0,00216	50%	365	58	60	21.170	2,7E+00	3,0E-01	**9,1E+00**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,7	0,00216	50%	365	58	60	25.550	1,1E-05	1,5E+00	**1,7E-05**
Chumbo	29,2	0,00216	50%	365	58	60	25.550	4,4E-04	8,5E-03	3,7E-06

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de hortaliças contaminadas	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químicoem hortaliças	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para os vegetais
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere hortaliças de outras fontes também, compram grande parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de folhas todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de vegetais (frutos) irrigados com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cv (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm-alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	11,7	0,00981	50%	365	58	60	21.170	9,6E-04	1,0E+00	9,6E-04
Arsênio	0,1	0,00981	50%	365	58	60	21.170	9,0E-06	3,0E-04	3,0E-02
Bário	1,3	0,00981	50%	365	58	60	21.170	1,1E-04	2,0E-01	5,4E-04
Cádmio	38,6	0,00981	50%	365	58	60	21.170	3,2E-03	1,0E-03	**3,2E+00**
Chumbo	5,8	0,00981	50%	365	58	60	21.170	4,8E-04	3,6E-03	1,3E-01
Cobalto	0,0	0,00981	50%	365	58	60	21.170	1,2E-07	2,0E-02	5,8E-06
Cobre	52,5	0,00981	50%	365	58	60	21.170	4,3E-03	4,0E-02	1,1E-01
Cromo	0,1	0,00981	50%	365	58	60	21.170	4,9E-06	3,0E-03	1,6E-03
Ferro	0,8	0,00981	50%	365	58	60	21.170	6,5E-05	3,0E-01	2,2E-04
Manganês	1,9	0,00981	50%	365	58	60	21.170	1,5E-04	4,6E-02	3,4E-03
Mercúrio	5,1	0,00981	50%	365	58	60	21.170	4,2E-04	3,0E-04	**1,4E+00**
Níquel	0,6	0,00981	50%	365	58	60	21.170	4,5E-05	2,0E-02	2,3E-03
Selênio	0,0	0,00981	50%	365	58	60	21.170	3,7E-07	5,0E-03	7,4E-05
Zinco	91.495,7	0,00981	50%	365	58	60	21.170	7,5E+00	3,0E-01	**2,5E+01**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm-alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,1	0,00981	50%	365	58	60	25.550	7,5E-06	1,5E+00	**1,1E-05**
Chumbo	5,8	0,00981	50%	365	58	60	25.550	4,0E-04	8,5E-03	3,4E-06

Legenda		Referências
$D_{adm-alimento}$	Dose administrada por ingestão de vegetais contaminados	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químico em vegetais (frutos)	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para os vegetais
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere vegetais de outras fontes também, compram grande parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de vegetais todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de água subterrânea**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	0,8	2	365	58	60	21.170	2,7E-02	1,0E+00	2,7E-02
Cádmio	6,9	2	365	58	60	21.170	2,3E-01	5,0E-04	**4,6E+02**
Chumbo	0,58	2	365	58	60	21.170	1,9E-02	3,6E-03	**5,4E+00**
Cobalto	0,03	2	365	58	60	21.170	1,0E-03	2,0E-02	5,0E-02
Ferro	60,53	2	365	58	60	21.170	2,0E+00	3,0E-01	**6,7E+00**
Manganês	3,87	2	365	58	60	21.170	1,3E-01	4,6E-02	**2,8E+00**
Selênio	0,24	2	365	58	60	21.170	8,0E-03	5,0E-03	**1,6E+00**
Zinco	76,55	2	365	58	60	21.170	2,6E+00	3,0E-01	**8,5E+00**

Cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Chumbo	0,58	2	365	58	60	25.550	1,6E-02	8,5E-03	**1,4E-04**

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}agua}$	Dose administrada por Ingestão de água	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico na água	Concentração máxima detectada na água subterrânea da área
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (consumidor agrícola)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (consumidor agrícola)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Beberiam água subterrânea todos os dias do ano

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (adulto)
Via de Exposição: Contato dérmico com água subterrânea durante o banho (chuveiro)

Não-cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm³)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	0,8	18.000	1,0E-03	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	1,4E-04	1,0E+00	10%	1,0E-01	1,4E-03
Cádmio	6,9	18.000	1,0E-03	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	1,2E-03	5,0E-04	1%	5,0E-06	**2,4E+02**
Chumbo	0,58	18.000	1,0E-04	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	1,0E-05	3,6E-03	15%	5,4E-04	1,9E-02
Cobalto	0,03	18.000	4,0E-04	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	2,1E-06	2,0E-02	80%	1,6E-02	1,3E-04
Ferro	60,53	18.000	1,0E-03	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	1,1E-02	3,0E-01	15%	4,5E-02	2,3E-01
Manganês	3,87	18.000	1,0E-03	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	6,7E-04	4,6E-02	4%	1,8E-03	3,7E-01
Selênio	0,24	18.000	1,0E-03	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	4,2E-05	5,0E-03	44%	2,2E-03	1,9E-02
Zinco	76,55	18.000	6,0E-04	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	8,0E-03	3,0E-01	20%	6,0E-02	1,3E-01

Cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm³)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	SF dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Chumbo	0,58	18.000	1,0E-04	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	1,0E-05	3,6E-03	15%	2,4E-02	2,4E-07

Legenda		Referências
$D_{abs\text{-}agua}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Água Contaminada	Fórmula (US EPA,1989)
Cw	Concentração de Composto Químico na água	Concentração máxima detectada na água subterrânea da área
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (adulto)
PC	Constante de permeabilidade dérmica	Específico do contaminante (US EPA, 2004)
ET	Tempo de Exposição	US EPA, 2004 (adulto, tempo médio de banho)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (criança)
Via de Exposição: Inalação de Material Particulado

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	BW (kg)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	HQ inalação
Alumínio	119.000	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	15	7,4E-03	1,4E-03	**5,3E+00**
Arsênio	123	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	15	7,7E-06	1,5E+00	5,1E-06
Bário	591	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	15	3,7E-05	1,4E-04	2,6E-01
Cromo	88	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	15	5,5E-06	2,9E-05	1,9E-01
Ferro	3.800	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	15	2,4E-04	3,0E-01	7,9E-04
Mercúrio	170	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	15	1,1E-05	8,6E-05	1,2E-01
Níquel	61,3	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	15	3,8E-06	2,0E-02	1,9E-04
Zinco	673.000	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	15	4,2E-02	3,0E-01	1,4E-01

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	Risco inalação
Arsênio	123	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	6	15	70	6,6E-07	1,5E+01	9,9E-06
Cádmio	1.200	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	6	15	70	6,4E-06	6,3E+00	**4,1E-05**
Chumbo	3.800	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	6	15	70	2,0E-05	4,2E-02	8,6E-07
Cromo	88	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	6	15	70	4,7E-07	4,2E+01	**2,0E-05**
Níquel	61,3	2,5E-07	0,63	100%	6	1	1	6	15	70	3,3E-07	1,7E+00	5,6E-07

Legenda		Referências
$D_{adm-inal}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (HC, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
P	Concentração de material particulado no ar	HC, 2004 (pior caso: via não asfaltada e passagem de veículos no local)
IR	Taxa de inalação	CETESB, 2001
AF	Fator de absorção por inalação	HC, 2004 (pior caso)
D1	Horas de exposição por dia	CETESB, 2001(receptor agrícola em ambiente externo - criança)
D2	Dias de exposição por semana/7dias	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
D3	Semanas de exposição por ano/52 semanas	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
D4	Total de anos expostos ao site (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	CETESB, 2001(receptor agrícola - criança)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
LE	Tempo de expectativa de vida (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	Específico para o cenário de exposição avaliado (3)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo inalação	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico por inalação	US EPA, 1989 (D x SF)

(1) Os receptores trabalhariam e morariam no local = exposição todos os dias = 7/7
(2) Pior caso: trabalhadores sem período de férias = 52/52
(3) Expectativa de vida do brasileiro na região sudeste = 70 anos (IBGE, 2005)

Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão acidental de solo**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	119.000	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	2,4E+00	1,0E+00	**2,4E+00**
Arsênio	123	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	2,5E-03	3,0E-04	**8,2E+00**
Bário	591	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,2E-02	2,0E-01	5,9E-02
Cádmio	1.200	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	2,4E-02	1,0E-03	**2,4E+01**
Chumbo	3.800	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	7,6E-02	3,6E-03	**2,1E+01**
Cobre	1.400	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	2,8E-02	4,0E-02	7,0E-01
Cromo	88	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,8E-03	3,0E-03	5,9E-01
Ferro	3.800	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	7,6E-02	3,0E-01	2,5E-01
Mercúrio	170	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	3,4E-03	3,0E-04	**1,1E+01**
Níquel	61,3	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,2E-03	2,0E-02	6,1E-02
Zinco	673.000	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,3E+01	3,0E-01	**4,5E+01**

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco oral
Arsênio	123	300	100%	365	6	1,0E-06	15	25.550	2,1E-04	1,5E+00	**3,2E-04**
Chumbo	3.800	300	100%	365	6	1,0E-06	15	25.550	6,5E-03	8,5E-03	**5,5E-05**

$D_{adm\text{-}solo}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (cenário agrícola - criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola - criança)
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989 ($1x10^{-6}$ kg/mg)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	US EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Conservadoramente considerou-se que todo solo ingerido acidentalmente seria proveniente da área.

Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Contato dérmico com solo contaminado**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	119.000	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	4,4E-03	1,0E+00	10%	1,0E-01	4,4E-02
Arsênio	123	2.800	0,2	0,03	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	1,4E-04	3,0E-04	41%	1,2E-04	**1,1E+00**
Bário	591	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	2,2E-05	2,0E-01	7%	1,4E-02	1,6E-03
Cádmio	1.200	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	4,5E-05	1,0E-03	1%	1,0E-05	**4,5E+00**
Chumbo	3.800	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	1,4E-04	3,6E-03	15%	5,4E-04	2,6E-01
Cobre	1.400	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	5,2E-05	4,0E-02	30%	1,2E-02	4,4E-03
Cromo	88	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	3,3E-06	3,0E-03	2%	6,0E-05	5,5E-02
Ferro	3.800	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	1,4E-04	3,0E-01	15%	4,5E-02	3,2E-03
Mercúrio	170	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	6,3E-06	3,0E-04	7%	2,1E-05	3,0E-01
Níquel	61,3	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	2,3E-06	2,0E-02	27%	5,4E-03	4,2E-04
Zinco	673.000	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	2,5E-02	3,0E-01	20%	6,0E-02	4,2E-01

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	ABS_{GI}	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco dérmico
Arsênio	123	2.800	0,2	0,03	365	6	1	1,0E-06	60	25.550	3,0E-06	1,5E+00	41%	3,7E+00	**1,1E-05**
Chumbo	3.800	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	60	25.550	3,0E-06	8,5E-03	15%	5,7E-02	1,7E-07

Legenda		Referências
$D_{abs-solo}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Solo Contaminado	Fórmula (US EPA, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (criança, cenário residencial)
AF	Fator de aderência do solo a pele	US EPA, 2004 (criança, cenário residencial)
ABS	Fração absorvida pela pele	RAIS (http://rais.ornl.gov/index.shtml)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário agrícola)
EV	Frequência dos eventos	US EPA, 2004
CF	Fator de Conversão	US EPA, 2004
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004) (3)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de carne de gado que vive sobre a área impactada**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	177,5	0,00966	50%	365	6	15	2.190	5,7E-02	1,0E+00	5,7E-02
Arsênio	0,3	0,00966	50%	365	6	15	2.190	8,2E-05	3,0E-04	2,7E-01
Bário	0,1	0,00966	50%	365	6	15	2.190	3,3E-05	2,0E-01	1,6E-04
Cádmio	1,2	0,00966	50%	365	6	15	2.190	4,0E-04	1,0E-03	4,0E-01
Chumbo	1,2	0,00966	50%	365	6	15	2.190	3,8E-04	3,6E-03	1,1E-01
Cobalto	1,2	0,00966	50%	365	6	15	2.190	3,7E-04	2,0E-02	1,9E-02
Cobre	19,9	0,00966	50%	365	6	15	2.190	6,4E-03	4,0E-02	1,6E-01
Cromo	0,5	0,00966	50%	365	6	15	2.190	1,6E-04	3,0E-03	5,2E-02
Ferro	75,3	0,00966	50%	365	6	15	2.190	2,4E-02	3,0E-01	8,1E-02
Manganês	1,2	0,00966	50%	365	6	15	2.190	3,9E-04	4,6E-02	8,5E-03
Mercúrio	83,4	0,00966	50%	365	6	15	2.190	2,7E-02	3,0E-04	**8,9E+01**
Níquel	0,4	0,00966	50%	365	6	15	2.190	1,2E-04	2,0E-02	6,2E-03
Selênio	5,8	0,00966	50%	365	6	15	2.190	1,9E-03	5,0E-03	3,7E-01
Zinco	175.654,2	0,00966	50%	365	6	15	2.190	5,7E+01	3,0E-01	**1,9E+02**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,3	0,00966	50%	365	6	15	25.550	7,0E-06	1,5E+00	**1,1E-05**
Chumbo	1,2	0,00966	50%	365	6	15	25.550	3,3E-05	8,5E-03	2,8E-07

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de carne contaminada	Fórmula (US EPA, 1989)
Cc	Concentração de Composto Químico na carne	Modelagem de transporte de contaminantes do solo e alimento para o gado
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
ATnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere galinha de outras fontes também, compram a maior parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de carne todos os dias do ano

Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de leite de gado que vive sobre a área impactada**

Não-cancerígenos

Parâmetros	CI (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	23,8	0,03294	50%	365	6	15	2.190	2,6E-02	1,0E+00	2,6E-02
Arsênio	0,01	0,03294	50%	365	6	15	2.190	8,8E-06	3,0E-04	2,9E-02
Bário	0,3	0,03294	50%	365	6	15	2.190	3,1E-04	2,0E-01	1,5E-03
Cádmio	3,4	0,03294	50%	365	6	15	2.190	3,7E-03	1,0E-03	**3,7E+00**
Chumbo	1,1	0,03294	50%	365	6	15	2.190	1,2E-03	3,6E-03	3,2E-01
Cobalto	0,01	0,03294	50%	365	6	15	2.190	5,9E-06	2,0E-02	3,0E-04
Cobre	4,1	0,03294	50%	365	6	15	2.190	4,5E-03	4,0E-02	1,1E-01
Cromo	0,1	0,03294	50%	365	6	15	2.190	1,5E-04	3,0E-03	4,9E-02
Ferro	2,3	0,03294	50%	365	6	15	2.190	2,5E-03	3,0E-01	8,5E-03
Manganês	0,1	0,03294	50%	365	6	15	2.190	1,3E-04	4,6E-02	2,9E-03
Mercúrio	0,2	0,03294	50%	365	6	15	2.190	2,7E-04	3,0E-04	8,9E-01
Níquel	0,02	0,03294	50%	365	6	15	2.190	2,0E-05	2,0E-02	9,8E-04
Selênio	0,1	0,03294	50%	365	6	15	2.190	9,5E-05	5,0E-03	1,9E-02
Zinco	31.111	0,03294	50%	365	6	15	2.190	3,4E+01	3,0E-01	**1,1E+02**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,0	0,03294	50%	365	6	15	25.550	7,5E-07	1,5E+00	1,1E-06
Chumbo	1,1	0,03294	50%	365	6	15	25.550	9,9E-05	8,5E-03	8,5E-07

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de leite contaminado	Fórmula (US EPA, 1989)
CI	Concentração de Composto Químico no leite	Modelagem de transporte de contaminantes do solo e alimento para o gado
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
ATnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere galinha de outras fontes também, compram a maior parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de leite todos os dias do ano

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de carne de frango alimentado com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cg (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	1,0E+00	nc
Arsênio	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	3,0E-04	nc
Bário	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	2,0E-01	nc
Cádmio	0,3	0,00376	50%	365	6	15	2.190	4,1E-05	1,0E-03	4,1E-02
Chumbo	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	3,6E-03	nc
Cobalto	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	2,0E-02	nc
Cobre	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	4,0E-02	nc
Cromo	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	3,0E-03	nc
Ferro	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	3,0E-01	nc
Manganês	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	4,6E-02	nc
Mercúrio	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	3,0E-04	nc
Níquel	nc	0,00376	50%	365	6	15	2.190	nc	2,0E-02	nc
Selênio	0,9	0,00376	50%	365	6	15	2.190	1,1E-04	5,0E-03	2,2E-02
Zinco	8,2	0,00376	50%	365	6	15	2.190	1,0E-03	3,0E-01	3,4E-03

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	nc	0,00376	50%	365	6	15	25.550	nc	1,5E+00	nc
Chumbo	nc	0,00376	50%	365	6	15	25.550	nc	8,5E-03	nc

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administradapor ingestão de carne de galinha contaminada	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químico na carne de frango	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para aves
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere galinha de outras fontes também, compram a maior parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de galinha todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de ovos de galinhas alimentadas com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Co (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	1,0E+00	nc
Arsênio	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	3,0E-04	nc
Bário	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	2,0E-01	nc
Cádmio	0,0	0,00691	50%	365	6	15	2.190	1,8E-06	1,0E-03	1,8E-03
Chumbo	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	3,6E-03	nc
Cobalto	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	2,0E-02	nc
Cobre	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	4,0E-02	nc
Cromo	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	3,0E-03	nc
Ferro	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	3,0E-01	nc
Manganês	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	4,6E-02	nc
Mercúrio	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	3,0E-04	nc
Níquel	nc	0,00691	50%	365	6	15	2.190	nc	2,0E-02	nc
Selênio	0,1	0,00691	50%	365	6	15	2.190	1,2E-05	5,0E-03	2,5E-03
Zinco	8,4	0,00691	50%	365	6	15	2.190	1,9E-03	3,0E-01	6,4E-03

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	nc	0,00691	50%	365	6	15	25.550	nc	1,5E+00	nc
Chumbo	nc	0,00691	50%	365	6	15	25.550	nc	8,5E-03	nc

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de ovos contaminados	Fórmula (US EPA,1989)
Co	Concentração de Composto Químico no ovo	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para ovos
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere ovos de outras fontes também, compram a maior parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de ovos todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de vegetais (folhas) irrigados com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cv (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	72,1	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,2E-03	1,0E+00	1,2E-03
Arsênio	0,7	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,2E-05	3,0E-04	4,0E-02
Bário	13,3	0,00049	50%	365	6	15	2.190	2,2E-04	2,0E-01	1,1E-03
Cádmio	141,7	0,00049	50%	365	6	15	2.190	2,3E-03	1,0E-03	**2,3E+00**
Chumbo	29,2	0,00049	50%	365	6	15	2.190	4,8E-04	3,6E-03	1,3E-01
Cobalto	0,004	0,00049	50%	365	6	15	2.190	6,6E-08	2,0E-02	3,3E-06
Cobre	84,0	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,4E-03	4,0E-02	3,4E-02
Cromo	0,1	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,6E-06	3,0E-03	5,4E-04
Ferro	3,2	0,00049	50%	365	6	15	2.190	5,2E-05	3,0E-01	1,7E-04
Manganês	9,4	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,5E-04	4,6E-02	3,3E-03
Mercúrio	23,0	0,00049	50%	365	6	15	2.190	3,7E-04	3,0E-04	**1,2E+00**
Níquel	0,6	0,00049	50%	365	6	15	2.190	9,0E-06	2,0E-02	4,5E-04
Selênio	0,005	0,00049	50%	365	6	15	2.190	7,4E-08	5,0E-03	1,5E-05
Zinco	152.493	0,00049	50%	365	6	15	2.190	2,5E+00	3,0E-01	**8,3E+00**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,7	0,00049	50%	365	6	15	25.550	1,0E-06	1,5E+00	1,5E-06
Chumbo	29,2	0,00049	50%	365	6	15	25.550	4,1E-05	8,5E-03	3,5E-07

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de hortaliças contaminadas	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químicoem hortaliças	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para os vegetais
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere hortaliças de outras fontes também, compram grande parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de folhas todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de vegetais (frutos) irrigados com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cv (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	11,7	0,00456	50%	365	6	15	2.190	1,8E-03	1,0E+00	1,8E-03
Arsênio	0,1	0,00456	50%	365	6	15	2.190	1,7E-05	3,0E-04	5,6E-02
Bário	1,3	0,00456	50%	365	6	15	2.190	2,0E-04	2,0E-01	1,0E-03
Cádmio	38,6	0,00456	50%	365	6	15	2.190	5,9E-03	1,0E-03	**5,9E+00**
Chumbo	5,8	0,00456	50%	365	6	15	2.190	8,9E-04	3,6E-03	2,5E-01
Cobalto	0,001	0,00456	50%	365	6	15	2.190	2,2E-07	2,0E-02	1,1E-05
Cobre	52,5	0,00456	50%	365	6	15	2.190	8,0E-03	4,0E-02	2,0E-01
Cromo	0,1	0,00456	50%	365	6	15	2.190	9,0E-06	3,0E-03	3,0E-03
Ferro	0,8	0,00456	50%	365	6	15	2.190	1,2E-04	3,0E-01	4,0E-04
Manganês	1,9	0,00456	50%	365	6	15	2.190	2,9E-04	4,6E-02	6,2E-03
Mercúrio	5,1	0,00456	50%	365	6	15	2.190	7,8E-04	3,0E-04	**2,6E+00**
Níquel	0,6	0,00456	50%	365	6	15	2.190	8,4E-05	2,0E-02	4,2E-03
Selênio	0,005	0,00456	50%	365	6	15	2.190	6,8E-07	5,0E-03	1,4E-04
Zinco	91.496	0,00456	50%	365	6	15	2.190	1,4E+01	3,0E-01	**4,6E+01**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,1	0,00456	50%	365	6	15	25.550	1,4E-06	1,5E+00	2,2E-06
Chumbo	5,8	0,00456	50%	365	6	15	25.550	7,6E-05	8,5E-03	6,5E-07

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de vegetais contaminados	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químico em vegetais (frutos)	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para os vegetais
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere vegetais de outras fontes também, compram grande parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de vegetais todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: **Trabalhador rural (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de água subterrânea**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	0,8	1	365	6	15	2.190	5,3E-02	1,0E+00	5,3E-02
Cádmio	6,9	1	365	6	15	2.190	4,6E-01	5,0E-04	**9,2E+02**
Chumbo	0,58	1	365	6	15	2.190	3,9E-02	3,6E-03	**1,1E+01**
Cobalto	0,03	1	365	6	15	2.190	2,0E-03	2,0E-02	1,0E-01
Ferro	60,53	1	365	6	15	2.190	4,0E+00	3,0E-01	**1,3E+01**
Manganês	3,87	1	365	6	15	2.190	2,6E-01	4,6E-02	**5,6E+00**
Selênio	0,24	1	365	6	15	2.190	1,6E-02	5,0E-03	**3,2E+00**
Zinco	76,55	1	365	6	15	2.190	5,1E+00	3,0E-01	**1,7E+01**

Cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Chumbo	0,58	1	365	6	15	25.550	3,3E-03	8,5E-03	**2,8E-05**

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}agua}$	Dose administrada por Ingestão de água	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico na água	Concentração máxima detectada na água subterrânea da área
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (consumidor agrícola - criança)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Beberiam água subterrânea todos os dias do ano

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (criança)
Via de Exposição: Contato dérmico com água subterrânea durante o banho (chuveiro)

Não-cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm³)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	0,8	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	3,5E-04	1,0E+00	10%	1,0E-01	3,5E-03
Cádmio	6,9	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	3,0E-03	5,0E-04	1%	5,0E-06	**6,1E+02**
Chumbo	0,58	6.600	1,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	2,6E-05	3,6E-03	15%	5,4E-04	4,7E-02
Cobalto	0,03	6.600	4,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	5,3E-06	2,0E-02	80%	1,6E-02	3,3E-04
Ferro	60,53	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	2,7E-02	3,0E-01	15%	4,5E-02	5,9E-01
Manganês	3,87	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	1,7E-03	4,6E-02	4%	1,8E-03	9,3E-01
Selênio	0,24	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	1,1E-04	5,0E-03	44%	2,2E-03	4,8E-02
Zinco	76,55	6.600	6,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	2,0E-02	3,0E-01	20%	6,0E-02	3,4E-01

Cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm³)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	SF dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Chumbo	0,58	6.600	1,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	2,6E-05	3,6E-03	15%	2,4E-02	6,1E-07

Legenda		Referências
$D_{abs\text{-}agua}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Água Contaminada	Fórmula (US EPA,1989)
Cw	Concentração de Composto Químico na água	Concentração máxima detectada na água subterrânea da área
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (criança)
PC	Constante de permeabilidade dérmica	Específico do contaminante (US EPA, 2004)
ET	Tempo de Exposição	US EPA, 2004 (criança, tempo médio de banho)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

CÁLCULO DO RISCO À SAÚDE HUMANA – CENÁRIO RESIDENCIAL

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (adulto)
Via de Exposição: Inalação de Material Particulado

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	BW (kg)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	HQ inalação
Alumínio	119.000	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	60	9,1E-04	1,4E-03	6,5E-01
Arsênio	123	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	60	9,4E-07	1,5E+00	6,3E-07
Bário	591	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	60	4,5E-06	1,4E-04	3,2E-02
Cromo	88	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	60	6,7E-07	2,9E-05	2,4E-02
Ferro	3.800	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	60	2,9E-05	3,0E-01	9,7E-05
Mercúrio	170	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	60	1,3E-06	8,6E-05	1,5E-02
Níquel	61,3	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	60	4,7E-07	2,0E-02	2,3E-05
Zinco	673.000	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	60	5,1E-03	3,0E-01	1,7E-02

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	Risco inalação
Arsênio	123	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	24	60	70	3,2E-07	1,5E+01	4,8E-06
Cádmio	1.200	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	24	60	70	3,2E-06	6,3E+00	**2,0E-05**
Chumbo	3.800	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	24	60	70	1,0E-05	4,2E-02	4,2E-07
Cromo	88	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	24	60	70	2,3E-07	4,2E+01	9,7E-06
Níquel	61,3	2,5E-07	0,92	100%	2	1	1	24	60	70	1,6E-07	1,7E+00	2,7E-07

Legenda		Referências
$D_{adm-inal}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (HC, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
P	Concentração de material particulado no ar	HC, 2004 (pior caso: via não asfaltada e passagem de veículos no local)
IR	Taxa de inalação	CETESB, 2001 (adulto)
AF	Fator de absorção por inalação	HC, 2004 (pior caso)
D1	Horas de exposição por dia	CETESB, 2001(cenário residencial em ambiente externo - adulto)
D2	Dias de exposição por semana/7dias	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
D3	Semanas de exposição por ano/52 semanas	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
D4	Total de anos expostos ao site (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	CETESB, 2001(cenário residencial - adulto)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
LE	Tempo de expectativa de vida (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	Específico para o cenário de exposição avaliado (5)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo inalação	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico por inalação	US EPA, 1989 (D x SF)

(1) Os receptores permaneceriam no local todos os dias = 7/7
(2) Pior caso: receptores permaneceriam no local durante todo o ano = 52/52
(3) Expectativa de vida do brasileiro na região sudeste = 70 anos (IBGE, 2005)

Receptor: **Residente (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão acidental de solo**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	119.000	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	2,0E-01	1,0E+00	2,0E-01
Arsênio	123	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	2,1E-04	3,0E-04	6,8E-01
Bário	591	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	9,9E-04	2,0E-01	4,9E-03
Cádmio	1.200	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	2,0E-03	1,0E-03	**2,0E+00**
Chumbo	3.800	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	6,3E-03	3,6E-03	**1,8E+00**
Cobre	1.400	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	2,3E-03	4,0E-02	5,8E-02
Cromo	88	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	1,5E-04	3,0E-03	4,9E-02
Ferro	3.800	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	6,3E-03	3,0E-01	2,1E-02
Mercúrio	170	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	2,8E-04	3,0E-04	9,4E-01
Níquel	61,3	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	1,0E-04	2,0E-02	5,1E-03
Zinco	673.000	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	1,1E+00	3,0E-01	**3,7E+00**

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm-solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco oral
Arsênio	123	100	100%	365	24	1,0E-06	60	25.550	7,0E-05	1,5E+00	**1,1E-04**
Chumbo	3.800	100	100%	365	24	1,0E-06	60	25.550	2,2E-03	8,5E-03	**1,8E-05**

$D_{adm-solo}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (cenário residencial -adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário residencial)
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989 ($1x10^{-6}$ kg/mg)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	US EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Conservadoramente considerou-se que todo solo ingerido acidentalmente seria proveniente da área.

Receptor: **Residente (adulto)**
Via de Exposição: **Contato dérmico com solo contaminado**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	119.000	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	7,9E-04	1,0E+00	10%	1,0E-01	7,9E-03
Arsênio	123	5.700	0,07	0,03	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	2,5E-05	3,0E-04	41%	1,2E-04	2,0E-01
Bário	591	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	3,9E-06	2,0E-01	7%	1,4E-02	2,8E-04
Cádmio	1.200	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	8,0E-06	1,0E-03	1%	1,0E-05	8,0E-01
Chumbo	3.800	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	2,5E-05	3,6E-03	15%	5,4E-04	4,7E-02
Cobre	1.400	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	9,3E-06	4,0E-02	30%	1,2E-02	7,8E-04
Cromo	88	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	5,9E-07	3,0E-03	2%	6,0E-05	9,8E-03
Ferro	3.800	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	2,5E-05	3,0E-01	15%	4,5E-02	5,6E-04
Mercúrio	170	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	1,1E-06	3,0E-04	7%	2,1E-05	5,4E-02
Níquel	61,3	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	4,1E-07	2,0E-02	27%	5,4E-03	7,5E-05
Zinco	673.000	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	4,5E-03	3,0E-01	20%	6,0E-02	7,5E-02

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	ABS_{GI}	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco dérmico
Arsênio	123	5.700	0,07	0,03	365	24	1	1,0E-06	60	25.550	8,4E-06	1,5E+00	41%	3,7E+00	**3,1E-05**
Chumbo	3.800	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	25.550	8,7E-06	8,5E-03	15%	5,7E-02	4,9E-07

Legenda		Referências
$D_{abs-solo}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Solo Contaminado	Fórmula (US EPA, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (adulto, cenário residencial)
AF	Fator de aderência do solo a pele	US EPA, 2004 (adulto, cenário residencial)
ABS	Fração absorvida pela pele	RAIS (http://rais.ornl.gov/index.shtml)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário residencial)
EV	Frequência dos eventos	US EPA, 2004
CF	Fator de Conversão	US EPA, 2004
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004) (3)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: **Residente (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de vegetais (folhas) irrigados com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cv (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	72,1	0,00216	50%	365	24	60	8.760	1,3E-03	1,0E+00	1,3E-03
Arsênio	0,7	0,00216	50%	365	24	60	8.760	1,3E-05	3,0E-04	4,4E-02
Bário	13,3	0,00216	50%	365	24	60	8.760	2,4E-04	2,0E-01	1,2E-03
Cádmio	141,7	0,00216	50%	365	24	60	8.760	2,6E-03	1,0E-03	**2,6E+00**
Chumbo	29,2	0,00216	50%	365	24	60	8.760	5,3E-04	3,6E-03	1,5E-01
Cobalto	0,004	0,00216	50%	365	24	60	8.760	7,3E-08	2,0E-02	3,6E-06
Cobre	84,0	0,00216	50%	365	24	60	8.760	1,5E-03	4,0E-02	3,8E-02
Cromo	0,1	0,00216	50%	365	24	60	8.760	1,8E-06	3,0E-03	5,9E-04
Ferro	3,2	0,00216	50%	365	24	60	8.760	5,7E-05	3,0E-01	1,9E-04
Manganês	9,4	0,00216	50%	365	24	60	8.760	1,7E-04	4,6E-02	3,7E-03
Mercúrio	23,0	0,00216	50%	365	24	60	8.760	4,1E-04	3,0E-04	**1,4E+00**
Níquel	0,6	0,00216	50%	365	24	60	8.760	9,9E-06	2,0E-02	5,0E-04
Selênio	0,005	0,00216	50%	365	24	60	8.760	8,1E-08	5,0E-03	1,6E-05
Zinco	152.493	0,00216	50%	365	24	60	8.760	2,7E+00	3,0E-01	**9,1E+00**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,7	0,00216	50%	365	24	60	25.550	4,6E-06	1,5E+00	6,8E-06
Chumbo	29,2	0,00216	50%	365	24	60	25.550	1,8E-04	8,5E-03	1,5E-06

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de hortaliças contaminadas	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químicoem hortaliças	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para os vegetais
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário residencial)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere hortaliças de outras fontes também, compram grande parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de folhas todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: **Residente (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de vegetais (frutos) irrigados com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cv (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm-alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	11,7	0,00981	50%	365	24	60	8.760	9,6E-04	1,0E+00	9,6E-04
Arsênio	0,1	0,00981	50%	365	24	60	8.760	9,0E-06	3,0E-04	3,0E-02
Bário	1,3	0,00981	50%	365	24	60	8.760	1,1E-04	2,0E-01	5,4E-04
Cádmio	38,6	0,00981	50%	365	24	60	8.760	3,2E-03	1,0E-03	**3,2E+00**
Chumbo	5,8	0,00981	50%	365	24	60	8.760	4,8E-04	3,6E-03	1,3E-01
Cobalto	0,0	0,00981	50%	365	24	60	8.760	1,2E-07	2,0E-02	5,8E-06
Cobre	52,5	0,00981	50%	365	24	60	8.760	4,3E-03	4,0E-02	1,1E-01
Cromo	0,1	0,00981	50%	365	24	60	8.760	4,9E-06	3,0E-03	1,6E-03
Ferro	0,8	0,00981	50%	365	24	60	8.760	6,5E-05	3,0E-01	2,2E-04
Manganês	1,9	0,00981	50%	365	24	60	8.760	1,5E-04	4,6E-02	3,4E-03
Mercúrio	5,1	0,00981	50%	365	24	60	8.760	4,2E-04	3,0E-04	**1,4E+00**
Níquel	0,6	0,00981	50%	365	24	60	8.760	4,5E-05	2,0E-02	2,3E-03
Selênio	0,0	0,00981	50%	365	24	60	8.760	3,7E-07	5,0E-03	7,4E-05
Zinco	91.495,7	0,00981	50%	365	24	60	8.760	7,5E+00	3,0E-01	**2,5E+01**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm-alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,1	0,00981	50%	365	58	60	25.550	7,5E-06	1,5E+00	**1,1E-05**
Chumbo	5,8	0,00981	50%	365	58	60	25.550	4,0E-04	8,5E-03	3,4E-06

Legenda		Referências
$D_{adm-alimento}$	Dose administrada por ingestão de vegetais contaminados	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químico em vegetais (frutos)	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para os vegetais
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário residencial)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere vegetais de outras fontes também, compram grande parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de vegetais todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: **Residente (adulto)**
Via de Exposição: **Ingestão de água subterrânea**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	0,8	1	365	24	60	8.760	1,3E-02	1,0E+00	1,3E-02
Cádmio	6,9	1	365	24	60	8.760	1,2E-01	5,0E-04	**2,3E+02**
Chumbo	0,58	1	365	24	60	8.760	9,7E-03	3,6E-03	**2,7E+00**
Cobalto	0,03	1	365	24	60	8.760	5,0E-04	2,0E-02	2,5E-02
Ferro	60,53	1	365	24	60	8.760	1,0E+00	3,0E-01	**3,4E+00**
Manganês	3,87	1	365	24	60	8.760	6,5E-02	4,6E-02	**1,4E+00**
Selênio	0,24	1	365	24	60	8.760	4,0E-03	5,0E-03	8,0E-01
Zinco	76,55	1	365	24	60	8.760	1,3E+00	3,0E-01	**4,3E+00**

Cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Chumbo	0,58	1	365	24	60	25.550	3,3E-03	8,5E-03	**2,8E-05**

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}agua}$	Dose administrada por Ingestão de água	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico na água	Concentração máxima detectada na água subterrânea da área
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (cenário residencial - adulto)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário residencial)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Beberiam água subterrânea todos os dias do ano

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (adulto)
Via de Exposição: Contato dérmico com água subterrânea durante o banho (chuveiro)

Não-cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm^3)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	0,8	18.000	1,0E-03	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	1,4E-04	1,0E+00	10%	1,0E-01	1,4E-03
Cádmio	6,9	18.000	1,0E-03	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	1,2E-03	5,0E-04	1%	5,0E-06	**2,4E+02**
Chumbo	0,58	18.000	1,0E-04	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	1,0E-05	3,6E-03	15%	5,4E-04	1,9E-02
Cobalto	0,03	18.000	4,0E-04	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	2,1E-06	2,0E-02	80%	1,6E-02	1,3E-04
Ferro	60,53	18.000	1,0E-03	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	1,1E-02	3,0E-01	15%	4,5E-02	2,3E-01
Manganês	3,87	18.000	1,0E-03	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	6,7E-04	4,6E-02	4%	1,8E-03	3,7E-01
Selênio	0,24	18.000	1,0E-03	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	4,2E-05	5,0E-03	44%	2,2E-03	1,9E-02
Zinco	76,55	18.000	6,0E-04	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	8,0E-03	3,0E-01	20%	6,0E-02	1,3E-01

Cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm^3)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	SF dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Chumbo	0,58	18.000	1,0E-04	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	1,0E-05	3,6E-03	15%	2,4E-02	2,4E-07

Legenda		Referências
$D_{abs\text{-}agua}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Água Contaminada	Fórmula (US EPA,1989)
Cw	Concentração de Composto Químico na água	Concentração máxima detectada na água subterrânea da área
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (adulto)
PC	Constante de permeabilidade dérmica	Específico do contaminante (US EPA, 2004)
ET	Tempo de Exposição	US EPA, 2004 (adulto, tempo médio de banho)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (criança)
Via de Exposição: Inalação de Material Particulado

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	BW (kg)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	HQ inalação
Alumínio	119.000	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	15	5,0E-03	1,4E-03	**3,5E+00**
Arsênio	123	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	15	5,1E-06	1,5E+00	3,4E-06
Bário	591	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	15	2,5E-05	1,4E-04	1,8E-01
Cromo	88	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	15	3,7E-06	2,9E-05	1,3E-01
Ferro	3.800	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	15	1,6E-04	3,0E-01	5,3E-04
Mercúrio	170	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	15	7,1E-06	8,6E-05	8,2E-02
Níquel	61,3	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	15	2,6E-06	2,0E-02	1,3E-04
Zinco	673.000	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	15	2,8E-02	3,0E-01	9,3E-02

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	Risco inalação
Arsênio	123	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	6	15	70	4,4E-07	1,5E+01	6,6E-06
Cádmio	1.200	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	6	15	70	4,3E-06	6,3E+00	**2,7E-05**
Chumbo	3.800	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	6	15	70	1,4E-05	4,2E-02	5,7E-07
Cromo	88	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	6	15	70	3,1E-07	4,2E+01	**1,3E-05**
Níquel	61,3	2,5E-07	0,63	100%	4	1	1	6	15	70	2,2E-07	1,7E+00	3,7E-07

Legenda		Referências
$D_{adm-inal}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (HC, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
P	Concentração de material particulado no ar	HC, 2004 (pior caso: via não asfaltada e passagem de veículos no local)
IR	Taxa de inalação	CETESB, 2001
AF	Fator de absorção por inalação	HC, 2004 (pior caso)
D1	Horas de exposição por dia	CETESB, 2001(cenário resisencial em ambiente externo - criança)
D2	Dias de exposição por semana/7dias	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
D3	Semanas de exposição por ano/52 semanas	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
D4	Total de anos expostos ao site (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	CETESB, 2001(criança)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
LE	Tempo de expectativa de vida (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	Específico para o cenário de exposição avaliado (3)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo inalação	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico por inalação	US EPA, 1989 (D x SF)

(1) Os receptores permaneceriam no local todos os dias = 7/7
(2) Pior caso: receptores permaneceriam no local durante todo o ano = 52/52
(3) Expectativa de vida do brasileiro na região sudeste = 70 anos (IBGE, 2005)

Receptor: **Residente (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão acidental de solo**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	119.000	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,6E+00	1,0E+00	**1,6E+00**
Arsênio	123	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,6E-03	3,0E-04	**5,5E+00**
Bário	591	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	7,9E-03	2,0E-01	3,9E-02
Cádmio	1.200	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,6E-02	1,0E-03	**1,6E+01**
Chumbo	3.800	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	5,1E-02	3,6E-03	**1,4E+01**
Cobre	1.400	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,9E-02	4,0E-02	4,7E-01
Cromo	88	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,2E-03	3,0E-03	3,9E-01
Ferro	3.800	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	5,1E-02	3,0E-01	1,7E-01
Mercúrio	170	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	2,3E-03	3,0E-04	**7,6E+00**
Níquel	61,3	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	8,2E-04	2,0E-02	4,1E-02
Zinco	673.000	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	9,0E+00	3,0E-01	**3,0E+01**

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco oral
Arsênio	123	200	100%	365	6	1,0E-06	15	25.550	1,4E-04	1,5E+00	**2,1E-04**
Chumbo	3.800	200	100%	365	6	1,0E-06	15	25.550	4,3E-03	8,5E-03	**3,7E-05**

$D_{adm\text{-}solo}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (cenário residencial - criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (criança)
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989 ($1x10^{-6}$ kg/mg)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	US EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Conservadoramente considerou-se que todo solo ingerido acidentalmente seria proveniente da área.

Receptor: **Residente (criança)**
Via de Exposição: **Contato dérmico com solo contaminado**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	119.000	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	4,4E-03	1,0E+00	10%	1,0E-01	4,4E-02
Arsênio	123	2.800	0,2	0,03	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	1,4E-04	3,0E-04	41%	1,2E-04	**1,1E+00**
Bário	591	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	2,2E-05	2,0E-01	7%	1,4E-02	1,6E-03
Cádmio	1.200	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	4,5E-05	1,0E-03	1%	1,0E-05	**4,5E+00**
Chumbo	3.800	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	1,4E-04	3,6E-03	15%	5,4E-04	2,6E-01
Cobre	1.400	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	5,2E-05	4,0E-02	30%	1,2E-02	4,4E-03
Cromo	88	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	3,3E-06	3,0E-03	2%	6,0E-05	5,5E-02
Ferro	3.800	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	1,4E-04	3,0E-01	15%	4,5E-02	3,2E-03
Mercúrio	170	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	6,3E-06	3,0E-04	7%	2,1E-05	3,0E-01
Níquel	61,3	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	2,3E-06	2,0E-02	27%	5,4E-03	4,2E-04
Zinco	673.000	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	2,5E-02	3,0E-01	20%	6,0E-02	4,2E-01

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	ABS_{GI}	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco dérmico
Arsênio	123	2.800	0,2	0,03	365	6	1	1,0E-06	60	25.550	3,0E-06	1,5E+00	41%	3,7E+00	**1,1E-05**
Chumbo	3.800	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	60	25.550	3,0E-06	8,5E-03	15%	5,7E-02	1,7E-07

Legenda		Referências
$D_{abs-solo}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Solo Contaminado	Fórmula (US EPA, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (criança, cenário residencial)
AF	Fator de aderência do solo a pele	US EPA, 2004 (criança, cenário residencial)
ABS	Fração absorvida pela pele	RAIS (http://rais.ornl.gov/index.shtml)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (criança)
EV	Frequência dos eventos	US EPA, 2004
CF	Fator de Conversão	US EPA, 2004
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004) (3)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: **Residente (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de vegetais (folhas) irrigados com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cv (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	72,1	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,2E-03	1,0E+00	1,2E-03
Arsênio	0,7	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,2E-05	3,0E-04	4,0E-02
Bário	13,3	0,00049	50%	365	6	15	2.190	2,2E-04	2,0E-01	1,1E-03
Cádmio	141,7	0,00049	50%	365	6	15	2.190	2,3E-03	1,0E-03	**2,3E+00**
Chumbo	29,2	0,00049	50%	365	6	15	2.190	4,8E-04	3,6E-03	1,3E-01
Cobalto	0,0	0,00049	50%	365	6	15	2.190	6,6E-08	2,0E-02	3,3E-06
Cobre	84,0	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,4E-03	4,0E-02	3,4E-02
Cromo	0,1	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,6E-06	3,0E-03	5,4E-04
Ferro	3,2	0,00049	50%	365	6	15	2.190	5,2E-05	3,0E-01	1,7E-04
Manganês	9,4	0,00049	50%	365	6	15	2.190	1,5E-04	4,6E-02	3,3E-03
Mercúrio	23,0	0,00049	50%	365	6	15	2.190	3,7E-04	3,0E-04	**1,2E+00**
Níquel	0,6	0,00049	50%	365	6	15	2.190	9,0E-06	2,0E-02	4,5E-04
Selênio	0,0	0,00049	50%	365	6	15	2.190	7,4E-08	5,0E-03	1,5E-05
Zinco	152.492,9	0,00049	50%	365	6	15	2.190	2,5E+00	3,0E-01	**8,3E+00**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,7	0,00049	50%	365	6	15	25.550	1,0E-06	1,5E+00	1,5E-06
Chumbo	29,2	0,00049	50%	365	6	15	25.550	4,1E-05	8,5E-03	3,5E-07

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de hortaliças contaminadas	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químicoem hortaliças	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para os vegetais
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere hortaliças de outras fontes também, compram grande parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de folhas todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: **Residente (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de vegetais (frutos) irrigados com água contaminada**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cv (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	11,7	0,00456	50%	365	6	15	2.190	1,8E-03	1,0E+00	1,8E-03
Arsênio	0,1	0,00456	50%	365	6	15	2.190	1,7E-05	3,0E-04	5,6E-02
Bário	1,3	0,00456	50%	365	6	15	2.190	2,0E-04	2,0E-01	1,0E-03
Cádmio	38,6	0,00456	50%	365	6	15	2.190	5,9E-03	1,0E-03	**5,9E+00**
Chumbo	5,8	0,00456	50%	365	6	15	2.190	8,9E-04	3,6E-03	2,5E-01
Cobalto	0,0	0,00456	50%	365	6	15	2.190	2,2E-07	2,0E-02	1,1E-05
Cobre	52,5	0,00456	50%	365	6	15	2.190	8,0E-03	4,0E-02	2,0E-01
Cromo	0,1	0,00456	50%	365	6	15	2.190	9,0E-06	3,0E-03	3,0E-03
Ferro	0,8	0,00456	50%	365	6	15	2.190	1,2E-04	3,0E-01	4,0E-04
Manganês	1,9	0,00456	50%	365	6	15	2.190	2,9E-04	4,6E-02	6,2E-03
Mercúrio	5,1	0,00456	50%	365	6	15	2.190	7,8E-04	3,0E-04	**2,6E+00**
Níquel	0,6	0,00456	50%	365	6	15	2.190	8,4E-05	2,0E-02	4,2E-03
Selênio	0,0	0,00456	50%	365	6	15	2.190	6,8E-07	5,0E-03	1,4E-04
Zinco	91.495,7	0,00456	50%	365	6	15	2.190	1,4E+01	3,0E-01	**4,6E+01**

Cancerígenos

Parâmetros	Cc (mg/kg)	IR (kg/refeição)	FI	EF (refeições/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}alimento}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Arsênio	0,1	0,00456	50%	365	6	15	25.550	1,4E-06	1,5E+00	2,2E-06
Chumbo	5,8	0,00456	50%	365	6	15	25.550	7,6E-05	8,5E-03	6,5E-07

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}alimento}$	Dose administrada por ingestão de vegetais contaminados	Fórmula (US EPA,1989)
Cg	Concentração de Composto Químico em vegetais (frutos)	Resultado da modelagem de transporte de contaminantes da água para os vegetais
IR	Razão de ingestão	US EPA, 1997 (criança)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) A população local ingere vegetais de outras fontes também, compram grande parte no mercado.
(2) Pior caso: ingestão de vegetais todos os dias do ano
nd: não determinado devido a indisponibilidade de fator de bioconcentração

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: **Residente (criança)**
Via de Exposição: **Ingestão de água subterrânea**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	0,8	1	365	6	15	2.190	5,3E-02	1,0E+00	5,3E-02
Cádmio	6,9	1	365	6	15	2.190	4,6E-01	5,0E-04	**9,2E+02**
Chumbo	0,58	1	365	6	15	2.190	3,9E-02	3,6E-03	**1,1E+01**
Cobalto	0,03	1	365	6	15	2.190	2,0E-03	2,0E-02	1,0E-01
Ferro	60,53	1	365	6	15	2.190	4,0E+00	3,0E-01	**1,3E+01**
Manganês	3,87	1	365	6	15	2.190	2,6E-01	4,6E-02	**5,6E+00**
Selênio	0,24	1	365	6	15	2.190	1,6E-02	5,0E-03	**3,2E+00**
Zinco	76,55	1	365	6	15	2.190	5,1E+00	3,0E-01	**1,7E+01**

Cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	Risco oral
Chumbo	0,58	1	365	6	15	25.550	3,3E-03	8,5E-03	**2,8E-05**

Legenda		Referências
$D_{adm\text{-}agua}$	Dose administrada por Ingestão de água	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico na água	Concentração máxima detectada na água subterrânea da área
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (cenário residencial - criança)
EF	Freqüência de Exposição	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
AT	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Beberiam água subterrânea todos os dias do ano

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: **Residente (criança)**
Via de Exposição: **Contato dérmico com água subterrânea durante o banho (chuveiro)**

Não-cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm^3)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	0,8	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	3,5E-04	1,0E+00	10%	1,0E-01	3,5E-03
Cádmio	6,9	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	3,0E-03	5,0E-04	1%	5,0E-06	**6,1E+02**
Chumbo	0,58	6.600	1,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	2,6E-05	3,6E-03	15%	5,4E-04	4,7E-02
Cobalto	0,03	6.600	4,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	5,3E-06	2,0E-02	80%	1,6E-02	3,3E-04
Ferro	60,53	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	2,7E-02	3,0E-01	15%	4,5E-02	5,9E-01
Manganês	3,87	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	1,7E-03	4,6E-02	4%	1,8E-03	9,3E-01
Selênio	0,24	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	1,1E-04	5,0E-03	44%	2,2E-03	4,8E-02
Zinco	76,55	6.600	6,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	2,0E-02	3,0E-01	20%	6,0E-02	3,4E-01

Cancerígenos

Contaminante	Cw (mg/L)	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm^3)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs\text{-}água}$ (mg/kg-dia)	SF oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	SF dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Chumbo	0,58	6.600	1,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	2,6E-05	3,6E-03	15%	2,4E-02	6,1E-07

Legenda		Referências
$D_{abs\text{-}agua}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Água Contaminada	Fórmula (US EPA,1989)
Cw	Concentração de Composto Químico na água	Concentração máxima detectada na água subterrânea da área
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (criança)
PC	Constante de permeabilidade dérmica	Específico do contaminante (US EPA, 2004)
ET	Tempo de Exposição	US EPA, 2004 (criança, tempo médio de banho)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

CÁLCULO DO RISCO À SAÚDE HUMANA – CENÁRIO INDUSTRIAL

Cenário hipotético futuro: Uso industrial
Receptor: Trabalhador
Via de Exposição: Inalação de Material Particulado

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	BW (kg)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	HQ inalação
Alumínio	119.000	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	6,0E-04	1,4E-03	4,3E-01
Arsênio	123	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	6,2E-07	1,5E+00	4,1E-07
Bário	591	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	3,0E-06	1,4E-04	2,1E-02
Cromo	88	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	4,4E-07	2,9E-05	1,5E-02
Ferro	3.800	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	1,9E-05	3,0E-01	6,4E-05
Mercúrio	170	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	8,6E-07	8,6E-05	1,0E-02
Níquel	61,3	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	3,1E-07	2,0E-02	1,5E-05
Zinco	673.000	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	3,4E-03	3,0E-01	1,1E-02

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	$D_{adm-inal}$ (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	Risco inalação
Arsênio	123	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	25	60	70	2,2E-07	1,5E+01	3,3E-06
Cádmio	1.200	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	25	60	70	2,2E-06	6,3E+00	**1,4E-05**
Chumbo	3.800	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	25	60	70	6,9E-06	4,2E-02	2,9E-07
Cromo	88	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	25	60	70	1,6E-07	4,2E+01	6,7E-06
Níquel	61,3	2,5E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	25	60	70	1,1E-07	1,7E+00	1,9E-07

Legenda		Referências
$D_{adm-inal}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (HC, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
P	Concentração de material particulado no ar	HC, 2004 (pior caso: via não asfaltada e passagem de veículos no local)
IR	Taxa de inalação	CETESB, 2001 (adulto)
AF	Fator de absorção por inalação	HC, 2004 (pior caso)
D1	Horas de exposição por dia	CETESB, 2001(cenário industrial em ambiente externo - adulto)
D2	Dias de exposição por semana/7dias	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
D3	Semanas de exposição por ano/52 semanas	Específico para o cenário de exposição avaliado (2)
D4	Total de anos expostos ao site (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	CETESB, 2001(cenário industrial - adulto)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
LE	Tempo de expectativa de vida (utilizado apenas para avaliação carcinogênica)	Específico para o cenário de exposição avaliado (5)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo inalação	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico por inalação	US EPA, 1989 (D x SF)

(1) Os trabalhadores trabalhariam apenas nos dias de semana = 5/7
(2) Descontando-se o período de férias (4 semanas/ano) = 48/52
(3) Expectativa de vida do brasileiro na região sudeste = 70 anos (IBGE, 2005)

Receptor: **Trabalhador**
Via de Exposição: **Ingestão acidental de solo**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{adm\text{-}solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	HQ oral
Alumínio	119.000	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	9,9E-02	1,0E+00	9,9E-02
Arsênio	123	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	1,0E-04	3,0E-04	3,4E-01
Bário	591	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	4,9E-04	2,0E-01	2,5E-03
Cádmio	1.200	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	1,0E-03	1,0E-03	1,0E+00
Chumbo	3.800	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	3,2E-03	3,6E-03	8,8E-01
Cobre	1.400	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	1,2E-03	4,0E-02	2,9E-02
Cromo	88	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	7,3E-05	3,0E-03	2,4E-02
Ferro	3.800	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	3,2E-03	3,0E-01	1,1E-02
Mercúrio	170	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	1,4E-04	3,0E-04	4,7E-01
Níquel	61,3	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	5,1E-05	2,0E-02	2,6E-03
Zinco	673.000	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	5,6E-01	3,0E-01	**1,9E+00**

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{adm\text{-}solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco oral
Arsênio	123	50	100%	365	25	1,0E-06	60	25.550	3,7E-05	1,5E+00	**5,5E-05**
Chumbo	3.800	50	100%	365	25	1,0E-06	60	25.550	1,1E-03	8,5E-03	9,6E-06

$D_{adm\text{-}solo}$	Dose administrada por Ingestão acidental de solo	Fórmula (US EPA,1989)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
IR	Taxa de ingestão	CETESB, 2001 (cenário industrial -adulto)
FI	Fração ingerida proveniente da fonte contaminada	Específico para o cenário de exposição avaliado (1)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário industrial)
CF	Fator de Conversão	US EPA, 1989 ($1x10^{-6}$ kg/mg)
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	US EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	US EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
RfD	Dose de Referência	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
SF	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
HQ	Quociente de perigo oral	US EPA, 1989 (D / RfD)
Risco	Risco carcinogênico oral	US EPA, 1989 (D / RfD)

(1) Conservadoramente considerou-se que todo solo ingerido acidentalmente seria proveniente da área.

Receptor: **Trabalhador**
Via de Exposição: **Contato dérmico com solo contaminado**

Não-cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg/dia)	ABS_{GI}	RfD dérmico (mg/kg/dia)	HQ dérmico
Alumínio	119.000	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	1,3E-03	1,0E+00	10%	1,0E-01	1,3E-02
Arsênio	123	3.300	0,2	0,03	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	4,1E-05	3,0E-04	41%	1,2E-04	3,3E-01
Bário	591	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	6,5E-06	2,0E-01	7%	1,4E-02	4,6E-04
Cádmio	1.200	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	1,3E-05	1,0E-03	1%	1,0E-05	**1,3E+00**
Chumbo	3.800	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	4,2E-05	3,6E-03	15%	5,4E-04	7,7E-02
Cobre	1.400	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	1,5E-05	4,0E-02	30%	1,2E-02	1,3E-03
Cromo	88	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	9,7E-07	3,0E-03	2%	6,0E-05	1,6E-02
Ferro	3.800	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	4,2E-05	3,0E-01	15%	4,5E-02	9,3E-04
Mercúrio	170	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	1,9E-06	3,0E-04	7%	2,1E-05	8,9E-02
Níquel	61,3	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	6,7E-07	2,0E-02	27%	5,4E-03	1,2E-04
Zinco	673.000	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	7,4E-03	3,0E-01	20%	6,0E-02	1,2E-01

Cancerígenos

Parâmetros	Cs (mg/kg)	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$D_{abs-solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	ABS_{GI}	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	Risco dérmico
Arsênio	123	3.300	0,2	0,03	365	25	1	1,0E-06	60	25.550	1,4E-05	1,5E+00	41%	3,7E+00	**5,3E-05**
Chumbo	3.800	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	25.550	1,5E-05	8,5E-03	15%	5,7E-02	8,5E-07

Legenda		Referências
$D_{abs-solo}$	Dose absorvida por Contato Dérmico com Solo Contaminado	Fórmula (US EPA, 2004)
Cs	Concentração de Composto Químico no solo	Concentração máxima detectada no solo da área avaliada
SA	Superfície da Pele Disponível para Contato	US EPA, 2004 (adulto, cenário industrial)
AF	Fator de aderência do solo a pele	US EPA, 2004 (adulto, cenário industrial)
ABS	Fração absorvida pela pele	RAIS (http://rais.ornl.gov/index.shtml)
EF	Freqüência de Exposição	CETESB, 2001
ED	Duração da Exposição	CETESB, 2001 (cenário industrial)
EV	Frequência dos eventos	US EPA, 2004
CF	Fator de Conversão	US EPA, 2004
BW	Peso Corpóreo	CETESB, 2001
Atnc	Período de Exposição - não cancerígenos	EPA, 1989 (ED anos x 365 dias)
Atc	Período de Exposição - cancerígenos	EPA, 1989 (70 anos x 365 dias)
SF_{oral}	Dose de Referência via oral	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
RfD_{oral}	Slope factor - fator de carcinogenicidade	Vide Secção "Valores de Referência de Toxicidade"
ABS_{GI}	Fração do contaminante absorvido no sistema gastro intestinal	Específico do contaminante (US EPA, 2004) (3)
$RfD_{dérmico}$	Valor de referencia via dermal (derivado da oral): RfDoral x ABS_{GI}	US EPA, 2004
$SF_{dérmico}$	Fator de carcinogenicidade via dermal (derivado da oral): SForal / ABS_{GI}	US EPA, 2004
HQ	Quociente de perigo dérmico	US EPA, 1989 (D/ RfD)
Risco	Risco cancerígeno dérmico	US EPA, 1989 (D x SF)

APÊNDICE III

CÁLCULO DAS METAS DE REMEDIAÇÃO BASEADAS EM RISCO (MRBR)

MRBR – CENÁRIO AGRÍCOLA

SOLO

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (criança)

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2 (dias/sem.)	D3 (sem./ano)	BW (kg)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,63	100%	6	1	1	15	6,3E-08

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	300	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	2,0E-05

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	3,7E-08

MRBR Solo - Não Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Solo (mg/kg)
Alumínio	6,3E-08	1,4E-03	2,0E-05	1,0E+00	3,7E-08	1,0E-01	1	1,5E+04
Arsênio	6,3E-08	1,5E+00	2,0E-05	3,0E-04	3,7E-08	1,2E-04	1	1,5E+01
Cádmio			2,0E-05	1,0E-03	3,7E-08	1,0E-05	1	5,0E+01
Chumbo			2,0E-05	3,6E-03	3,7E-08	5,4E-04	1	1,8E+02
Cobre			2,0E-05	4,0E-02	3,7E-08	1,2E-02	1	2,0E+03
Cromo	6,3E-08	2,9E-05	2,0E-05	3,0E-03	3,7E-08	6,0E-05	1	1,1E+02
Mercúrio	6,3E-08	8,6E-05	2,0E-05	3,0E-04	3,7E-08	2,1E-05	1	1,4E+01
Zinco	6,3E-08	3,0E-01	2,0E-05	3,0E-01	3,7E-08	6,0E-02	1	1,5E+04

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (criança)

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,63	100%	6	1	1	6	15	70	5,4E-09

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	300	100%	365	6	1,0E-06	15	25.550	1,7E-06

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	25.550	3,2E-09

MRBR Solo - Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	MRBR Solo (mg/kg)
Arsênio	5,4E-09	1,5E+01	1,7E-06	1,5E+00	3,2E-09	3,7E+00	1,00E-05	3,8E+00
Cádmio	5,4E-09	6,3E+00					1,00E-05	3,0E+02
Chumbo	5,4E-09	4,2E-02	1,7E-06	8,5E-03	3,2E-09	5,7E-02	1,00E-05	6,7E+02
Cromo	5,4E-09	4,2E+01					1,00E-05	4,4E+01

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (adulto)

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2 (dias/sem.)	D3 (sem./ano)	BW (kg)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	0,00000025	0,92	100%	10	1	1	60	3,8E-08

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	150	100%	365	58	1,0E-06	60	21.170	2,5E-06

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	21.170	6,7E-09

MRBR Solo - Não Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Solo (mg/kg)
Alumínio	3,8E-08	1,4E-03	2,5E-06	1,0E+00	6,7E-09	1,0E-01	1	3,4E+04
Arsênio	3,8E-08	1,5E+00	2,5E-06	3,0E-04	6,7E-09	1,2E-04	1	1,2E+02
Cádmio			2,5E-06	1,0E-03	6,7E-09	1,0E-05	1	4,0E+02
Chumbo			2,5E-06	3,6E-03	6,7E-09	5,4E-04	1	1,4E+03
Cobre			2,5E-06	4,0E-02	6,7E-09	1,2E-02	1	1,6E+04
Cromo	3,8E-08	2,9E-05	2,5E-06	3,0E-03	6,7E-09	6,0E-05	1	4,4E+02
Mercúrio	3,8E-08	8,6E-05	2,5E-06	3,0E-04	6,7E-09	2,1E-05	1	1,1E+02
Zinco	3,8E-08	3,0E-01	2,5E-06	3,0E-01	6,7E-09	6,0E-02	1	1,2E+05

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (adulto)

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,92	100%	10	1	1	6	60	70	3,3E-09

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	150	100%	365	58	1,0E-06	60	25.550	2,1E-06

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	5.700	0,07	0,001	365	58	1	1,0E-06	60	25.550	5,5E-09

MRBR Solo - Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	MRBR Solo (mg/kg)
Arsênio	3,3E-09	1,5E+01	2,1E-06	1,5E+00	5,5E-09	3,7E+00	1,00E-05	3,1E+00
Cádmio	3,3E-09	6,3E+00					1,00E-05	4,8E+02
Chumbo	3,3E-09	4,2E-02	2,1E-06	8,5E-03	5,5E-09	5,7E-02	1,00E-05	5,5E+02
Cromo	3,3E-09	4,2E+01					1,00E-05	7,2E+01

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

MRBR_Solo_Agrícola

Parâmetros	MRBR Não-Cancerígeno Criança	MRBR Cancerígeno Criança	MRBR Não-Cancerígeno Adulto	MRBR Cancerígeno Adulto	MRBR Agrícola
Alumínio	1,5E+04		3,4E+04		1,5E+04
Arsênio	1,5E+01	3,8E+00	1,2E+02	3,1E+00	3,1E+00
Cádmio	5,0E+01	3,0E+02	4,0E+02	4,8E+02	5,0E+01
Chumbo	1,8E+02	6,7E+02	1,4E+03	5,5E+02	1,8E+02
Cobre	2,0E+03		1,6E+04		2,0E+03
Cromo	1,1E+02	4,4E+01	4,4E+02	7,2E+01	4,4E+01
Mercúrio	1,4E+01		1,1E+02		1,4E+01
Zinco	1,5E+04		1,2E+05		1,5E+04

Cenário Agrícola
MRBR_Ecológico_Gado

Gado leiteiro

Parâmetros	HQ	VTR	PC	TC	MRBR Gado leiteiro
Alumínio	10	1,9	862	90	182
Zinco	10	75	962	90	8017

Gado de corte

Parâmetros	HQ	VTR	PC	TC	MRBR Gado de corte
Alumínio	10	1,9	730	50	277
Zinco	10	75	730	50	10950

Cenário Agrícola
MRBR_Ecológico_Organismos Terrestres

Metais	VTR (mg/kg) Plantas	VTR (mg/kg) Invertebrados	VTR (mg/kg) Microrganismos	VTR (mg/kg) Peq. Mamíferos	MRBR Organismos terrestres
Alumínio	50	600	600	107	50
Cádmio	32	140	20	0,36	0,36
Chumbo	120	1.700	900	56	56
Cobre	70	80	100	49	49
Cromo	1	0,4	10	34	0,4
Ferro	10	200	200	nd	10
Manganês	200	450	100	4.000	100
Mercúrio	0,3	0,1	30	73	0,1
Zinco	160	120	100	79	79

MRBR – CENÁRIO AGRÍCOLA

ÀGUA SUBTERRÂNEA

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (criança)

Via de Exposição	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de água	1	365	6	15	2.190	6,7E-02

Via de Exposição	SA (cm^2)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF ($1L/1000cm^3$)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico água	6.600	4,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	1,8E-04

MRBR Água subterrânea - Não Cancerígenos

Parâmetros	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Água (mg/kg)
Cádmio	6,7E-02	1,0E-03	1,8E-04	1,0E-05	1	1,2E-02
Chumbo	6,7E-02	3,6E-03	1,8E-04	5,4E-04	1	5,3E-02
Ferro	6,7E-02	3,0E-01	1,8E-04	4,5E-02	1	4,4E+00
Manganês	6,7E-02	1,4E-01	1,8E-04	1,8E-03	1	1,7E+00
Selênio	6,7E-02	5,0E-03	1,8E-04	2,2E-03	1	7,5E-02
Zinco	6,7E-02	3,0E-01	1,8E-04	6,0E-02	1	4,4E+00

Legenda		Referências
$IF_{ing-água}$	Fator de ingresso via ingestão de água	F'órmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=água}$	Fator de ingresso via contato dérmico com água	F'órmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Água	Meta de remediação com base no risco para água	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (criança)

Via de Exposição	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de água	1	365	6	15	25.550	5,7E-03

Via de Exposição	SA (cm^2)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF ($1L/1000cm^3$)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico água	6.600	4,0E-04	1	365	6	1,0E-03	15	25.550	1,5E-05

MRBR Água Subterrânea - Cancerígenos

Parâmetros	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg-dia)^{-1}$	MRBR Água (mg/kg)
Chumbo	5,7E-03	8,5E-03	1,5E-05	5,7E-02	1,00E-05	2,0E-01

Legenda		Referências
$IF_{ing-água}$	Fator de ingresso via ingestão de água	F'órmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=água}$	Fator de ingresso via contato dérmico com água	F'órmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Água	Meta de remediação com base no risco para água	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (adulto)

Via de Exposição	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de água	2	365	58	60	21.170	3,3E-02

Via de Exposição	SA (cm^2)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF ($1L/1000cm^3$)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico água	18.000	1,0E-03	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	1,7E-04

MRBR Água subterrânea - Não Cancerígenos

Parâmetros	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Água (mg/kg)
Cádmio	3,3E-02	1,0E-03	1,7E-04	1,0E-05	1	2,0E-02
Chumbo	3,3E-02	3,6E-03	1,7E-04	5,4E-04	1	1,0E-01
Ferro	3,3E-02	3,0E-01	1,7E-04	4,5E-02	1	8,7E+00
Manganês	3,3E-02	1,4E-01	1,7E-04	1,8E-03	1	3,0E+00
Selênio	3,3E-02	5,0E-03	1,7E-04	2,2E-03	1	1,5E-01
Zinco	3,3E-02	3,0E-01	1,7E-04	6,0E-02	1	8,8E+00

Legenda		Referências
$IF_{ing-água}$	Fator de ingresso via ingestão de água	F'órmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=água}$	Fator de ingresso via contato dérmico com água	F'órmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Água	Meta de remediação com base no risco para água	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso agrícola
Receptor: Trabalhador rural (adulto)

Via de Exposição	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de água	2	365	58	60	21.170	3,3E-02

Via de Exposição	SA (cm²)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (1L/1000cm^3)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico água	18.000	1,0E-03	0,58	365	58	1,0E-03	60	21.170	1,7E-04

MRBR Água Subterrânea - Cancerígenos

Parâmetros	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg-dia)^{-1}$	MRBR Água (mg/kg)
Chumbo	3,3E-02	8,5E-03	1,7E-04	5,7E-02	1,00E-05	3,4E-02

Legenda		Referências
$IF_{ing-água}$	Fator de ingresso via ingestão de água	F'órmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=água}$	Fator de ingresso via contato dérmico com água	F'órmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Água	Meta de remediação com base no risco para água	Fórmula: CETESB (2001)

MRBR – CENÁRIO RESIDENCIAL

SOLO

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (criança)

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2 (dias/sem.)	D3 (sem./ano)	BW (kg)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,63	100%	6	1	1	15	6,3E-08

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	200	100%	365	6	1,0E-06	15	2.190	1,3E-05

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	2.190	3,7E-08

MRBR Solo - Não Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Solo (mg/kg)
Alumínio	6,3E-08	1,4E-03	1,3E-05	1,0E+00	3,7E-08	1,0E-01	1	1,7E+04
Arsênio	6,3E-08	1,5E+00	1,3E-05	3,0E-04	3,7E-08	1,2E-04	1	2,2E+01
Cádmio			1,3E-05	1,0E-03	3,7E-08	1,0E-05	1	7,5E+01
Chumbo			1,3E-05	3,6E-03	3,7E-08	5,4E-04	1	2,7E+02
Cromo	6,3E-08	2,9E-05	1,3E-05	3,0E-03	3,7E-08	6,0E-05	1	1,4E+02
Mercúrio	6,3E-08	8,6E-05	1,3E-05	3,0E-04	3,7E-08	2,1E-05	1	2,1E+01
Zinco	6,3E-08	3,0E-01	1,3E-05	3,0E-01	3,7E-08	6,0E-02	1	2,2E+04

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (criança)

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,63	100%	6	1	1	6	15	70	5,4E-09

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	200	100%	365	6	1,0E-06	15	25.550	1,1E-06

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	2.800	0,2	0,001	365	6	1	1,0E-06	15	25.550	3,2E-09

MRBR Solo - Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	MRBR Solo (mg/kg)
Arsênio	5,4E-09	1,5E+01	1,1E-06	1,5E+00	3,2E-09	3,7E+00	1,00E-05	5,5E+00
Cádmio	5,4E-09	6,3E+00					1,00E-05	3,0E+02
Chumbo	5,4E-09	4,2E-02	1,1E-06	8,5E-03	3,2E-09	5,7E-02	1,00E-05	9,9E+02
Cromo	5,4E-09	4,2E+01					1,00E-05	4,4E+01

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (adulto)

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2 (dias/sem.)	D3 (sem./ano)	BW (kg)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,92	100%	2	1	1	60	7,6E-09

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	100	100%	365	24	1,0E-06	60	8.760	1,7E-06

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	8.760	6,7E-09

MRBR Solo - Não Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Solo (mg/kg)
Alumínio	7,6E-09	1,4E-03	1,7E-06	1,0E+00	6,7E-09	1,0E-01	1	1,4E+05
Arsênio	7,6E-09	1,5E+00	1,7E-06	3,0E-04	6,7E-09	1,2E-04	1	1,8E+02
Cádmio			1,7E-06	1,0E-03	6,7E-09	1,0E-05	1	6,0E+02
Chumbo			1,7E-06	3,6E-03	6,7E-09	5,4E-04	1	2,2E+03
Cromo	7,6E-09	2,9E-05	1,7E-06	3,0E-03	6,7E-09	6,0E-05	1	1,1E+03
Mercúrio	7,6E-09	8,6E-05	1,7E-06	3,0E-04	6,7E-09	2,1E-05	1	1,7E+02
Zinco	7,6E-09	3,0E-01	1,7E-06	3,0E-01	6,7E-09	6,0E-02	1	1,8E+05

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (adulto)

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,92	100%	2	1	1	24	60	70	2,6E-09

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	100	100%	365	24	1,0E-06	60	25.550	5,7E-07

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	5.700	0,07	0,001	365	24	1	1,0E-06	60	25.550	2,3E-09

MRBR Solo - Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	MRBR Solo (mg/kg)
Arsênio	2,6E-09	1,5E+01	5,7E-07	1,5E+00	2,3E-09	3,7E+00	1,00E-05	1,1E+01
Cádmio	2,6E-09	6,3E+00					1,00E-05	6,0E+02
Chumbo	2,6E-09	4,2E-02	5,7E-07	8,5E-03	2,3E-09	5,7E-02	1,00E-05	2,0E+03
Cromo	2,6E-09	4,2E+01					1,00E-05	9,1E+01

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

MRBR_Solo_Residencial

Parâmetros	MRBR Não-Cancerígeno Criança	MRBR Cancerígeno Criança	MRBR Não-Cancerígeno Adulto	MRBR Cancerígeno Adulto	MRBR residencial
Alumínio	1,7E+04		1,4E+05		1,7E+04
Arsênio	2,2E+01	5,5E+00	1,8E+02	1,1E+01	5,5E+00
Cádmio	7,5E+01	3,0E+02	6,0E+02	6,0E+02	7,5E+01
Chumbo	2,7E+02	9,9E+02	2,2E+03	2,0E+03	2,7E+02
Cromo	1,4E+02	4,4E+01	1,1E+03	9,1E+01	4,4E+01
Mercúrio	2,1E+01		1,7E+02		2,1E+01
Zinco	2,2E+04		1,8E+05		2,2E+04

MRBR – CENÁRIO RESIDENCIAL

ÁGUA SUBTERRÂNEA

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (criança)

Via de Exposição	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de água	1	365	6	15	2.190	6,7E-02

Via de Exposição	SA (cm^2)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF ($1L/1000cm^3$)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico água	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	2.190	4,4E-04

MRBR Água subterrânea - Não Cancerígenos

Parâmetros	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Água (mg/kg)
Cádmio	6,7E-02	1,0E-03	4,4E-04	1,0E-05	1	9,0E-03
Chumbo	6,7E-02	3,6E-03	4,4E-04	5,4E-04	1	5,2E-02
Ferro	6,7E-02	3,0E-01	4,4E-04	4,5E-02	1	4,3E+00
Manganês	6,7E-02	1,4E-01	4,4E-04	1,8E-03	1	1,4E+00
Selênio	6,7E-02	5,0E-03	4,4E-04	2,2E-03	1	7,4E-02
Zinco	6,7E-02	3,0E-01	4,4E-04	6,0E-02	1	4,4E+00

Legenda		Referências
$IF_{ing-água}$	Fator de ingresso via ingestão de água	F'órmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=água}$	Fator de ingresso via contato dérmico com água	F'órmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Água	Meta de remediação com base no risco para água	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (criança)

Via de Exposição	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de água	1	365	6	15	25.550	5,7E-03

Via de Exposição	SA (cm^2)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF ($1L/1000cm^3$)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico água	6.600	1,0E-03	1	365	6	1,0E-03	15	25.550	3,8E-05

MRBR Água Subterrânea - Cancerígenos

Parâmetros	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg-dia)^{-1}$	MRBR Água (mg/kg)
Chumbo	5,7E-03	8,5E-03	3,8E-05	5,7E-02	1,00E-05	2,0E-01

Legenda		Referências
$IF_{ing-água}$	Fator de ingresso via ingestão de água	F'órmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=água}$	Fator de ingresso via contato dérmico com água	F'órmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Água	Meta de remediação com base no risco para água	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (adulto)

Via de Exposição	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de água	1	365	24	60	8.760	1,7E-02

Via de Exposição	SA (cm^2)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF ($1L/1000cm^3$)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico água	18.000	1,0E-03	0,58	365	24	1,0E-03	60	8.760	1,7E-04

MRBR Água subterrânea - Não Cancerígenos

Parâmetros	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Água (mg/kg)
Cádmio	1,7E-02	1,0E-03	1,7E-04	1,0E-05	1	2,9E-02
Chumbo	1,7E-02	3,6E-03	1,7E-04	5,4E-04	1	2,0E-01
Ferro	1,7E-02	3,0E-01	1,7E-04	4,5E-02	1	1,7E+01
Manganês	1,7E-02	1,4E-01	1,7E-04	1,8E-03	1	4,7E+00
Selênio	1,7E-02	5,0E-03	1,7E-04	2,2E-03	1	2,9E-01
Zinco	1,7E-02	3,0E-01	1,7E-04	6,0E-02	1	1,7E+01

Legenda		Referências
$IF_{ing-água}$	Fator de ingresso via ingestão de água	F'órmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=água}$	Fator de ingresso via contato dérmico com água	F'órmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Água	Meta de remediação com base no risco para água	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso residencial
Receptor: Residente (adulto)

Via de Exposição	IR (L/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de água	1	365	24	60	25.550	5,7E-03

Via de Exposição	SA (cm^2)	PC (cm/h)	ET (h/dia)	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF ($1L/1000cm^3$)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico água	18.000	1,0E-03	0,58	365	24	1,0E-03	60	25.550	6,0E-05

MRBR Água Subterrânea - Cancerígenos

Parâmetros	$IF_{ing-água}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-água}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg-dia)^{-1}$	MRBR Água (mg/kg)
Chumbo	5,7E-03	8,5E-03	6,0E-05	5,7E-02	1,00E-05	1,9E-01

Legenda		Referências
$IF_{ing-água}$	Fator de ingresso via ingestão de água	F'órmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=água}$	Fator de ingresso via contato dérmico com água	F'órmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Água	Meta de remediação com base no risco para água	Fórmula: CETESB (2001)

MRBR – CENÁRIO INDUSTRIAL

SOLO

Cenário hipotético futuro: Uso industrial
Receptor: Trabalhador industrial

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2 (dias/sem.)	D3 (sem./ano)	BW (kg)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	60	5,0E-09

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	50	100%	365	25	1,0E-06	60	9.125	8,3E-07

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATnc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	9.125	1,1E-08

MRBR Solo - Não Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	RfD inal (mg/kg-dia)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	RfD oral (mg/kg-dia)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	RfD dérmico (mg/kg-dia)	MHI (mg/kg-dia)	MRBR Solo (mg/kg)
Arsênio	5,0E-09	1,5E+00	8,3E-07	3,0E-04	1,1E-08	1,2E-04	1	3,5E+02
Cádmio			8,3E-07	1,0E-03	1,1E-08	1,0E-05	1	1,2E+03
Chumbo			8,3E-07	3,6E-03	1,1E-08	5,4E-04	1	4,3E+03
Zinco	5,0E-09	3,0E-01	8,3E-07	3,0E-01	1,1E-08	6,0E-02	1	3,4E+05

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MHI	Índice de perigo meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

Cenário hipotético futuro: Uso industrial
Receptor: Trabalhador industrial

Via de Exposição	P (kg/m³)	IR (m³/h)	AF	D1 (h/dia)	D2	D3	D4 (anos)	BW (kg)	LE (anos)	IF_{inal} (mg/kg-dia)
IF inalação	2,50E-07	0,92	100%	2	0,71	0,92	25	60	70	1,8E-09

Via de Exposição	IR (mg/dia)	FI	EF (dias/ano)	ED (anos)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)
IF ingestão de solo	50	100%	365	25	1,0E-06	60	25.550	3,0E-07

Via de Exposição	SA (cm²)	AF (mg/cm²-evento)	ABS	EF (dias/ano)	ED (anos)	EV (eventos/dia)	CF (kg/mg)	BW (kg)	ATc (dias)	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)
IF cont. dérmico solo	3.300	0,2	0,001	365	25	1	1,0E-06	60	25.550	3,9E-09

MRBR Solo - Cancerígenos

Parâmetros	IF_{inal} (mg/kg-dia)	SF inal $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	$IF_{ing.solo}$ (mg/kg-dia)	SF oral $(mg/kg/dia)^{-1}$	$IF_{CD-solo}$ (mg/kg-dia)	SF dérmico $(mg/kg/dia)^{-1}$	MRisco $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$	MRBR Solo (mg/kg)
Arsênio	1,8E-09	1,5E+01	3,0E-07	1,5E+00	3,9E-09	3,7E+00	1,00E-05	2,0E+01
Cádmio	1,8E-09	6,3E+00					1,00E-05	8,8E+02
Chumbo	1,8E-09	4,2E-02	3,0E-07	8,5E-03	3,9E-09	5,7E-02	1,00E-05	3,5E+03

Legenda		Referências
IF_{inal}	Fator de ingresso via inalação de material particulado	Fórmula: HC (2004)
$IF_{ing-solo}$	Fator de ingresso via ingestão de solo	Fórmula: US EPA (1989)
$IF_{CD=solo}$	Fator de ingresso via contato dérmico com solo	Fórmula: US EPA (2004)
MRisco	Risco meta	CETESB (2006)
MRBR Solo	Meta de remediação com base no risco para solo	Fórmula: CETESB (2001)

MRBR_Solo_Industrial

Parâmetros	MRBR Não-Cancerígeno Adulto	MRBR Cancerígeno Adulto	MRBR industrial
Arsênio	3,5E+02	2,0E+01	2,0E+01
Cádmio	1,2E+03	8,8E+02	8,8E+02
Chumbo	4,3E+03	3,5E+03	3,5E+03
Zinco	3,4E+05		3,4E+05