



Governo do Estado de São Paulo
Geraldo Alckmin • *Governador*

Secretaria de Estado do Meio Ambiente
Ricardo Tripoli • *Secretário*

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Dráusio Barreto • *Diretor Presidente*



Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

**Relatório de estabelecimento de Valores
Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas
no Estado de São Paulo**

**SÃO PAULO
2001**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

(CETESB – Biblioteca, SP, Brasil)

R321	Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo / Dorothy C. P. Casarini [et al.]. - - São Paulo : CETESB, 2001. 73 p. + ap. : il. ; 30 cm. - - (Série Relatórios Ambientais)
	ISSN
	1. Água subterrânea – qualidade 2. Água subterrânea – poluição 3. Solo – qualidade 4. Solo – poluição. 5. Áreas contaminadas 6. Valores – orientadores 7. São Paulo – Est. 8. Risco – avaliação 9. I. Casarini, Dorothy C. Pinatti II. Dias, Claudio Luiz III. Lemos, Mara Magalhães Gaeta. IV. Série.

CDD (18.ed.) 628.1686 816
 628.55

CDU (ed. 99 port.) 628.515/.516 (815.6)

Tiragem : 400 exemplares

Edição de Arte

Vera Severo - Centro de Editoração da Secretaria de Estado do Meio Ambiente

Projeto Gráfico

BBOX design

Diagramação:

Alexandre Corrêa Barros

Foto da Capa

N. Arcanjo

Fotolito e Impressão

Edição

Coordenação Geral:

Quím. Cláudio Darwin Alonso

Coordenação Técnica:

Biól. Dorothy Carmen Pinatti Casarini

Engº. Cláudio Luiz Dias

Revisão Técnica:

Eng. Alfredo Carlos Cardoso Rocca

Elaboração Técnica:

Engº. Cláudio Luiz Dias

Biól. Mara Magalhães Gaeta Lemos

Est. de Geol. Edson Rogério Batello

Est. Proc. Dados Juliana Gaiba de Almeida

Ecol. Andreia Capeleti (Mestranda da Faculdade de Saúde Pública)

Desenhista: Marisa Cury

Estatística: Ana Cristina Truzzi

Coleta de Amostras, Análise e Aquisição de Dados:

Setor de Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas

Divisão de Análises Físico-Químicas - CETESB

Setor de Laboratório das Bacias do Paraíba do Sul e Litoral Norte

Estações Experim. do IAC de Assis, Pariqueira-Açú, Pindamonhangaba, Piracicaba, Rib.Preto; Ubatuba

Instituto de Zootecnia de Pindamonhangaba

Instituto Florestal de Ribeirão Preto e de Ubatuba

Horto Florestal da FEPASA – Rio Claro

Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ (Dra. Maria Emília Mattiazzo)

Instituto Agrônomo de Campinas – IAC (Dr. Hélio do Prado)

Colaboração:

Tauw Milieu - Environmental Consultants and Laboratories. Deventer, Holanda.

(Dr. Rob. M. C. Theelen, Dra. Annemieke Nijhof, Dra. Wilma J. F. Visser)

Instituto Nacional de Saúde Pública e Proteção Ambiental– RIVM, Holanda. (Dr. Frank A. Swartjes)

Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente– VROM, Holanda (Dr. Carl A. T. Denneman)

U.S. Environmental Protection Agency–EPA– Washington – DC – USA (Dra. Janine Dinan)

Ministério de Meio Ambiente da Alemanha – Berlim – Alemanha (Dr. Gunther Bachmann).

Distribuição: CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345 - Alto de Pinheiros

Tel. 3030.6000 - CEP 05489-900 - São Paulo/SP - Brasil

Endereço Internet: Este relatório está disponível também na página da CETESB

<http://www.cetesb.sp.gov.br>

Tiragem: 400 exemplares

Sumário

RESUMO EXECUTIVO	10
1. Introdução.....	13
2. UTILIZAÇÃO INTERNACIONAL DE VALORES ORIENTADORES EM DIFERENTES ABORDAGENS DE GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DE SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	17
2.1. SISTEMAS ADOTADOS PELA AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS - EPA	20
2.2. METODOLOGIA AÇÃO CORRETIVA BASEADA EM RISCO—RBCA – ASTM	25
2.3. METODOLOGIA DESENVOLVIDA PELO MINISTÉRIO DA HABITAÇÃO, PLANEJAMENTO E MEIO AMBIENTE DA HOLANDA	26
2.4. LEGISLAÇÃO NA ALEMANHA	28
2.5. METODOLOGIA ADOTADA PARA O ESTADO DE SÃO PAULO	32
3. ESTABELECIMENTO DE VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE PARA SOLOS E PARA ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	35
3.1. SUBSTÂNCIAS NATURALMENTE AUSENTES NO SOLO	36
3.2. SUBSTÂNCIAS NATURALMENTE PRESENTES NO SOLO	37
3.2.1. METODOLOGIA	39
3.2.2. RESULTADOS	46
3.3. ESTABELECIMENTO DE VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE PARA ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	49
3.3.1. SUBSTÂNCIAS NATURALMENTE AUSENTES NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	49
3.3.2. SUBSTÂNCIAS NATURALMENTE PRESENTES NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	50
4. DERIVAÇÃO DE VALORES DE INTERVENÇÃO PARA SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS ..	51
4.1. METODOLOGIA PARA DERIVAÇÃO DE VALORES DE INTERVENÇÃO PARA SOLOS	52
4.1.1. DEFINIÇÃO DE CENÁRIOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	56
4.1.2. DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS DE POPULAÇÃO	56
4.1.3. CARACTERIZAÇÃO DE UMA ÁREA CONTAMINADA HIPOTÉTICA	61
4.1.4. CARACTERIZAÇÃO DOS CONTAMINANTES	64
4.1.5. CARACTERIZAÇÃO DAS VIAS DE EXPOSIÇÃO	69
4.1.6. AVALIAÇÃO DO MODELO C-SOIL	71
4.2. VALORES DE INTERVENÇÃO PARA ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	71
4.3. RESULTADOS	72
5. VALOR DE ALERTA	75
5.1. SUBSTÂNCIAS NATURALMENTE PRESENTES NO SOLO- METAIS	76
5.2. SUBSTÂNCIAS NATURALMENTE AUSENTES NO SOLO - ORGÂNICAS	78



6. DISCUSSÃO	79
6.1. VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE	84
6.2. VALORES DE ALERTA	85
6.3. VALORES DE INTERVENÇÃO	86
6.3.1. SOLOS	86
6.3.2. ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	88
6.3.3. PROPOSTAS DE CONTINUIDADE	88
6.4. APLICAÇÃO DOS VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE E VALORES DE INTERVENÇÃO	89
7. CONCLUSÕES	91
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
Índice de Tabelas	99
Índice de Figuras	100
Índice de Apêndices	101
Lista de Siglas e Abreviaturas	101
Glossário dos Termos Utilizados neste Relatório	102



Apresentação

A CETESB, cumprindo sua atribuição de prevenir e controlar a poluição no Estado de São Paulo, vem através deste relatório, publicar uma lista de valores orientadores para proteção da qualidade de solos e das águas subterrâneas.

O emprego de listas com valores orientadores tem sido prática usual nos países com tradição na questão do monitoramento da qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas.

A CETESB coloca em prática os números aqui apresentados, por um período de 4 (quatro) anos, buscando seu aprimoramento com a sua aplicação tanto na prevenção da poluição de solos e águas subterrâneas, bem como no controle de áreas contaminadas.

A leitura deste relatório permitirá o conhecimento da metodologia adotada e os valores orientadores estabelecidos como referência de qualidade, alerta e intervenção para proteção da qualidade de solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo.

O controle e a fiscalização da qualidade dos solos e das águas subterrâneas têm sido importante nos últimos anos em função do aumento da demanda do recurso hídrico subterrâneo para o abastecimento público, sendo este relatório, um subsídio para implementação de ações específicas.

Esperamos que os dados e informações reunidas neste relatório sejam utilizadas como uma referência inicial que possibilite acompanhar a evolução da qualidade do solo ao longo do tempo, permitindo uma análise sobre os efeitos na qualidade das águas subterrâneas, identificando-se as prioridades de ação no controle da poluição desses meios.

RICARDO TRIPOLI

Secretário de Estado do Meio Ambiente

RESUMO EXECUTIVO

A CETESB, cumprindo sua atribuição de prevenir e controlar a poluição no Estado de São Paulo, vem com este relatório, publicar uma lista preliminar de valores orientadores para proteção da qualidade de solos e das águas subterrâneas.

O emprego de listas com valores orientadores tem sido prática usual nos países com tradição na questão do monitoramento da qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas.

A CETESB adota os valores orientadores estabelecidos neste relatório, por um período de vigência de 4 anos, aplicando-os tanto na prevenção da poluição de solos e águas subterrâneas, como no controle de áreas contaminadas, a fim de efetuar o seu aprimoramento. Esses valores foram aprovados pelo Relatório de Diretoria RD nº 011/01/E “Aprovação do Relatório sobre estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo e a aplicação dos valores orientadores pela CETESB”, de 26.01.2001, apresentado no Apêndice I.

O valor de referência de qualidade, indica o limite de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas a ser utilizado em ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas. Foi estabelecido com base em análises químicas dos diversos tipos de solos do Estado de São Paulo.

O valor de alerta, indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos, será utilizado em caráter preventivo e quando excedido no solo, deverá ser exigido o monitoramento das águas subterrâneas, identificando-se e controlando-se as fontes de poluição. Foi derivado para metais, com base em revisão bibliográfica sobre fitotoxicidade.

O valor de intervenção, indica o limite de contaminação do solo e das águas subterrâneas, acima do qual, existe risco potencial à saúde humana, e será utilizado em caráter corretivo no gerenciamento de áreas contaminadas e quando excedido requer alguma forma de intervenção na área avaliada, de forma a interceptar as vias de exposição, devendo ser efetuada uma avaliação de risco caso a caso, como resolvido no Relatório de Diretoria RD nº 023/00/C/E de 15.06.2000 “Implantação de procedimentos para o gerenciamento de áreas contaminadas”, apresentada no apêndice H.

Esse valor foi derivado com base em modelo matemático de avaliação de risco, considerando diversas vias de exposição em três cenários de uso e ocupação do solo. Para as águas subterrâneas, considerou-se como valor de intervenção, os padrões de potabilidade da Portaria 36 de 1990, atualizados pela Portaria 1.469 de 29.12.2000, ambas do Ministério da Saúde.

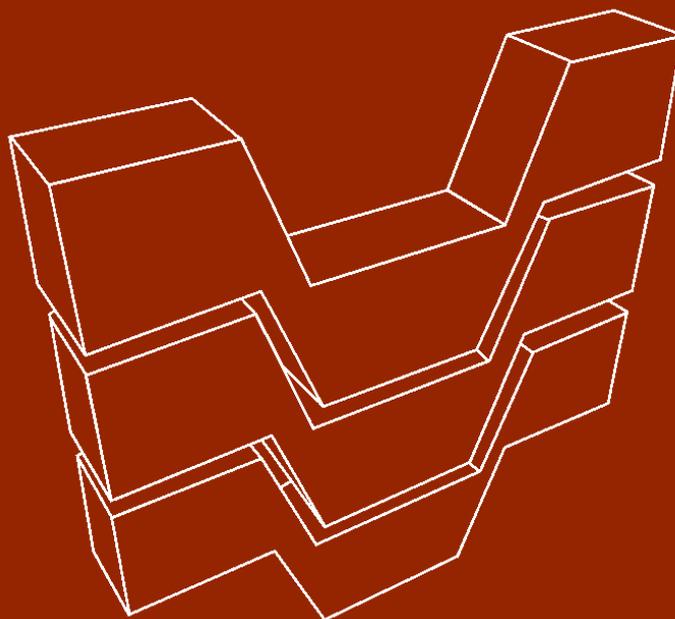


Valores orientadores para solos e para águas subterrâneas no Estado de São Paulo.

Substância	VALORES ORIENTADORES					Águas Subt.($\mu\text{g.l}^{-1}$)
	Solos (mg.kg^{-1})					
	Referência	Alerta	Intervenção			Intervenção
			Agrícola APM _{ax}	Residencial	Industrial	
Alumínio	—	—	—	—	—	200 ⁽²⁾
Antimônio	<0,5	2,0	5,0	10,0	25	5 ⁽¹⁾
Arsênio	3,50	15	25	50	100	10 ⁽¹⁾
Bário	75	150	300	400	700	700 ⁽¹⁾
Cádmio	<0,5	3	10	15	40	5 ⁽¹⁾
Chumbo	17	100	200	350	1200	10 ⁽¹⁾
Cobalto	13	25	40	80	100	30 ⁽⁵⁾
Cobre	35	60	100	500	700	2000 ⁽¹⁾
Cromo	40	75	300	700	1000	50 ⁽¹⁾
Ferro	—	—	—	—	—	300 ⁽²⁾
Manganês	—	—	—	—	—	100 ⁽²⁾
Mercúrio	0,05	0,5	2,5	5	25	1 ⁽¹⁾
Molibdênio	<25	30	50	100	120	250 ⁽⁵⁾
Níquel	13	30	50	200	300	50 ⁽⁴⁾
Prata	0,25	2	25	50	100	50 ⁽³⁾
Selênio	0,25	5	—	—	—	10 ⁽¹⁾
Vanádio	275	—	—	—	—	—
Zinco	60	300	500	1000	1500	5000 ⁽²⁾
Benzeno	0,25	—	0,6	1,5	3,0	5 ⁽¹⁾
Tolueno	0,25	—	30	40	140	170 ⁽²⁾
Xilenos	0,25	—	3,0	6,0	15	300 ⁽¹⁾
Estireno	0,05	—	15	35	80	20 ⁽¹⁾
Naftaleno	0,20	—	15	60	90	100 ⁽⁵⁾
Diclorobenzeno	0,02	—	2,0	7,0	10,0	40 ⁽⁵⁾
Hexaclorobenzeno	0,0005	—	0,1	1,0	1,5	1 ⁽¹⁾
Tetracloroetileno	0,10	—	1,0	1,0	10	40 ⁽¹⁾
Tricloroetileno	0,10	—	5,0	10	30	70 ⁽¹⁾
1,1,1 Tricloroetano	0,01	—	8,0	20	50	600 ⁽⁵⁾
1,2 Dicloroetano	0,5	—	0,5	1,0	2,0	10 ⁽¹⁾
Cloreto de Vinila	0,05	—	0,1	0,2	0,7	5 ⁽¹⁾
Pentaclorofenol	0,01	—	2,0	5,0	15,0	9 ⁽¹⁾
2,4,6 Triclorofenol	0,2	—	1,0	5,0	6,0	200 ⁽¹⁾
Fenol	0,3	—	5,0	10,0	15,0	0,1 ⁽³⁾
Aldrin e Dieldrin	0,00125	—	0,5	1,0	5,0	0,03 ⁽¹⁾
DDT	0,0025	—	0,5	1,0	5,0	2 ⁽¹⁾
Endrin	0,00375	—	0,5	1,0	5,0	0,6 ⁽¹⁾
Lindano (d-BHC)	0,00125	—	0,5	1,0	5,0	2 ⁽¹⁾

- 1 - Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para Substâncias que apresentam risco à saúde
 - 2 - Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para aceitação de consumo (critério organoléptico).
 - 3 - Padrão de Potabilidade da Portaria 36 do Ministério da Saúde;
 - 4 - Comunidade Econômica Européia
 - 5 - Com base no valor de intervenção para solos no Cenário Agrícola/Área de Proteção Máxima (APMax)
- não estabelecido





1 introdução

O solo atua freqüentemente como um “filtro”, tendo a capacidade de depuração e imobilizando grande parte das impurezas nele depositadas. No entanto, essa capacidade é limitada, podendo ocorrer alteração da qualidade do solo, devido ao efeito cumulativo da deposição de poluentes atmosféricos, à aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes e à disposição de resíduos sólidos industriais, urbanos, materiais tóxicos e radioativos (MOREIRA-NODERMANN, 1987).

Em função das características do solo, a água se infiltra e atravessa os diversos substratos horizontais, classificados de acordo com seu nível de saturação de água (YOSHINAGA, 1993), em zonas saturadas e zonas não saturadas. A água subterrânea propriamente dita encontra-se nas zonas saturadas, onde os poros, fraturas ou espaços vazios da matriz sólida estão completamente preenchidos por água. Assim, como fazem parte do mesmo contexto, o que ocorrer com o solo repercutirá nas águas subterrâneas, podendo resultar em alterações de sua qualidade. Desta forma, a migração dos poluentes através do solo, para as águas superficiais e subterrâneas, constitui uma ameaça para a qualidade dos recursos hídricos utilizados em abastecimento público, industrial, agrícola, comercial, lazer e serviços.

O uso das águas superficiais torna-se cada vez mais problemático, em virtude da precariedade dos sistemas de saneamento básico, da quantidade insuficiente e dos elevados custos dos sistemas de tratamento necessários para o atendimento aos padrões de potabilidade. Assim, os recursos hídricos subterrâneos tornam-se uma alternativa de abastecimento simples, confiável, eficiente, de baixo custo e com alta disponibilidade. Segundo diagnóstico efetuado pela CETESB (1997a), o uso das águas subterrâneas para o abastecimento público no Estado de São Paulo, vem crescendo gradativamente. Atualmente, 71,6% dos municípios do Estado são total ou parcialmente abastecidos por águas subterrâneas. Isto mostra a importância deste recurso para o abastecimento, reforçando a necessidade de proteção da qualidade destas águas.



No Estado de São Paulo, estão estabelecidos procedimentos, critérios e padrões para a proteção da qualidade do ar, das águas superficiais, assim como critérios e normas para controle da poluição por resíduos sólidos. O mesmo não ocorre, entretanto, para o solo e para as águas subterrâneas.

A CETESB, de acordo com a legislação vigente no Estado (Decretos nº 8468/76 e nº 32955/91), tem a atribuição de prevenir e controlar a poluição dos solos e águas subterrâneas.

A Lei 997 de 31/05/76, em seu artigo 15, item V, discrimina como objeto de regulamentação “os Padrões de Qualidade do Meio Ambiente como tais entendidos a intensidade, a concentração, a quantidade e as características de toda e qualquer forma de matéria ou energia, cuja presença, nas águas, no ar ou no solo, possa ser considerada normal”.

Considerando a questão da proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas como uma das atribuições da CETESB, a adoção de valores orientadores denominados valores de referência de qualidade, valores de alerta e valores de intervenção faz-se necessária para subsidiar decisões, não só visando a proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas, mas também o controle da poluição nas áreas já contaminadas e/ou suspeitas de contaminação.

De uma forma diferenciada, com relação a questão da poluição do ar e das águas superficiais, para a poluição do solo não existe uma abordagem internacional padronizada, em função de sua natureza complexa e variável, sendo o solo um bem econômico de propriedade privada.

Muitos fatores são responsáveis pelas diferentes abordagens em diferentes países. Entre estes destacam-se o sistema legal e administrativo; as responsabilidades; as regras de propriedade do solo; os históricos industriais; os aspectos culturais e sociais, que definem as atitudes em relação aos bens a proteger; a forma de uso e ocupação do solo, incluindo as pressões de reutilização; os aspectos econômicos e a disponibilidade de recursos e tecnologias.

Uma alternativa para diminuir os impactos decorrentes da limitação tecnológica e dos altos custos da remediação tem sido a revisão dos valores alvo de remediação a serem atingidos. A determinação desses valores tem sido feita, recentemente, com a aplicação de avaliação de risco (FINOTTI, 1997).

De acordo com a experiência de países onde a questão encontra-se mais desenvolvida, não é recomendável, a princípio, fixar em legislação os valores orientadores para solos e águas subterrâneas, uma vez que estes valores dependem do tipo e uso pretendido do solo e ainda encontram-se em fase de desenvolvimento.

A tendência mundial é o estabelecimento de uma lista orientadora geral de valores de referência de qualidade, com base em análises de amostras de solo e de águas subterrâneas, de valores de alerta, com caráter preventivo e de valores de intervenção, derivados a partir de modelos matemáticos de avaliação de risco, utilizando-se diferentes cenários de uso e ocupação do solo previamente definidos, considerando-se diferentes vias de exposição e quantificando-se as variáveis toxicológicas (DIAS e CASARINI, 1996).

No âmbito de um projeto de desenvolvimento, iniciado em janeiro de 1996, com o objetivo de estabelecer valores de referência de qualidade e valores de intervenção, para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo, foi emitido um relatório parcial (CETESB, 1997 b). Este relatório foi o primeiro produto do projeto, o qual apresenta uma revisão da literatura sobre padrões e legislações internacionais relacionados com o gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas; bem como uma compilação de informações sobre o comportamento, no ambiente, de metais potencialmente perigosos.

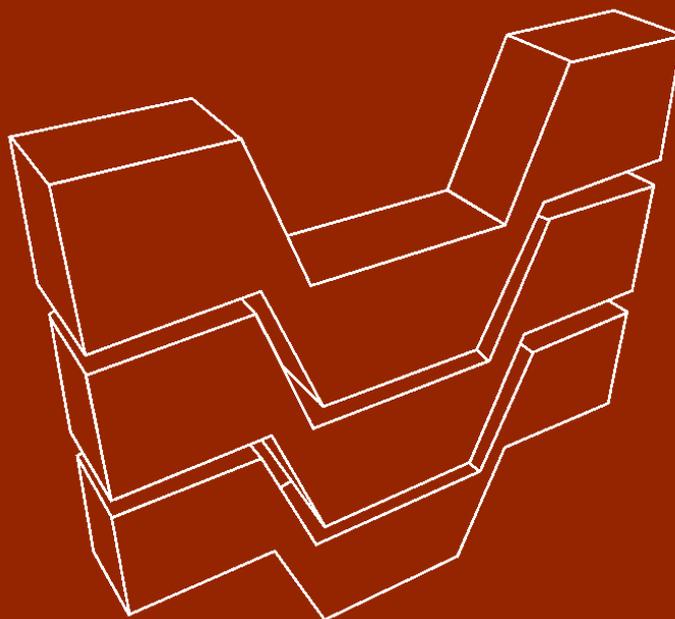
O presente relatório é a versão final e revisada do relatório preliminar publicado pela CETESB em março de 1999 e apresenta as metodologias utilizadas e os resultados obtidos dos estudos desenvolvidos no âmbito deste projeto, os quais foram discutidos durante o II Seminário Internacional sobre Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas, que contou com um fórum técnico-científico apropriado, envolvendo representantes dos diversos setores que atuam na questão da proteção da



qualidade de solos e águas subterrâneas e do gerenciamento de áreas contaminadas. Durante as oficinas de trabalhos que sucederam ao Seminário, obteve-se uma primeira proposta consensual de valores de referência de qualidade para solos no Estado de São Paulo e foram sugeridas modificações nos procedimentos de derivação dos valores de alerta e de alguns valores de intervenção. Estas sugestões foram incorporadas neste relatório e o documento final dessas oficinas encontra-se no Apêndice A.

A lista geral de valores orientadores, aqui apresentada, incluindo valores de referência de qualidade, alerta e intervenção, está sendo adotada pela CETESB por um período de 4 anos, podendo sua aplicação sugerir futuras alterações ou adaptações, alterando estrategicamente estes valores e/ou a nomenclatura utilizada.





2

utilização internacional de valores orientadores em diferentes abordagens de gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas

No gerenciamento da qualidade de solos e das águas subterrâneas, tanto em caráter preventivo quanto corretivo, as seguintes questões devem ser respondidas:

- O que é solo “limpo”?
- O que é uma área suspeita de contaminação?
- A área está contaminada?
- A área requer uma intervenção?
- A intervenção é urgente?
- Quando deve começar a intervenção?
- Qual o objetivo da intervenção?

Um solo pode ser considerado “limpo” quando a concentração de um elemento ou substância de interesse ambiental é menor ou igual ao valor de ocorrência natural. Esta concentração foi denominada como valor de referência de qualidade e estes números não serão fixados como padrões em legislação.

Segundo o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 1999a), que está atualmente em discussão interna na CETESB, uma área suspeita de contaminação é aquela na qual, após a realização de uma avaliação preliminar, foram observadas indicações que induzem a suspeitar de contaminação. Esta avaliação é realizada com base em informações disponíveis, não incluindo necessariamente amostragem e análise de solos e águas subterrâneas.



A área será considerada contaminada se, entre outras situações, as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estiverem acima de um dado limite denominado valor de intervenção, indicando a existência de um risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área, a qual inclui uma investigação detalhada e a adoção de medidas emergenciais, visando a minimização das vias de exposição como a restrição do acesso de pessoas à área e suspensão do consumo de água subterrânea.

A urgência da intervenção pode ser baseada em uma avaliação de fluxo e transporte de massa de poluentes, através de modelagem matemática, assim como em uma avaliação de risco específica para as condições do local, levando-se em consideração a exposição humana.

O início da intervenção na área e a execução de todas as etapas posteriores devem ser acordadas entre o responsável pela remediação e as autoridades competentes, estabelecendo-se um cronograma executivo que deverá ser subsidiado pelas informações obtidas na avaliação da área contaminada.

Os objetivos da intervenção são definidos após a investigação detalhada. Caso a intervenção recomendada seja uma remediação, propõe-se que o alvo a ser atingido, ou seja, a concentração do contaminante após o término da remediação, seja determinado pela avaliação de risco específica, tendo como valor orientador, o valor de alerta.

Portanto, antes de se partir para uma avaliação detalhada, aplicando-se modelos de avaliação de risco caso a caso, o que envolve altos custos e grande especialização, uma lista orientadora de valores de referência de qualidade e valores de intervenção pode ser utilizada, possibilitando ao poluidor, a alternativa de utilizar os recursos disponíveis diretamente para a remediação.

A função destes valores numéricos é prover uma orientação quantitativa no processo de avaliação de áreas contaminadas e à tomada de decisão sobre as ações emergenciais, com vistas à proteção da saúde humana. A maioria das legislações preconiza que essa remediação deve ser encerrada quando um determinado valor de concentração de poluente é atingido. Este pode ser igual ou menor ao valor de alerta, dependendo do cenário em que a área contaminada se insere.

Segundo VISSER (1994), as metodologias utilizadas por agências ambientais de diferentes países, para tomada de decisão sobre áreas suspeitas de contaminação, podem ser diferenciadas nas que utilizam valores numéricos orientadores pré-estabelecidos, com ou sem diferenciação do uso do solo e nas que baseiam-se na avaliação de risco caso a caso.

Uma dificuldade encontrada, quando do uso de valores numéricos preestabelecidos, é saber como lidar com as condições específicas de cada local, em relação ao tipo de contaminante, propriedades, uso do solo e situação hidrogeológica. Conseqüentemente, contaminações similares não resultam necessariamente em riscos similares. O risco varia com a exposição, para a qual, a disponibilidade do poluente é um fator importante. Então, a aplicação de valores numéricos não deverá ser utilizada para fornecer respostas universais às questões específicas associadas à poluição de solo e águas subterrâneas.

Mesmo com as limitações acima discutidas, o critério numérico tem vantagens, como por exemplo, rapidez e facilidade de implantação; indicar o grau de poluição; ser utilizado como fonte de informação, facilitando e democratizando o planejamento das ações; ter coerência com a política de controle de poluição, através de padrões ambientais; reduzir influências políticas locais; uniformizar as ações de controle e ser utilizado como base comparativa em monitoramento para avaliar a eficiência da remediação de solos e águas subterrâneas contaminados.

Os valores orientadores obtidos com base no critério de uso do solo, assim como outros procedimentos de avaliação ambiental, envolvem algumas questões de ordem prática, como, a definição do cenário, nos casos em que ocorre mais de uma possibilidade de uso do solo; a quantificação de um grande número de variáveis e a necessidade de lidar-se com as incertezas em todos os estágios da derivação de critérios numéricos, o que também é inerente às metodologias de avaliação de risco.



Além disso, uma avaliação da qualidade do solo e das águas subterrâneas dependente de valores estabelecidos com base somente na questão da saúde humana, em detrimento de outros importantes aspectos do meio ambiente, pode desconsiderar efeitos sobre os processos biológicos e outras funções do solo.

A diferenciação de metas de remediação, com base no uso do solo, pode ser uma alternativa atrativa, dados os altos custos dos processos de remediação. Esta alternativa permite aceitar concentrações residuais maiores de contaminantes quando do uso menos nobre do local, ou quando existe uma menor exposição à saúde humana. Ainda não é possível avaliar se esta alternativa é economicamente efetiva a longo prazo, considerando as freqüentes mudanças no uso do solo, especialmente em países com alta densidade populacional. Mudanças no uso do solo podem exigir uma segunda remediação. Quando esta alteração no uso é acompanhada pela mudança do proprietário do local, problemas jurídicos de responsabilidade ou de ressarcimento de custos podem ocorrer.

Em muitos países, existe a tendência de usar valores numéricos pré determinados para avaliação preliminar e classificação de áreas contaminadas. Para estabelecer prioridades de remediação de áreas contaminadas, pode ser utilizado um sistema de pontuação ou alguma forma de avaliação de risco.

Os valores de intervenção são, em geral, derivados com base, no risco à saúde humana e no critério de uso e ocupação do solo. Em alguns países como Canadá, Alemanha, Holanda e Inglaterra, são considerados também os riscos ecotoxicológicos. No Canadá e Inglaterra, o nível de remediação é definido diretamente por uma avaliação de risco caso a caso.

As avaliações de risco caso-a-caso, usadas pelos Estados Unidos no Programa "Superfund", idealizado para recuperar áreas seriamente contaminadas, demonstraram ter uma relação custo/benefício desfavorável. Neste processo, em função de sua complexidade, o tempo decorrido entre a identificação da área contaminada e a tomada de decisão para intervenção é longo, além de que, o conhecimento em avaliação de risco está concentrado em um pequeno grupo de técnicos especialistas. Esta metodologia possibilita uma maior influência política regional. Desta forma, considera-se que avaliações de risco caso-a-caso são indicadas para áreas contaminadas complexas em relação ao seu tamanho e ao número de contaminantes presentes, com altos custos de remediação envolvidos. Segundo CUNHA (1997), os seguintes fatores determinam a existência de incertezas associadas à avaliação de risco:

- ausência de dados toxicológicos para um grande número de substâncias e para algumas vias de exposição;
- não considerar a dependência de ação entre as substâncias envolvidas (sinergismo ou antagonismo), que pode resultar na sub ou superestimativa do risco decorrente da exposição a múltiplas substâncias e
- emprego de dados relativos à exposição impróprios à população avaliada, quando adotados valores desenvolvidos para populações de outros países.

A tendência mundial sugere a adoção de listas orientadoras com valores de referência de qualidade, de alerta e de intervenção, como uma primeira etapa nas ações de monitoramento da qualidade, prevenção à poluição e diagnóstico de áreas suspeitas de contaminação, remetendo a avaliação de risco caso a caso para as áreas contaminadas. Cabe ressaltar que o uso de padrões internacionais pode levar à avaliações inadequadas, já que existem diferenças nas condições climáticas, tecnológicas e pedológicas de cada país, justificando o desenvolvimento de listas orientadoras próprias, compatíveis com as características de cada um deles.

Serão brevemente discutidos, a seguir, os exemplos considerados mais importantes do uso de listas de valores orientadores derivados com base em avaliação de risco em diferentes abordagens no gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas.



2.1. Sistemas adotados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - EPA

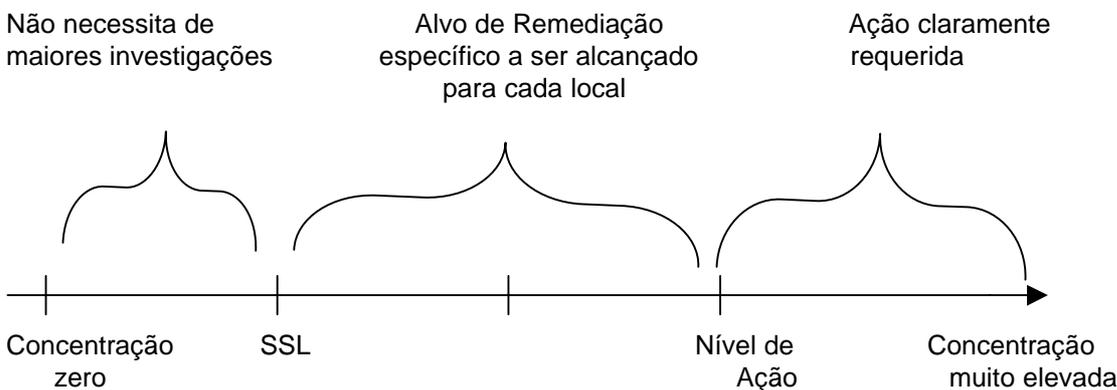
Em 1991, a agência de proteção ambiental americana, organizou um estudo técnico, com o objetivo de identificar alternativas para acelerar o processo de remediação nos locais selecionados como prioritários de acordo com a “National Priorities List” e com o “Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act” - CERCLA, mais conhecido como programa “Superfund”. Uma das propostas específicas deste estudo foi “avaliar meios de desenvolver padrões e valores guia para solos contaminados” (EPA, 1994 e 1996a).

Em 1993, a EPA apresentou, para 30 substâncias, os valores genéricos para solos, chamados “Soil Screen Levels” (SSL's), derivados a partir de modelos padronizados de exposição humana, segundo as vias: ingestão de solo, inalação de voláteis e/ou particulados e ingestão de água subterrânea contaminada, sob um cenário de ocupação residencial do solo. O relatório fornecia as equações para cálculo do risco, valores padronizados para cada variável e metodologia de amostragem de solo. O relatório foi enviado a técnicos da Agência Ambiental e de outras instituições e sugestões foram feitas de forma a melhorar a metodologia apresentada e incrementar a aplicação dos valores orientadores, encontrando uma forma simples de utilização dos dados específicos da área em estudo.

Assim, a EPA desenvolveu um procedimento de avaliação da contaminação em solos (“Soil Screening framework”), que representa a primeira, de uma série de ferramentas para desenvolver uma avaliação e remediação padronizada de solos. É uma metodologia simples para calcular níveis de contaminação no solo da área em estudo, abaixo do qual não necessita maiores investigações. Utilizando-se equações para o cálculo das exposições humanas, cujas variáveis foram parametrizadas, a EPA apresentou em 1994, um relatório preliminar com valores genéricos para 107 substâncias. Estes valores genéricos são utilizados como opção, quando não se dispõe de dados específicos do local (EPA, 1994). A EPA (1996) apresentou um relatório final, com uma lista de valores genéricos revisada e ampliada para 110 substâncias.

Na identificação e gerenciamento do risco em uma determinada área, a EPA considera diversos níveis de concentração dos contaminantes, com base em riscos à saúde humana ou à biota. O esquema abaixo ilustra o espectro de contaminação do solo, associado com o gerenciamento correspondente.

Em uma extremidade, há níveis que claramente indicam a necessidade de remediação e de outro lado, níveis que indicam que o local não necessita maiores investigações. Alvos de remediação para um local em particular devem estar entre estes dois limites, dependendo das condições específicas do local.



Fonte: EPA(1996a)



Apesar da lei americana não obrigar a aplicação dos SSL's em áreas sob investigação, a EPA recomenda sua utilização como uma ferramenta que auxilia a identificação de áreas a serem priorizadas.

Esses valores orientadores não substituem avaliação de risco ou investigação/estudos para remediação, mas seu uso pode economizar recursos financeiros, ajudando a identificar, desde o início do processo de avaliação, áreas que não requerem maiores atenções por parte dos órgãos ambientais. Assim, os SSL's são utilizados na avaliação inicial de uma área (anterior a uma avaliação de risco específica) e identificam as concentrações de contaminantes no solo, abaixo das quais não há necessidade de nenhuma ação, de acordo com o estabelecido na legislação CERCLA. Concentrações acima destes valores indicam que a área requer maiores investigações.

O cálculo do SSL de um contaminante no solo, baseia-se no risco máximo aceitável. O critério utilizado pela EPA define que o nível aceitável de um contaminante no solo é aquele no qual existe um risco máximo de câncer de 10^{-6} (um caso adicional de câncer em cada 1 milhão de pessoas) para substâncias carcinogênicas ou um quociente de risco igual a 1 entre o total do contaminante assimilado através de todas as vias de exposição e o aporte máximo teórico aceitável, para substâncias não carcinogênicas.

Para carcinogênicos, a EPA pressupõe que, estabelecendo um risco individual de 10^{-6} para cada um dos contaminantes, listados como prioritários de acordo com o programa "Superfund", presentes em um local, resultará em um risco combinado final variando entre 10^{-4} e 10^{-6} .

Segundo a metodologia dos SSL's, a estimativa da concentração do poluente na água subterrânea leva em consideração Fatores de Diluição/Atenuação (DAF), considerando que os contaminantes presentes na solução do solo estão sujeitos a processos físicos, químicos e biológicos que tendem a diminuir a concentração que chega nas águas subterrâneas. Porém, apenas o processo físico de diluição é levado em consideração, já que não se tem, até o presente momento, uma total compreensão dos processos biogeoquímicos para a maioria dos contaminantes. Em locais com o nível do aquífero freático muito profundo, a EPA sugere o uso de modelos mais sofisticados de transporte de massa.

Utiliza-se o DAF também para retro-calcular a concentração aceitável na solução do solo, a partir de uma concentração aceitável na água subterrânea. Assim, se a concentração aceitável (padrão de qualidade) de um dado contaminante na água subterrânea for 0,05 mg/L e o Fator de Atenuação/Diluição for 10, então a concentração aceitável na solução do solo será 0,5 mg/L.

Segundo a metodologia do "SSL's", para estudos caso a caso, o DAF pode ser calculado pela seguinte fórmula:

DAF = 1 + (K i d / IL), onde:

- K = condutividade hidráulica do aquífero (metros por ano)
- i = gradiente hidráulico (metros por metros)
- d = profundidade da zona de mistura (metros)
- I = taxa de infiltração (metros por ano)
- L = extensão da fonte de contaminação, paralela com o fluxo da água subterrânea (metros)

Para o estabelecimento do SSL genérico para proteção da saúde humana, considerando a via de exposição ingestão de águas subterrâneas, a EPA selecionou em 1994 um DAF igual a 10 para uma fonte de contaminação de 30 acres (121.410 m²), com base no tamanho médio de 300 locais avaliados, distribuídos por todos os Estados Unidos, concluindo que um DAF de 10 atenderia a 90% dos casos (EPA, 1994). Em 1996, a EPA alterou o DAF genérico para 20, em virtude da alteração do tamanho da área padrão para 0,5 acre (2023,5 m²).



A Tabela 2.1. apresenta, a título de exemplo, os SSL's genéricos, derivados para locais hipotéticos cujas condições foram previamente definidas de forma conservativa, no que se refere à atenuação dos poluentes. O SSL é calculado separadamente para as vias de exposição ingestão de solo e inalação e para os níveis de migração para as águas subterrâneas, considerando os fatores de diluição $DAF = 1$ (ou seja, sem diluição) e $DAF = 20$ (a concentração na água subterrânea é 20 vezes menor que na solução do solo). A EPA recomenda comparar as condições assumidas no cenário hipotético utilizado na derivação do SSL genérico com as condições reais da área de estudo. Se as condições do local forem mais complexas do que as do cenário hipotético, será necessário um procedimento mais detalhado, utilizando-se dados do local para avaliação de vias de exposição adicionais ou condições específicas.

A EPA, Região 9, publicou uma lista de valores alvos de remediação preliminares (Preliminary remediation goals - PRG's), para solos e para a via de exposição ingestão de solo, apresentada na Tabela 2.2. Esta é uma ferramenta baseada em risco, focando as vias mais comuns de exposição mas não consideram o impacto às águas subterrâneas ou riscos ecotoxicológicos, para avaliação e remediação de áreas contaminadas. Esta lista não pretende ser ferramenta única de decisão nem substituir as análises de risco específicas, não sendo o objetivo transformar esses números em uma legislação. Maiores informações sobre os valores preliminares de remediação podem ser conseguidas no site: <http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/> (EPA 1999b).



Tabela 2.1. Valores genéricos de SSLs para alguns contaminantes no solo e nas águas subterrâneas (1)

Substância	Solos (mg.kg ⁻¹)			Migração para Água Subterrânea (mg.kg ⁻¹)	
	Vias de Exposição				
	Ingestão de Solo		Inalação	DAF 20	DAF 1
	Residencial	Industrial ⁽²⁾			
Acetona	7.800	200.000	1,0E+05	16	0,8
Aldrin	0,04	0,34	3	0,5	0,02
Antraceno	23.000	610.000	—	12.000	590
Benzeno	22	200	0,8	0,03	0,002
Cloreto de Vinila	0,3	3	0,03	0,01	0,0007
Clorobenzeno	1.600	41.000	130	1	0,07
Clorofórmio	100	940	0,3	0,6	0,03
DDT	2	17	—	32	2
1,2 - Dicloroetano	7	63	0,4	0,02	0,001
Estireno	16.000	410.000	1.500	4	0,2
Etilbenzeno	7.800	200.000	400	13	0,7
Fenol	47.000	1.200.000	—	100	5
γ-HCH (Lindano)	0,5	4,4	—	0,009	0,0005
Naftaleno	3.100	41.000	—	84	4
Tetracloroetileno	12	110	11	0,06	0,003
Tolueno	16.000	410.000	650	12	0,6
1,1,1- Tricloroetano	1.600	41.000	1.200	2	0,1
m – Xileno	1,6E+05	4.100.000	420	210	10
Antimônio	31	820	—	5	0,3
Arsênio	0,4	3,8	750	29	1
Bário	5.500	140.000	6,9E+05	1.600	82
Cádmio	78	2.000	1.800	8	0,4
Chumbo	400	—	—	—	—
Cianeto	1.600	41.000	—	40	2
Cromo (total)	390	—	270	38	2
Cromo III	78.000	3.100.000	—	—	—
Níquel	1.600	41.000	13.000	130	7
Prata	390	10.000	—	34	2
Selênio	390	10.000	—	5	0,3
Vanádio	550	14.000	—	6.000	300
Zinco	23.000	610.000	—	12.000	620

Fonte: (1) EPA (1996a) (2) EPA (1999a)



Tabela 2.2. Valores Preliminares para Alvo de Remediação para solo – EPA região 9 – para a via de exposição: ingestão de solo.

Substância	Ingestão de Solo	
	Ingestão de Solo	Ingestão de Solo
Acetona	1.600	6.200
Aldrin	0,029	0,15
Antraceno	22.000	100.000
Benzeno	0,67	1,5
Cloreto de Vinila	0,022	0,049
Clorobenzeno	150	540
Clorofórmio	0,24	0,52
DDT	1,7	120
1,2 - Dicloroetano	0,35	0,76
Estireno	1.700	1.700
Etilbenzeno	230	230
Fenol	37.000	100.000
g-HCH (Lindano)	0,44	2,9
Naftaleno	56	190
Tetracloroetileno	5,7	19
Tolueno	520	520
1,1,1- Tricloroetano	720	1.400
Xilenos	210	210
Antimônio	31	820
Arsênio	0,4	2,7
Bário	5.400	100.000
Cádmio	37	810
Chumbo	400	1.000
Cromo III	100.000	100.000
Níquel (sais solúveis)	1.600	41.000
Prata	390	10.000
Selênio	390	10.000
Vanádio	550	14.000
Zinco	23.000	100.000

Fonte: EPA (1999b)



2.2. Metodologia Ação Corretiva Baseada em Risco – RBCA – ASTM

Nos Estados Unidos, a American Society for Testing and Materials - ASTM homologou uma metodologia chamada de Ação Corretiva Baseada em Risco – Risk Based Corrective Action – RBCA, que foi desenvolvida especificamente para hidrocarbonetos de petróleo e descreve uma seqüência lógica de atividades e decisões a serem tomadas desde a suspeita da contaminação até o alcance das metas de remediação (ASTM,1995). Em 1998 esta metodologia foi expandida para outros contaminantes em uma nova versão denominada “Chemical Release” (ASTM, 1998).

Segundo esta metodologia, para que um efeito adverso à saúde ocorra são necessários três elementos: a fonte de contaminação, o receptor (homem) e um tempo de contato entre ambos, chamado de duração de exposição. O contaminante pode atingir o receptor por diversas maneiras, chamadas vias de exposição. A metodologia RCBA considera as vias, ingestão de água e solo contaminados, inalação de voláteis, inalação de material particulado e contato dérmico.

A quantidade total de contaminante absorvida por dia pelo receptor, é comparada, no caso de contaminantes não carcinogênicos, com limites aceitáveis como Dose de Referencia (RfD) determinado pela EPA. Para compostos carcinogênicos não há um limite seguro de exposição onde o risco de contrair câncer seja nulo. Utiliza-se então uma probabilidade aceitável que varia de 1 caso adicional de câncer em 1.000.000 de pessoas, ou seja, um risco de câncer 10^{-6} , a 1 caso adicional em 10.000 pessoas, ou seja, um risco de câncer de 10^{-4} .

Resumidamente, de acordo com a metodologia RBCA, a fonte de contaminação (fase livre) deve ser sempre removida, como uma primeira ação. A seguir, os dados analíticos coletados em campanhas de amostragem de solos e águas subterrâneas no local, devem ser comparados com valores orientadores, chamados “Risk Based Soil Level” – RBSL, nível 1 (“tier” 1). Os valores RBSL nível 1, são obtidos a partir de uma avaliação genérica, realizada com base em um local hipotético, cujas condições foram previamente definidas de forma conservativa. Se os valores de concentração de cada contaminante encontrado forem inferiores aos RBSL nível 1, então nenhuma ação adicional é requerida. Caso contrário, deve ser desenvolvido o nível 2 de avaliação, onde dados específicos complementares do local contaminado devem ser levantados, tais como as vias de exposição que de fato ocorrem, tempos de permanência no local para a população exposta, além de outros dados necessários para subsidiar uma avaliação de risco específica, com vistas à obtenção das chamadas “Site-specific target level (SSTL)” nível 2 (tier 2), que são valores orientadores estabelecidos especificamente para o local.

Caso os dados analíticos específicos do local, comparados aos valores SSTL nível 2 de avaliação indiquem riscos, pode-se recomendar a coleta de dados ainda mais específicos do local e da população exposta, efetuando-se avaliações mais complexas, que incluem o uso de modelos sofisticados de transporte de massa e análise probabilística, aumentando significativamente o custo da avaliação. Este é o chamado nível 3 (“tier” 3) de avaliação.

Nos casos de locais onde a extensão da contaminação é reduzida, quando julga-se que análises do nível 3 são desnecessárias e/ou impraticáveis, passa-se para a etapa de seleção das alternativas mais apropriadas sob o ponto de vista da viabilidade técnica e financeira, da segurança e do impacto ambiental envolvido, para elaboração de um plano de remediação.

Durante a execução deste plano, é necessária a manutenção de monitoramento para avaliar a eficiência da tecnologia aplicada de remediação. Completada a ação corretiva, o monitoramento deve ser mantido por período determinado, para comprovar que os alvos de remediação foram atingidos e então é permitida a descontinuidade das ações na área.



2.3. Metodologia Desenvolvida pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda

Na Holanda, nas últimas décadas, esforços consideráveis têm sido despendidos no desenvolvimento de política ambiental para proteção de solo e água subterrânea. Como resultado, este país foi o primeiro a formalizar um programa nacional para avaliação de contaminação e estabelecimento de níveis de intervenção, considerando para o solo sua multi-funcionalidade, ou seja, as funções de agricultura, ecologia, transporte, suprimento de água potável, etc.

Como parte do esforço de desenvolvimento de valores orientadores e de acordo com o princípio de multi-funcionalidade, a Holanda formulou uma lista como guia de avaliação e remediação de locais contaminados. Esta lista de valores é freqüentemente referida como a “Lista Holandesa” ou “Lista ABC”, estabelecida em 1983.

Um desenvolvimento posterior ocorreu em 1987 quando o Governo Federal promulgou a Lei de Proteção do Solo (“*Soil Protection Act*”), a qual reafirma o conceito de multi-funcionalidade do solo (VROM, 1988).

O Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda -VROM publicou, em 1994, em atendimento à Lei de Proteção de Solo, uma proposta de novos valores de orientação, derivados com base em conhecimentos científicos, incluindo a modelagem de avaliação de risco e considerando a variação da porcentagem de matéria orgânica e argila no solo (VROM, 1994). Estes novos valores foram denominados STI (“*Streefwaarde*” - referência, “*Toetsingswaarde*” - alerta e “*Interventiewaarde*”- intervenção), estabelecendo três níveis de qualidade para o solos e a águas subterrâneas:

- Valor de Referência - S, que indica o nível de qualidade para “solo limpo”, atendendo ao conceito de multifuncionalidade;
- Valor de Alerta - T, que representa a média entre o valor S e o valor I, o qual indica uma alteração das propriedades funcionais do solo e, quando excedido, pode requerer investigações detalhadas e monitoramento, e
- Valor de Intervenção - I, que indica o limite de qualidade, acima do qual existe risco à saúde humana e ao ambiente. Se este valor for excedido, em média, em um volume de 25 m³ de solo/sedimento ou em 100 m³ de água subterrânea, existe uma séria contaminação e a remediação é necessária.

Para determinação dos valores de referência (S), no que se refere a compostos naturalmente presentes (metais), foram empregadas relações empíricas, desenvolvidas como sendo uma função do conteúdo de argila e matéria orgânica no solo. A lista provisória foi discutida e criticada por um comitê de especialistas e a lista revisada foi publicada. Esses novos valores de referência estão sendo usados para caracterizar áreas contaminadas por resíduos perigosos e restringir licenças. A Tabela 2.3 apresenta as equações para determinar as concentrações naturais de metais no solo da Holanda, levando-se em consideração as porcentagens de argila e matéria orgânica e os valores obtidos pela aplicação das mesmas.



Tabela 2.3. Equações para o cálculo dos teores naturais de metais em função das porcentagens de argila (L) e de matéria orgânica (H) no solo e os valores de referência- S obtidos para H=10 e L=25.

Substância	Equação	Valor de referência (mg.kg ⁻¹)
Arsênio	$[15+0,4(L+H)]$	29
Cádmio	$[0,4+0,007(L+3H)]$	0,8
Cromo	$[50+2L]$	100
Cobre	$[15+0,6(L+H)]$	36
Chumbo	$[50+L+H]$	85
Mercúrio	$[0,2+0,0017(2L+H)]$	0,3
Zinco	$[50+1,5(2L+H)]$	140

Fonte: VISSER (1994)

No caso dos compostos naturalmente ausentes (antropogênicos), os valores de referência (S) adotados são os limites de detecção dos respectivos métodos analíticos, considerando-se a melhor tecnologia disponível (THEELEN e NIJHOF, 1996).

Para o estabelecimento dos valores de intervenção (I), foi reconhecida a necessidade de uma metodologia baseada em avaliações de risco, considerando os efeitos toxicológicos e ecotoxicológicos. O primeiro estágio do processo foi examinar os níveis de qualidade estabelecidos em outras legislações, a exemplo dos padrões da qualidade da água subterrânea estabelecidos como padrões de potabilidade.

O princípio básico da metodologia desenvolvida pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda, no estabelecimento dos valores de intervenção, é que uma contaminação de solo não é aceitável se o risco para a saúde humana ou ambiental exceder um nível de Risco Máximo Tolerável – MTR. De acordo com essa metodologia, a exposição a contaminante apresenta as seguintes vias:

- direta : ingestão de solo, absorção dérmica, inalação de gases e inalação partículas;
- indireta: ingestão de vegetais contaminados e ingestão de água (tratada ou não).

Para substâncias não carcinogênicas, o nível de risco máximo tolerável, considerando-se a saúde humana, é determinado pelo Ingresso Diário Tolerável (Tolerable Daily Intake - **TDI**). O TDI pode ser estimado a partir de estudos epidemiológicos sobre toxicologia humana ou animal em laboratório. Este valor descreve a exposição máxima tolerável em base diária.

Os índices de referência são utilizados para avaliar o risco devido à absorção de pequenas doses diárias em período de exposição igual à duração do tempo de vida, para a população em geral (média populacional). Quando o total de exposição ultrapassa o TDI, a contaminação de solo não é aceitável e a intervenção é necessária.

Outros índices de referência utilizados são: Ingresso Diário Aceitável (ADI) para aditivos alimentares e a Dose de Referência (RfD) que foram definidos pela EPA.

Para substâncias carcinogênicas, admite-se um risco para a saúde humana de 10^{-4} , ou seja, a possibilidade de ocorrer um caso adicional de tumor letal em cada 10.000 pessoas, para uma exposição de longo termo, considerando-se a expectativa média de vida da população de 70 anos (VROM, 1988). Destaca-se que o risco de 10^{-4} é adotado em função ser calculado com base na somatória de todas as vias de exposição.



Pelo uso do modelo matemático de avaliação de risco denominado C-Soil, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Saúde humana e Meio Ambiente da Holanda (RIVM), pode-se prever, a partir de uma concentração inicial existente no solo, as concentrações do contaminante nos outros compartimentos do solo (solução do solo e ar do solo). Calcula-se então a concentração do contaminante na água subterrânea, considerando-se fatores de atenuação e diluição, no ar atmosférico dentro e fora de construções e nos vegetais e fatores de bioacumulação. Calcula-se o ingresso do contaminante no indivíduo, em cada via de exposição considerada, ou seja, ingestão de solo, inalação de material particulado, poeiras e vapores, contato dérmico, ingestão de água subterrânea e ingestão de vegetais.

Somando-se a contribuição dessas vias de exposição, pode-se calcular o ingresso diário total de um contaminante. Então o valor de Intervenção para saúde humana é definido como sendo igual à concentração de uma substância no solo ou na água subterrânea, que resulte em um ingresso diário total igual ao TDI.

No cálculo da concentração do contaminante na água subterrânea, como existem processos de atenuação e diluição, utiliza-se um fator que correlaciona a concentração na solução do solo com a concentração no aquífero. Este fator foi assumido como sendo 10, ou seja, a concentração no aquífero é 10 vezes menor que a concentração na solução do solo, calculada pelo modelo C-soil.

A metodologia holandesa adota o critério da multifuncionalidade do solo onde, além do risco à saúde humana, considera-se também o risco ambiental. A derivação de valores de intervenção é baseada em toxicologia humana e em critérios ecotoxicológicos, geralmente obtidos através de testes com minhocas, peixes e outros organismos. A base da derivação dos valores ecotoxicológicos é o LC-50, ou seja, concentrações nas quais, 50% das espécies do ecossistema são adversamente afetadas (decréscimo do crescimento e/ou da reprodução). Finalmente, há uma integração dos valores determinados com base em testes toxicológicos e ecotoxicológicos, adotando-se geralmente, o menor valor entre os dois.

2.4. Legislação na Alemanha

No início do projeto CETESB de estabelecimento de valores orientadores, não existia na Alemanha uma legislação federal sobre o assunto. Cada Estado ou Município possuía sua própria lista de valores genéricos com seus próprios critérios.

Posteriormente, a Legislação Federal Alemã de Proteção do Solo, entre outras exigências, estabeleceu três tipos de valores orientadores genéricos para solos de modo a evitar alterações prejudiciais a este meio:

- valor gatilho (*trigger*), o qual quando excedido, requer uma investigação caso a caso, considerando os usos do solo mais relevantes, identificando se existe perigo ou contaminação no local;
- valor de ação (*action*), o qual, se excedido, significa normalmente um sinal de que existe perigo ou contaminação, considerando os usos do solo mais relevantes, e medidas de controle são requeridas;
- valor de precaução (*precautionary*), quando excedido, indica que há uma preocupação quanto a uma alteração da qualidade do solo, considerando-se também fatores geogênicos.

Este valor de precaução inclui exigências para prevenção ou redução da poluição, estabelecendo cargas poluidoras permissíveis.

Além dos valores estabelecidos, a Legislação Federal também inclui regulamentações técnicas sobre amostragem, preparação de amostras, padronização analítica e garantia de qualidade.

Estes valores foram derivados com base no cálculo da exposição estimada, devido ao contato direto com o solo, para crianças em parques infantis, áreas residenciais e parques públicos e para adultos também no cenário industrial/comercial. Valores orientadores para vias indiretas de exposição



separadamente, ou seja, solo – planta (horta, agricultura e pastagem) e solo – água subterrânea, também foram derivados. (BACHMANN, 2000)

Para contaminantes não carcinogênicos, utilizou-se como dose tolerável o TRD – “tolerable resorbed body dose”, que para algumas substâncias, diferem dos valores estabelecidos pela Holanda para ingresso diário tolerável, o TDI. Para calcular a dose virtualmente segura para substâncias carcinogênicas, admitiu-se um risco de 10^{-5} para cada via de exposição. Os valores derivados por fórmulas de exposição foram analisados por especialistas e alguns deles, modificados.

O conhecimento das concentrações naturais dos metais no solo é de grande interesse para o propósito de proteção do solo e foram calculadas com base em análises de aproximadamente 16.000 amostras de solos. Essas concentrações foram utilizadas para checar a coerência dos valores de investigação calculados (BACHMANN, 2000).

A versão preliminar da Lei Federal de Proteção do Solo foi enviada aos Estados e à organizações não governamentais, afim de obter comentários e sugestões, sendo finalmente promulgada em 1999, em caráter nacional, contemplando estratégias de prevenção e também de controle de áreas contaminadas. Nessa Lei, foram estabelecidos valores de investigação para 14 substâncias prioritárias, a saber, arsênio, chumbo, cádmio, cianetos, cromo, níquel, mercúrio, aldrin, benzo-a-pireno, DDT, hexaclorociclohexano, pentaclorofenol e PCB's. O valor de intervenção foi estabelecido somente para dioxinas.

As Tabelas 2.4, 2.5 e 2.6 apresentam os valores orientadores utilizados na Alemanha (BACHMANN, 2000). A Tabela 2.4 apresenta Valores de Ação, segundo o artigo 8, parágrafo 1 sentença 2 da Lei Federal de Proteção do Solo, para absorção direta de dioxinas/furanos em parques infantis, áreas residenciais, parques recreacionais e áreas industriais/comerciais. A Tabela 2.5 apresenta Valores Gatilho (“trigger”) segundo o artigo 8, parágrafo 1 sentença 2 da Lei Federal de Proteção do Solo, para absorção direta de poluentes em parques infantis, áreas residenciais, parques recreacionais e áreas industriais/comerciais.

A Tabela 2.6 apresenta Valores Gatilho (“trigger”) para substâncias orgânicas e inorgânicas, segundo o artigo 8, parágrafo 1 sentença 2 da Lei Federal de Proteção do Solo, para a via solo – água subterrânea.

Tabela 2.4. Valores de Ação, utilizados na Alemanha, para dioxinas/furanos para a via de exposição direta.

Valores de ação [ng I-TEq/kg TM]*				
Substância	Parques infantis	Áreas Residenciais	Parques recreacionais	Industrial e Comercial
dioxinas/furanos (PCDD/F)	100	1.000	1.000	10.000

* soma 2,3,7,8-TCDD-toxicidade equivalente (NATO/CCMS).



Tabela 2.5. Valores Gatilho (“trigger”) utilizados na Alemanha, para a via de exposição direta.

Substância	Valores Gatilho [mg/kg TM]			
	Parques infantis	Áreas Residenciais	Parques recreacionais	Industrial e Comercial
arsênio	25	50	125	140
chumbo	200	400	1.000	2.000
cádmio	10 ¹⁾	20 ¹⁾	50	60
cianeto	50	50	50	100
cromo	200	400	1.000	1.000
níquel	70	140	350	900
mercúrio	10	20	50	80
aldrin	2	4	10	—
benzo(a)pireno	2	4	10	12
DDT	40	80	200	—
hexaclorobenzeno	4	8	20	200
bexaclorociclo- hexano - HCH	5	10	25	400
pentaclorofenol	50	100	250	250
Bifenilas policloradas (PCP ₆) ²⁾	0,4	0,8	2	40

1) em quintais e pequenos jardins onde crianças brincam e vegetais são cultivados para consumo, deve ser aplicado o valor gatilho de 2 mg/kg .

2) Se for determinada a concentração total de PCB, o valor determinado deve ser dividido por 5.



Tabela 2.6. Valores Gatilho (“trigger”) utilizados na Alemanha, para a via indireta solo – água subterrânea.

Substância	Valor Gatilho ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
arsênio	10
chumbo	25
cádmio	5
cromo total	50
cobalto	50
cobre	50
molibdênio	50
níquel	50
mercúrio	1
selênio	10
zinco	500
cianeto total	50
cianeto, livre	10
fluoreto	750
Óleo mineral	200
BTEX	20
Benzeno	1
Hidrocarbonetos halogenados voláteis	10
Aldrin	0,1
DDT	0,1
Fenois	20
PCB, total ⁴	0,05
PAH, total ⁵	0,20
Naftaleno	2

- 1) n-alcanos (C 1 O C39), isoalcano, cicloalcanos and hidrocarbonetos aromáticos
- 2) hidrocarbonetos voláteis aromáticos (benzeno, tolueno, xilenos, etilbenzenoe, estireno, cumeno)
- 3) Hidrocrbonetos voláteis alogenados (soma de hidrocarbonetos halogenados C 1 e C2)
- 4) PCB, total: soma de bifenilas policloradas , via de regra determinação de 6 congêneros de acordo com a Legislação Alemã “Used Oil Ordinance (DIN 51527), multiplicado por um fator de 5
- 5) PAH, total: soma dos hidrocarbonetos aomáticos policíclicos com exceção do naftaleno e do metilnaftaleno via de regra , a determinação da soma de 15 substâncias individuais de acordo com a lista da Agência de Proteção Ambiental – EPA – dos Estados Unidos.



2.5. Metodologia Adotada para o Estado de São Paulo

Atualmente, todos os países que consideram seriamente a proteção do solo, estão tentando encontrar um meio termo entre o uso de critérios numéricos (valores orientadores) e a avaliação de risco caso a caso. Na Holanda, a avaliação de risco caso a caso está sendo empregada apenas para áreas extensas (VISSER, 1994) e nos Estados Unidos, muitos Estados estão desenvolvendo seus critérios numéricos com objetivos similares àqueles usados na Holanda (BUONICORE, 1995).

No início do desenvolvimento deste projeto, a metodologia para estabelecimento de valores orientadores era recente nos Estados Unidos e estava sujeita a aperfeiçoamentos. A Alemanha apresentava várias listas, cada uma com sua própria metodologia, sendo o gerenciamento das áreas contaminadas efetuado pelos municípios, não possuindo, até 1999, uma legislação federal unificada para ser adotada como modelo (CETESB, 1997b). A Holanda já possuía uma lista de valores genéricos orientadores para solos e águas subterrâneas aceita mundialmente, cuja metodologia utilizada poderia ser aplicada no Estado de São Paulo.

Internacionalmente, apesar de não existir uniformidade quanto à nomenclatura utilizada (*trigger, threshold, guiding values, intervention, precaution, reference values, background, etc.*), os valores orientadores representam a base da política de proteção de solos e águas subterrâneas (BACHMANN, 1999).

Cabe ressaltar que a CETESB, na falta de valores orientadores estabelecidos para o Estado, já se utiliza de valores internacionais para solos e águas subterrâneas. A metodologia utilizada por cada país, na derivação desses valores varia significativamente e, via de regra, não dispomos de informações a respeito dos critérios utilizados.

No Estado de São Paulo, a CETESB é responsável pela prevenção e controle da poluição de solos e águas subterrâneas, devendo estabelecer valores orientadores com os seguintes objetivos:

- Conhecer as concentrações naturais dos elementos legislados, principalmente os metais, para avaliação da qualidade de solos e águas subterrâneas;
- Subsidiar uma política de prevenção que define ações para redução da quantidade de poluentes aplicados em futuras destinações finais no solo; e
- Subsidiar uma política de gerenciamento de áreas contaminadas, afim de controlar os riscos à saúde humana e ambiental.

Com base nas considerações anteriores e nas informações apresentadas no Relatório Técnico Parcial (CETESB, 1997b), conclui-se que a melhor alternativa para o Estado de São Paulo, é a adoção de uma estratégia combinada, utilizando-se uma lista de valores orientadores genéricos para o monitoramento da qualidade do solo e água subterrânea e para diagnóstico e apoio à decisão quanto às ações de controle das áreas suspeitas de contaminação e avaliação de risco caso-a-caso onde se fizer necessária, em etapas posteriores.

Após avaliação e comparação entre várias legislações para solos e águas subterrâneas e entre metodologias para derivação de listas genéricas, elegeu-se a metodologia holandesa como base para o estabelecimento de valores orientadores próprios para o Estado de São Paulo (CETESB, 1997b).

As justificativas para adoção da metodologia holandesa, como base para o estabelecimento de valores de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas são as seguintes:

- É amplamente conhecida, aceita e seguida por diversos países. Muitos países se referem à lista holandesa para suprir a falta de valores orientadores próprios para vários compostos (senão todos). Muitas empresas de consultoria ambiental que atuam no Estado de São Paulo tem apresentado relatórios à CETESB, usando a lista holandesa para constatar a necessidade ou não de intervenção na área estudada.



- A Holanda foi o primeiro país a estabelecer valores orientadores para solo e água subterrânea e apresenta atualmente uma metodologia revisada e consolidada.
- É uma metodologia baseada em critérios científicos, usando modelagem matemática de avaliação de risco à saúde humana.
- Permite alterações nos valores das variáveis básicas do modelo, facilitando assim a adaptação às condições do Estado de São Paulo e a introdução de diferentes cenários.

Esta proposta foi apresentada e discutida com os diferentes setores envolvidos com a questão e consolidada durante o I Seminário Internacional sobre Qualidade de Solos e Águas subterrâneas, realizado em julho de 1996, na CETESB.

A adaptação da metodologia holandesa para o Estado de São Paulo incorporou outros critérios, como por exemplo a adoção de diferentes cenários de uso e ocupação do solo, como é feito na França, Canadá e Alemanha e o conceito de valor de alerta com base no valor de precaução, introduzido em 1999, pela Lei Federal alemã de proteção de solos.

Considerou-se também, tal como é feito nos Estados Unidos e Alemanha, somente dados de toxicologia humana e não os ecotoxicológicos, para os valores de intervenção.

Concluindo, como adequação das metodologias internacionais, para as condições do Estado de São Paulo, propõe-se três níveis de valores orientadores:

- valor de referência de qualidade - **R** , que indica o nível de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas;
- valor de alerta - **A** , que indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos e águas subterrâneas, com caráter preventivo e quando excedido, requer monitoramento, identificação das fontes de poluição e seu controle.
- valor de intervenção - **I** , que indica o limite de contaminação acima do qual, existe risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área, a qual inclui uma investigação detalhada e a adoção de medidas emergenciais, visando a minimização das vias de exposição como a restrição do acesso de pessoas à área e suspensão do consumo de água subterrânea

O fluxograma de uma proposta de gerenciamento de qualidade e contaminação de solo e água subterrânea, é apresentado na Figura 2.1, destacando-se a utilização dos valores orientadores (CASARINI, 1998).



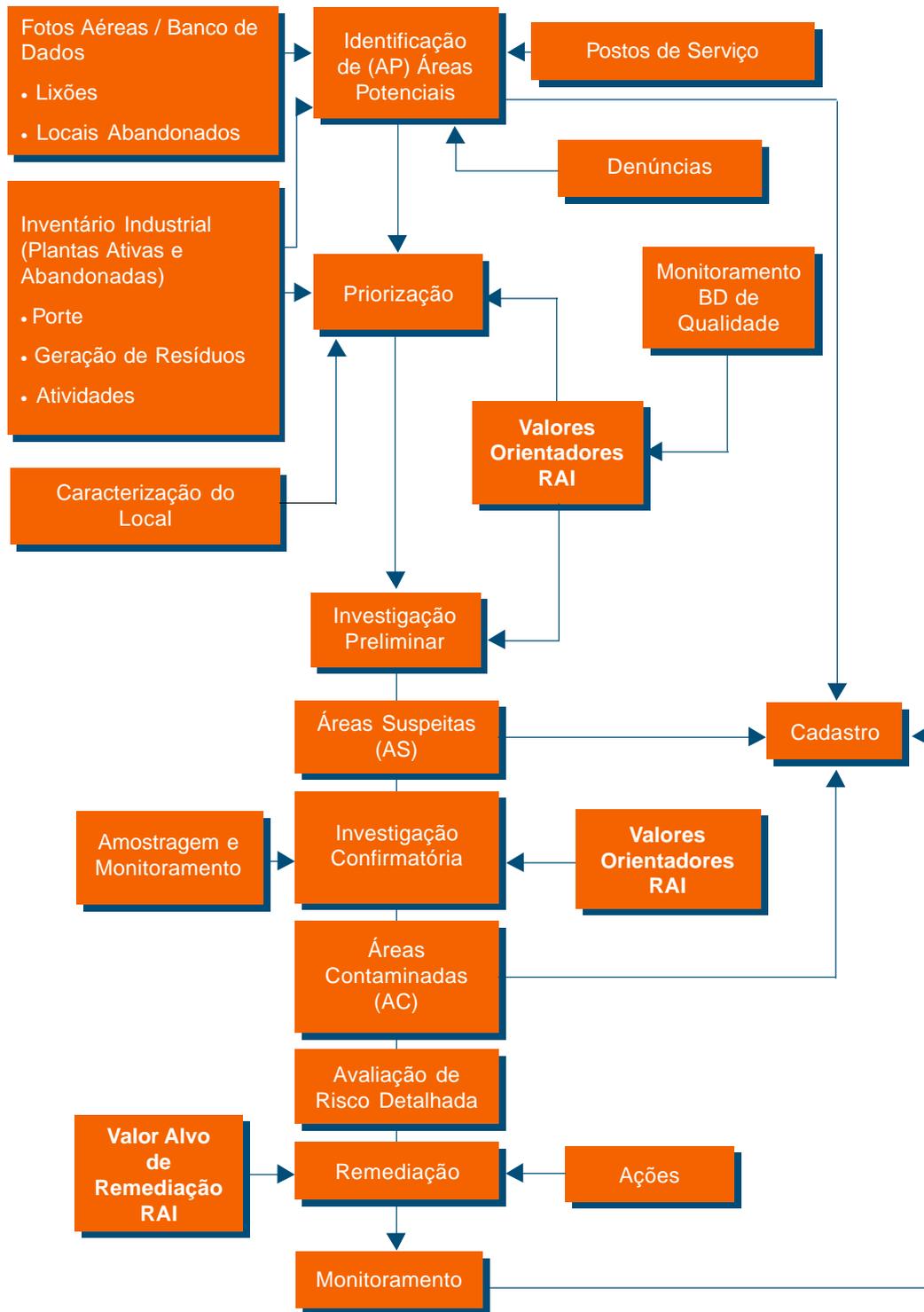
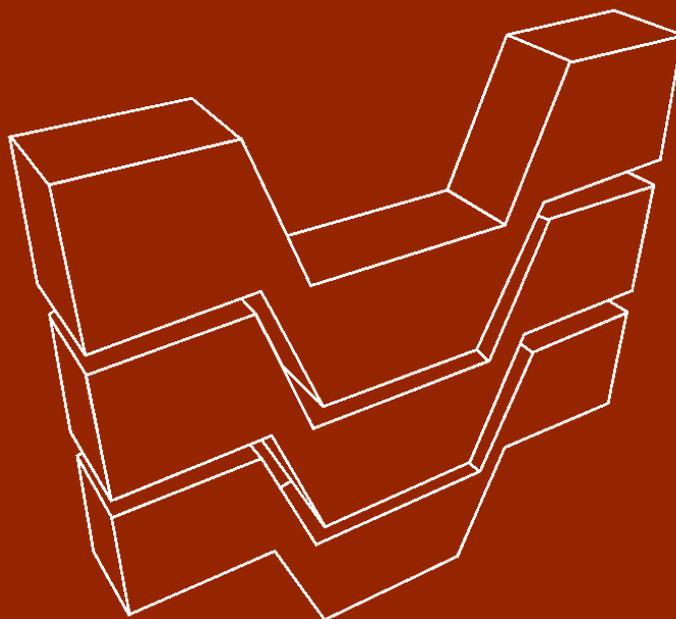


Figura 2.1. Fluxograma para gerenciamento da qualidade e contaminação de solo e água subterrânea. Adaptado de CETESB (1999a).





3 estabelecimento de valores de referência de qualidade para Solos e para águas subterrâneas

O valor de referência de qualidade -R indica a concentração natural de uma substância em solos ou águas subterrâneas que não tenham sido impactados antropogenicamente.

Este valor orientador tem como principais funções, fornecer subsídio para avaliação de qualidade de solos e águas subterrâneas e auxiliar no estabelecimento de valores máximos permitidos. As anomalias, ou seja, as concentrações naturalmente elevadas, serão avaliadas localmente.

Para definir os valores de referência de qualidade – R, foram considerados dois grupos de substâncias: as naturalmente ausentes e as naturalmente presentes no solo. Para cada um destes grupos desenvolveu-se uma metodologia específica.



3.1. Substâncias Naturalmente Ausentes no Solo

Considera-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 e por práticas agrícolas indiscriminadas.

Uma vez que, analiticamente, o valor de concentração zero não é determinado, o valor de referência de qualidade pode, a exemplo do que é praticado em outros países, ser estabelecido como o limite de detecção dos métodos analíticos que representem a melhor tecnologia analítica disponível em procedimentos analíticos padronizadas. Na Tabela 3.1 são apresentados os limites de detecção para os compostos de maior interesse ambiental analisados atualmente em rotina no Laboratório de Química Orgânica da CETESB e aqueles obtidos em métodos analíticos praticados internacionalmente, para os casos em que a CETESB ainda não dispõe de metodologia padronizada.

Tabela 3.1. Limites de detecção dos métodos analíticos adotados na CETESB e pela American Society for Testing and Materials (ASTM) para solos

Substância	LIMITES DE DETECÇÃO PARA MOSTRAS DE SOLOS	
	CETESB (mg.kg ⁻¹)	ASTM (ppm)
Aldrin	0,00125	-
Antraceno	-	0,17
Benzeno	0,25	-
Cloreto de Vinila	-	0,05
DDT	0,0025	-
Diclorobenzeno		0,02
1,2 Dicloroetano	0,5	-
Diclorofenol		
Endrin	0,00375	-
Estireno	-	0,05
Fenol	-	0,3
Hexaclorobenzeno	0,0005	-
Lindano - HCH	0,00125	-
Naftaleno	-	0,20
PCB (Bifenilas Policloradas)	0,020	-
Pentaclorofenol	0,010	-
Tetracloroetileno	0,10	-
Tolueno	0,25	-
1,1,1 Tricloroetano	-	0,01
Tricloroetileno	0,10	-
Triclorofenol	-	0,2
Xileno	0,25	-



3.2. Substâncias Naturalmente Presentes no Solo

Para as substâncias inorgânicas de interesse ambiental (metais pesados), que ocorrem naturalmente no solo, os valores de referência de qualidade podem ser estabelecidos em função das suas concentrações naturais, levando-se em consideração a variação das propriedades do solo.

A expressão “metal pesado”, comumente utilizada para designar metais classificados como poluentes, na verdade aplica-se a elementos que têm peso específico maior que 5 g.cm^{-3} ou que possuem um número atômico maior que 20. A expressão engloba metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio (Se). Trata-se, portanto, de um conjunto muito heterogêneo de elementos.

Às vezes, usa-se, como sinônimos, outros termos como “elementos-traço” ou “metais-traço”, os quais também não são adequados, visto que o qualitativo “traço” na química analítica quantitativa é reservado para designar concentrações ou teores de qualquer elemento que não podem ser quantificados por que sua concentração é muito baixa. Imprópria ou não, a expressão “metal pesado” parece ter sido a mais usada para designar metais classificados como poluentes do ar, água, solo, alimentos e forragens. Na lista de metais pesados estão com maior frequência os seguintes elementos: Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, Co, Ni, V, Al, Ag, Cd, Cr, Hg e Pb (MALAVOLTA, 1994). Neste relatório todos estes elementos serão denominados como metais.

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 diversa e governada por muitos fatores, sendo os mais importantes, as condições climáticas e o material parental.

Segundo SINGH e STEINNES (1994), os metais em solos são derivados tanto do intemperismo, que age sobre o material parental, como de fontes externas naturais (erupção vulcânica) ou antrópicas (indústrias, agricultura).

Em vista disto, a Holanda, para calcular os valores de referência de qualidade, utilizou o critério de que a concentração natural de metais pode ser estimada pela sua correlação com algumas propriedades físicas e químicas do solo que influenciam às condições micro-ambientais e são determinantes da adsorção de metais, no caso em questão com a matéria orgânica e a porcentagem da fração argila.

Assim, além do levantamento das concentrações de metais em diversos tipos de solo, também fez parte deste trabalho, estudos estatísticos de análise multivariada correlacionando as concentrações naturais dos metais e as principais propriedades do solo, tendo como objetivo a formulação de equações, derivadas pelo método de regressão linear, onde, pudesse ser estimado o teor do metal, a partir dos valores encontrados para as propriedades do solo.

Dentre as propriedades do solo que afetam a retenção e mobilidade de metais pesados, estão o pH, CTC, quantidade de matéria orgânica, quantidade e tipo de fração argila (argilas silicatadas e óxidos) e competição iônica (MATOS, 1995).

Estudos de correlação e o equacionamento de modelos de regressão múltipla, a fim de estabelecer a contribuição de propriedades do solo tem sido apresentados na literatura para muitos metais (MATOS, 1995). SINGH e STEINNES (1994) observaram em vários estudos que existe uma forte correlação entre a concentração natural de metais no material de origem e em solos desenvolvidos a partir deste. MATOS *et al.* (1995a) estudando a destinação de resíduos no solo elaboraram modelos de regressão múltipla associando os fatores de retardamento e coeficientes de difusão dos metais zinco, cádmio, cobre e chumbo às propriedades físicas e químicas do solo. A participação das propriedades físicas nos modelos foi pequena enquanto que as participações da matéria orgânica e concentração de fósforo foram as mais significativas.



MATTIAZZO e GLORIA (1995) observaram que os efeitos prejudiciais da presença de metais, provenientes da destinação de resíduos sólidos, manifestaram-se em solos com baixa capacidade de troca catiônica - CTC ($< 5 \text{ cmol}/100 \text{ cm}^3$) e baixos conteúdos de argila, particularmente quando o pH do solo, determinado em água, estava ao redor de 4,0. Estes mesmos autores concluíram ainda que, da mesma forma que em solos de clima temperado, a quantidade máxima permissível de metais a ser adicionada em solos de clima tropical pode ser limitada pelo valor CTC e pH do solo, no momento da adição. No entanto, segundo estes mesmos autores, os parâmetros mais indicados para definir a quantidade máxima de metais a ser aplicada em um solo, estejam eles presentes num resíduo orgânico ou inorgânico, são o conteúdo de argila e de óxidos de ferro e alumínio.

MATTIAZZO *et al.* (1995) concluíram que, em função da concentração de metais adicionada, para solo arenoso de baixa CTC, a atividade microbiana, traduzida pela quantidade de CO_2 liberado, foi significativamente afetada pela presença de metais, que ficaram disponíveis e esse efeito não foi revertido pelo aumento do valor do pH do solo. No solo argiloso, a presença de metais não afetou a atividade microbiana em valores de pH do solo iguais ou acima de 5. Esses resultados foram também obtidos por MATTIAZZO e BARRETO (1995) que observaram que o efeito da adição de metais foi mais prejudicial em solos de baixa CTC e baixo conteúdo de argila, particularmente quando o valor do pH era 4,0 no momento da adição do metal na forma solúvel.

Segundo MATOS *et al.* (1995b), os solos podem apresentar uma grande variedade de sítios de adsorção, com diferentes propriedades de ligações e grande quantidade de complexos aquoso-iônicos e não iônicos capazes de participarem da adsorção e possivelmente dos processos de precipitação de metais.

Os metais podem, ainda, ser retidos no solo por complexação e quelação pela matéria orgânica, por adsorção específica em óxidos de ferro, alumínio e manganês e oclusão em carbonatos. Os mesmos autores observaram que a classe e horizonte do solo afetaram significativamente a adsorção e consequentemente a mobilidade dos metais (Zn, Cd, Cu, Pb). Dentre os tipos de solos estudados, o podzólico vermelho amarelo - PV, foi o de maior capacidade de retenção dos metais e o latossolo vermelho amarelo - LVa, o de menor capacidade. No que se refere aos horizontes do solo, a interação solo/soluto foi mais pronunciada no horizonte A, ficando os horizontes subsuperficiais (B e C) com interações bem mais restritivas.

NUVOLARI (1996) afirma que embora os teores de matéria orgânica sejam baixos em solos tropicais, sua presença, mesmo em pequenas quantidades, aumenta a superfície específica média dos solos, pelo elevado grau de divisão dessas partículas, provocando mudanças na CTC dos solos. Em estudos conduzidos por PEREIRA (1995), verificou-se que as concentrações de ferro e alumínio apresentavam uma correlação direta com as características do solo: idade e distribuição do tamanho das partículas (análise textural).

Segundo a revisão apresentada por MATOS (1995a) as características do solo citadas como de melhores correlações para adsorção de cádmio foram pH, teor de matéria orgânica, a CTC e a superfície específica, para o chumbo foram teor de argila, pH, soma de bases ou cálcio trocável, para o cobre foram pH, soma de bases ou cálcio trocável, teor de matéria orgânica e CTC, enquanto para o zinco foram o pH, CTC, superfície específica e com os óxidos de ferro amorfo.



3.2.1. Metodologia

Os valores de referência foram obtidos a partir de análises estatísticas descritivas e multivariadas dos dados analíticos de metais e outros parâmetros determinados em amostras dos principais tipos de solos do Estado de São Paulo, coletadas em áreas sem influências antropogênicas.

3.2.1.1. Seleção dos Parâmetros

Os metais determinados foram: alumínio, antimônio, arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, prata, selênio, vanádio e zinco, por serem aqueles que apresentam riscos à saúde humana e os mais comumente encontrados em casos de contaminação de solo.

Os parâmetros do solo determinados foram: matéria orgânica, granulometria (frações areia, silte e argila); pH; resíduo volátil, capacidade de troca catiônica (CTC), óxidos de ferro, manganês e alumínio, por serem teoricamente relacionados com as concentrações naturais de metais no solo.

3.2.1.2. Seleção das Áreas para Amostragem de Solo

As concentrações naturais de metais em solos, as quais serão utilizadas para obtenção dos valores de referência, foram obtidas pela análise de solos provenientes de algumas áreas remotas, ou com o mínimo de interferência antrópica, tal como proposto por SINGH & STEINNES, 1994. Assim, foram selecionadas áreas, com vegetação nativa ou reflorestamento antigo, para minimizar a possibilidade de escolha de um solo que tenha sofrido efeito antropogênico num passado recente de, no mínimo, vinte anos.

Para identificação e seleção das áreas de coleta, utilizou-se informações técnicas fornecidas pelo pedólogo do IAC Helio do Prado (PRADO, 1996), e das Cartas Pedológicas Semidetalhadas do Estado de São Paulo (IAC, 1981a; IAC, 1981b; IAC, 1981c; IAC, 1982a; IAC, 1982b; IAC, 1983a; IAC, 1983b; IAC, 1989; IAC, 1991; IAC, 1992 e IAC, 1996).

Foram selecionadas as Estações Experimentais do Instituto Agronômico de Campinas - IAC e do Instituto Florestal, distribuídas por todo o Estado de São Paulo, para amostragem dos principais tipos representativos de solos do Estado de São Paulo, de modo a garantir a maior amplitude possível de variação das propriedades do solo consideradas.

Nas Instituições onde não foi possível a realização da coleta, novas áreas da região foram selecionadas. As áreas amostradas foram, então, as seguintes:

- | | |
|------------------------------|---|
| • Piracicaba e Assis | : Instituto Agronômico de Campinas (IAC); |
| • Ribeirão Preto | : IAC e Instituto Florestal; |
| • Pariquera-Açú | : IAC e propriedade particular em Registro; |
| • Rio Claro | : Horto Florestal da FEPASA; |
| • Campos do Jordão e Ubatuba | : Instituto Florestal; |
| • Pindamonhangaba | : Instituto de Zootecnia; |
| • São Carlos | : Propriedade particular na estrada São Carlos – Analândia. |



Essas áreas estão indicadas na Figura 3.1 e englobam 13 tipos diferentes de solos, a saber:

- Latossolo vermelho escuro – LE
- Latossolo roxo - LR
- Podzólico vermelho escuro - PE
- Gleí pouco húmico (hidromórfico)– G
- Litossolo - L
- Orgânico - O
- Podzol – P
- Latossolo vermelho amarelo – LV
- Terra roxa estruturada - TE
- Podzólico vermelho amarelo - PV
- Areia Quartzosa – AQ
- Aluvial - A
- Cambissolo - C

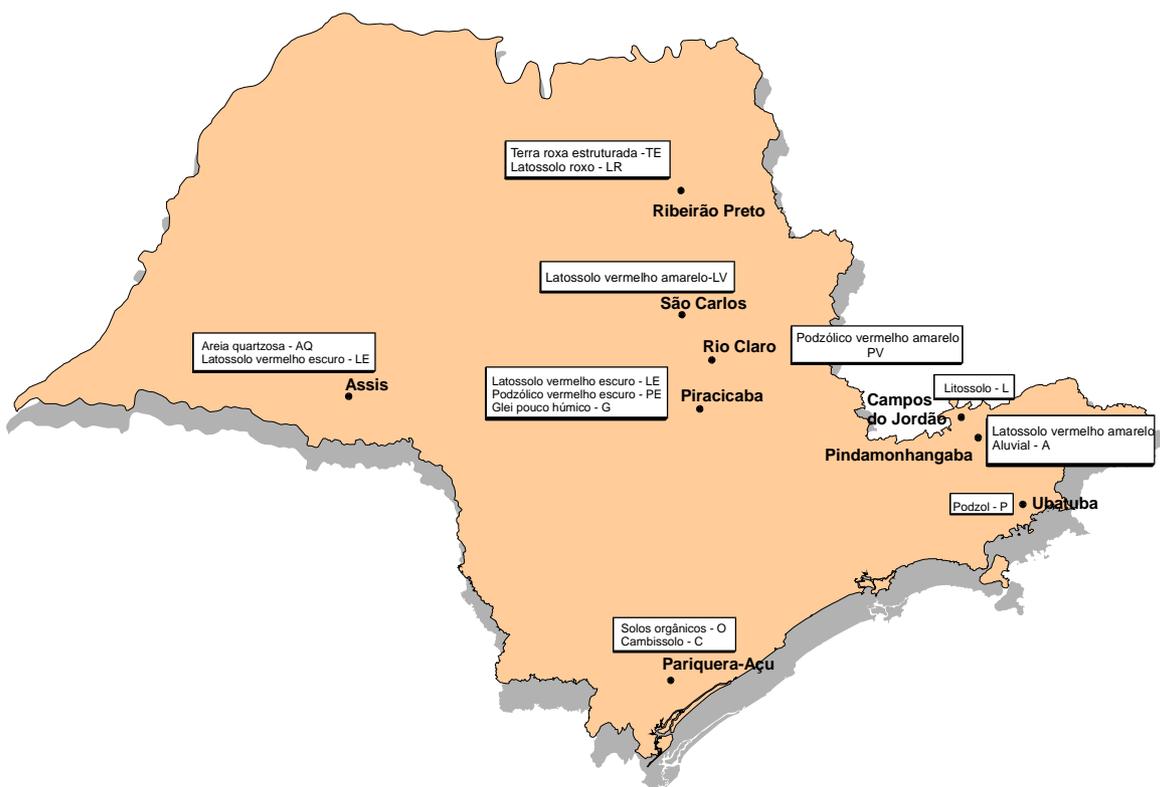


Figura 3.1. Localização das áreas e indicação dos tipos de solos amostrados

As características básicas destes tipos de solo são apresentadas na Tabela 3.2. Uma correlação entre a classificação brasileira de solos com as classificações internacionais foi apresentada no relatório parcial deste projeto (CETESB, 1997b).



Tabela 3.2. Características básicas dos solos amostrados.

Substância	Área do Est. de S.P. (%)	Rocha ou Material de Origem	Descrição Carta Pedalógica
Latossolo Roxo	14,7	Efusivas básicas, metabasitos, tufitos	Distrófico a moderado ou proeminente. Textura argilosa ou muito argilosa.
Latossolo Vermelho Escuro	24,1	Sedimentos argilo arenosos	Álico. Assis – textura média a moderada. Piracicaba- textura muito argilosa a moderada.
Latossolo Vermelho Amarelo	13,6	Sedimentos argilo arenosos	São Carlos – Álico a proeminente. Textura muito argilosa a argilosa.
Terra Roxa Estruturada	1,1	Derrames basálticos, rochas alcalinas, efusivas ou plutônicas	Eutrófico a moderado.
Podzólico Vermelho Escuro	19,7	Calcário, rocha ígnea ou metamórfica, rocha sedimentar pelítica, argilito, folheto	Textura argilosa ou muito argilosa, com ou sem cascalho.
Podzólico Vermelho Amarelo	7,5	Rocha ígnea ou sedimentos	
Glei pouco húmico	1,1	Sedimentos	
Areia Quartzosa	—	Sedimentos arenosos	Álico a moderado. Textura arenosa.
Orgânico	1,1	Sedimentos orgânicos em excesso de água	Distrófico a moderado. Alta porcentagem de matéria orgânica.
Cambissolo	—	Muito variável, tanto rochas como sedimentos	Distrófico a moderado. Textura argilosa a média argilosa. Sedimentos aluviais com baixa CTC.
Podzol	—	Sedimentos arenosos	
Aluvial	0,3	Sedimentos	
Litossolo	1,28	Diversos	

n = critério não aplicável. — = informação não disponível

Fonte: PRADO(1996) ; Paiva Neto (1951)



3.2.1.3. Metodologia de Amostragem

Para cada tipo de solo, foram amostradas 3 glebas, cada uma com área não superior a 20 ha, cujas características foram consideradas homogêneas entre si quanto à cor, textura do solo, topografia, drenagem e cobertura vegetal. A Figura 3.2 ilustra uma das glebas selecionadas.

Coletou-se em cada gleba uma amostra composta da superfície e outra de subsuperfície, perfazendo por tipo de solo, um total de 6 amostras compostas.

Foram amostradas duas profundidades fixas, 0 a 20cm (superfície) e 80 a 100cm (subsuperfície), objetivando-se obter uma idéia preliminar sobre as concentrações de metais no solo, incluindo as variações decorrentes das alterações das características do solo em subsuperfície. A escolha de 80 a 100cm como profundidade fixa da camada de subsuperfície teve como base os estudos preliminares, desenvolvidos no IAC, em solos tipo latossolos (OLIVEIRA e PRADO, 1987).

O procedimento de amostragem baseou-se em uma série de operações para extrair porções que, combinadas e reduzidas a tamanho apropriado, dão a uma parcela características representativas do sistema (Chitolina, 1982 *apud* SILVA, 1999). Cada uma dessas porções é chamada de amostra simples e a combinação delas, de amostra composta (Kempthorne e Almaras, 1965 *apud* SILVA, 1999). Na condição de amostra composta, cada porção amostrada é denominada de sub amostra.

Existem vários métodos para determinar o número mínimo de sub amostras necessárias para que uma amostra composta apresente uma porcentagem de variação, representativa do local, mas de maneira geral, recomenda-se no Brasil, a coleta de 10 a 30 sub amostras para formar uma amostra composta em uma área de entorno de 15 ha, dependendo da uniformidade do terreno e recolhidas em ziguezague (SILVA, 1999).

Como as glebas amostradas apresentavam condições de terreno uniforme, optou-se por amostras compostas constituídas de 10 sub amostras, coletadas, como recomendado, andando-se pela gleba em ziguezague.

A retirada do solo foi realizada com o auxílio de um trado manual de aço inox, utilizando-se as ponteiros recomendadas para os diversos tipos de solo: caneco padrão, rosca, caneco para materiais coesos e caneco para materiais granulares. Os demais equipamentos de coleta foram: pá cavadeira, para escavar o solo até próximo da profundidade real de coleta; espátulas de aço inox para retirada das amostras e bandejas de polietileno para homogeneização das amostras.

Os frascos de polietileno de boca larga e tampa rosqueável, utilizados para o acondicionamento das amostras, foram previamente tratados, para limpeza e descontaminação, com ácido nítrico 10% por 24hs e enxaguados cinco vezes com água deionizada. Após a coleta em cada gleba, os equipamentos de campo eram tratados com ácido nítrico e enxaguados com água deionizada.

Foram adotados os procedimentos gerais de coleta recomendados por DEMATTÊ (1996), BRASIL SOBRINHO (1995), LEMOS e SANTOS (1984) e ALLOWAY (1990) e descritos a seguir:

- À cada coleta de uma nova sub amostra, a vegetação e o material grosseiro da superfície do terreno foram removidos e a primeira camada descartada, evitando contaminação cruzada entre sub amostras (Figura 3.3).

- O solo foi retirado do trado com o auxílio de uma espátula e colocado em bandejas de homogeneização, descartando-se a porção aderida ao trado, de modo a evitar a contaminação da amostra com metais originários da ferramenta (Figura 3.4).

- Com cavadeira manual, alargou-se o furo até a profundidade de 70 cm, diminuindo-se assim o arraste de partículas, do solo superficial (Figura 3.5).

- A perfuração continuou novamente com trado, sendo o solo da profundidade de 70 a 80 cm descartado e a sub amostra coletada, na profundidade entre 80 a 100 cm.



• Da mesma forma que a sub amostra da superfície, o material foi retirado do trado com auxílio de outra espátula, e colocado em bandeja específica para esta profundidade.

• Após a coleta de 10 sub amostras, o solo coletado foi homogeneizado manualmente, utilizando-se um par de luvas descartáveis específicas para cada bandeja, formando uma amostra composta para cada profundidade (Figura 3.6).

• As amostras foram colocadas em frascos totalmente preenchidos, devidamente identificados e acondicionados para análise química em caixas de isopor com gelo, e para análise de granulometria em sacos plásticos.

As amostras foram armazenadas em câmara fria, a 4°C, até o envio aos laboratórios.



Figura 3.2. Ilustração das características dos pontos de coleta com vegetação nativa.



Fig. 3.3. Ilustração da remoção de vegetação e material grosseiro da superfície do local.



Figura 3.4. Ilustração do procedimento de coleta.





Figura 3.5. Ilustração dos procedimentos para a amostragem em diferentes profundidades.



Figura 3.6. Ilustração do procedimento de homogeneização e acondicionamento de amostras.



3.2.1.4. Metodologias Analíticas

O procedimento analítico executado para metais foi o método EPA 3050 do SW 8462 descrito em EPA (1986).

Os elementos arsênio (As), mercúrio (Hg), selênio (Se), assim como o pH, foram determinados no laboratório de inorgânicos da CETESB - Sede. Para o As e o Se, utilizou-se extração branda (sem fervura) com ácido nítrico e após centrifugação, a determinação se deu por absorção atômica em forno de grafite. A digestão do Hg deu-se na presença de permanganato de potássio, ácido nítrico e clorídrico, com aquecimento a 90 – 95 °C, por 1 (uma) hora. Eliminou-se o excesso de oxidantes com cloreto de hidroxilamônio e promoveu-se a redução do mercúrio com cloreto estanoso. A determinação deu-se por absorção atômica a vapor frio, em um aparelho LDC Analytical. Para determinação do pH, adicionou-se 25 ml de solução de CaCl_2 0,01 M a 25 g de solo com agitação mecânica por 30 minutos e a medição deu-se após a sedimentação por determinação direta com eletrodo de pH.

Os demais metais, a saber, prata (Ag), alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni), chumbo (Pb), antimônio (Sb), zinco (Zn) e vanádio (V), além do Resíduo Volátil, foram determinados no laboratório da Cetesb - Taubaté. A digestão das amostras, para análise dos metais, foi feita com Água Régia e a determinação por absorção atômica. O resíduo volátil foi determinado pela calcinação do material a 500°C, Dessa forma, são determinados conjuntamente a matéria orgânica, carbonatos e bicarbonatos.

Para determinação das frações granulométricas utilizou-se o método do densímetro (IAC, 1986). De acordo com a classificação do “United States Department of Agriculture” – USDA, adotada pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC, 1986) e pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” e portanto, também neste relatório, considera-se como areia partículas com diâmetro entre 2 e 0,05 mm, como silte as partículas com diâmetro entre 0,05 e 0,002 mm e como argila, as partículas com diâmetro abaixo de 0,002 mm.

3.2.1.5. Tratamento Estatístico dos Dados

Para alcançar o objetivo proposto, ou seja, obter-se os valores de referência de qualidade, utilizou-se para o tratamento estatístico, o aplicativo Statgraph for Windows, versão 2.1.

As etapas desenvolvidas no tratamento estatístico dos dados foram as seguintes:

- análise descritiva para identificação de valores discrepantes, a partir de gráficos tipo “box-plot”;
- utilização do teste não paramétrico Kruskal-Wallis, para verificar se existem diferenças estatisticamente significativas entre os valores, obtidos nas profundidades amostradas de 0 a 20 cm e de 80 a 100 cm, avaliando-se a possibilidade de utilização destes dados em conjunto;
- comprovação da existência ou não de significância estatística das diferenças observadas entre os dados de superfície (0-20 cm) e subsuperfície (80-100 cm), pelo método paramétrico Anova, comprovando para os metais e parte das propriedades do solo a possibilidade de utilização destes dados em conjunto;
- análise descritiva dos dados em conjunto.



3.2.2. Resultados

No Apêndice B, a Tabela B.1 apresenta os resultados analíticos dos metais Al, Sb, As, Ba, Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg, Mo, Ni, Ag, Se, V e Zn enquanto a Tabela B.2 apresenta os resultados das propriedades do solo.

Após uma avaliação preliminar dos resultados obtidos para as primeiras 54 amostras, decidiu-se interromper as análises químicas para determinação de antimônio, cádmio, cobalto, molibdênio, prata e vanádio, pois, dado o número significativo de resultados abaixo do limite de detecção do método analítico (LD), a análise estatística pretendida já estava comprometida. Na avaliação dos resultados finais, obtidos para as 84 amostras existentes, considerou-se que o número de resultados analíticos abaixo do LD para mercúrio e selênio também foi significativo.

Foram, ainda, descartados três dados de cromo, pertencentes a um mesmo tipo de solo, mas considerados não confiáveis, com possível erro analítico ou de amostragem, devido ao fato de que os valores apresentados eram da ordem de 1000 vezes acima dos dados restantes para este metal.

Os gráficos tipo “box-plot,” dos resultados analíticos obtidos para os metais e as propriedades do solo, elaborados por profundidade amostrada e utilizados para identificação de valores discrepantes, são apresentados no Apêndice C, Figuras C.1 e C.2, respectivamente.

Verificou-se, que os dados apontados como extremos superiores freqüentemente pertenciam a um mesmo tipo de solo. Isto indica que os valores encontrados, apesar de elevados em relação aos demais, não devem ser considerados discrepantes, mas sim uma característica do tipo de solo e foram mantidos na análise.

A fim de comparar os dados das duas profundidades amostradas (0 a 20 cm e 80 a 100 cm) e verificar a existência ou não de diferenças estatisticamente significativas entre as profundidades, utilizou-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis. Este teste avalia se dois conjuntos de dados representam a mesma população, através da comparação de suas medianas, calculando um nível de significância denominado “valor p”. Para o nível de confiança de 95%, existe diferença estatisticamente significativa, sempre que o “valor p” for igual ou inferior a 0,05.

Os resultados desta análise estão apresentados para os metais na Tabela 3.3 e para as propriedades do solo na Tabela 3.4. Verificou-se que os metais, frações granulométricas, resíduo volátil, e pH, não mostraram diferenças estatisticamente significativas entre os conjuntos de dados da superfície com os de subsuperfície, podendo estes serem tratados como um todo. Os gráficos tipo “box-plot” dos resultados como um todo encontram-se no Apêndice C, Figura C.1.

Além deste teste, utilizou-se o teste paramétrico ANOVA, para confirmação da hipótese. O Anova realiza a comparação de médias, analisando as diferenças de dados intra e inter conjuntos. Analogamente ao teste Kruskal-Wallis, é calculado um nível de significância também denominado “valor p”, que para um nível de confiança de 95%, há diferença estatisticamente significativa, sempre que este valor for igual ou inferior a 0,05. Os resultados do teste ANOVA, apresentados no Apêndice C, Tabela C.1, confirmaram a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as profundidades, somente para a CTC e a matéria orgânica.



Tabela 3.3. Resultados do teste Kruskal-Wallis identificando as variáveis que apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p \leq 0,05$), entre as profundidades amostradas para os metais.

METAIS									
	Al	As	Ba	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Zn
Valor p	0,25	0,49	0,61	0,37	0,73	0,42	0,16	0,53	0,71
n	84	84	84	84	81	84	84	84	84

n = número de amostras

Tabela 3.4. Resultados do teste Kruskal-Wallis identificando as variáveis que apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p \leq 0,05$), entre as profundidades amostradas para os parâmetros do solo.

PARÂMETROS DO SOLO							
	CTC	Matéria Orgânica	Resíduo Volátil	pH	Granulometria		
					Areia	Silte	Argila
Valor p	0,003 *	5,9E-08 *	0,28	0,41	0,54	0,38	0,39
n	84	84	84	84	84	84	84

* existe diferença estatisticamente significativa

As análises descritivas, elaboradas com o conjunto dos resultados obtidos nas duas profundidades amostradas, para os parâmetros do solo e os metais são apresentadas nas Tabelas 3.5 e 3.6, respectivamente.

Tabela 3.5. Resultados da análise descritiva para o conjunto de dados das propriedades do solo.

Análise Estatística	CTC (meq/100cm ³)	Matéria Orgânica (%)	Resíduo Volátil (%)	pH	Granulometria %		
					Areia	Silte	Argila
Máximo	57,2	38,90	81,49	6,2	94,0	46,0	81,0
Mínimo	3,0	0,32	0,94	3,5	2,0	2,0	4,0
Mediana	11,4	1,90	8,30	4,3	37,5	15,0	40,5
Quartil 75%	16,1	3,6	12,5	4,6	68,5	20,0	65,0



Tabela 3.6. Resultados da análise descritiva para os metais analisados.

Elemento	Concentração (mg.kg ⁻¹)				Resultados Abaixo do LD (%)	Número de Amostras (n)
	Mínimo	Máximo	Mediana	Quartil 75%		
Alumínio	1.700	117.100	34025	71.500	0	84
Arsênio	<0,20	17,60	1,89	3,24	7	84
Bário	< 5	223	39	75	14	84
Chumbo	<5,0	23,5	9,8	17	36	84
Cobre	3,0	393,0	20,3	35,1	0	84
Cromo	2,2	172,5	26,3	40,2	0	81
Ferro	500	198.500	27.075	77.825	0	84
Manganês	5	2.330	235	461	0	84
Níquel	1,55	73,5	8,0	13,2	0	84
Zinco	1,5	200,0	30,6	59,9	0	84
Antimônio	<25	<25	<25	<25	100	54
Cádmio	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	100	54
Molibdênio	<25	<25	<0,25	<25	100	54
Prata	<0,5	15,4	<0,5	<0,5	98	53
Selênio	<0,20	0,56	0,2	0,25	71	84
Cobalto	<7,5	65,0	7,5	12,5	65	54
Vanádio	<85	818	85	274	56	54
Mercurio	<0,02	0,08	0,02	0,05	54	84

Considerando as informações de literatura e discussões com especialistas no assunto, realizadas no I SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE QUALIDADE DE SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (CETESB, 1996), procurou-se estabelecer uma correlação estatística entre os parâmetros do solo e as concentrações de metais, utilizando-se análise de regressão múltipla do tipo passo a passo ou "Stepwise".

Os resultados dessa interpretação estatística, demonstraram que para o estabelecimento de equações de correlação, deverão ser desenvolvidas pesquisas mais aprofundadas e com maior número de dados. Todo o procedimento estatístico, realizado para obtenção das concentrações dos metais Al, As, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn, a partir de equações matemáticas, são apresentados no Apêndice D.

Após a apresentação desses dados no II SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE QUALIDADE DE SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (CETESB, 2000) e discussão nas oficinas de trabalho deste evento, o grupo de especialistas participante aprovou por consenso, estabelecer o valor de referência de qualidade para os metais, como sendo o quartil superior (75%) dos resultados analíticos obtidos.

Para o antimônio, em trabalho recente, QUINÁGLIA (2001), analisou amostras de solos com granulometria argilosa (Terra Roxa Estruturada e Latossolo Vermelho Escuro) em diversos cenários de uso e ocupação do solo e todos os resultados apresentaram valores <0,5 mg/Kg. Desta forma, para este metal, estabeleceu-se 0,5 mg/Kg como valor de referência de qualidade.



3.3. Estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade para Águas Subterrâneas.

Analogamente ao que foi definido para solos, no estabelecimento dos valores de referência de qualidade para as águas subterrâneas também serão considerados dois grupos de substâncias: as naturalmente ausentes (antrópicas) e as naturalmente presentes (metais).

3.3.1. Substâncias Naturalmente Ausentes nas Águas Subterrâneas

Assim como para os solos, foi adotado como valores de referência de qualidade para as substâncias naturalmente ausentes nas águas subterrâneas, os limites de detecção dos métodos analíticos adotados pela CETESB. Para as substâncias, cuja análise não é executada na CETESB, adotou-se os limites de detecção da “American Society for Testing and Materials” - ASTM. Estes limites são apresentados na Tabela 3.7.

Tabela 3.7. Limites de detecção dos métodos analíticos adotados na CETESB e pela American Society for Testing and Materials (ASTM) para amostras de águas.

Parâmetro	Limites de Detecção para Amostras de Água	
	CETESB ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	ASTM (EUA) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Acetona	-	10
Aldrin	0,005	-
Antraceno	-	5
Benzeno	1,00	-
Cloreto de Vinila	-	0,5
DDT	0,01	-
Diclorobenzeno		
Dicloroetano 1,2	1,0	-
Diclorofenol		
Endrin	0,015	-
Estireno	-	5
HCH (lindano)	0,005	-
Hexaclorobenzeno	0,002	-
Naftaleno	-	3
PCB (Bifenilas Policloradas)	0,1	-
Pentaclorofenol	0,1	-
Tetracloroetileno	1,0	-
Tolueno	1,0	-
Tricloroetano	-	2
Tricloroetileno	1,0	-
Xileno	1,0	-



3.3.2. Substâncias Naturalmente Presentes nas Águas Subterrâneas

A composição da água subterrânea é influenciada pelo material geológico na qual se insere. As características químicas das águas subterrâneas dependem, inicialmente, da composição das águas de recarga e, em seguida, de sua evolução química, influenciada diretamente pelas litologias atravessadas.

O teor de substâncias dissolvidas nas águas subterrâneas vai aumentando à medida que prossegue o seu movimento. As variações naturais de qualidade das águas subterrâneas são pequenas. Assim, características extremas ou diferentes daquelas esperadas indicam a presença de situações anômalas (corpos de minério, metamorfismo de rochas, ação antrópica).

Dentro deste contexto, há necessidade de se saber quais são os parâmetros químicos de uma determinada formação aquífera que podem ser considerados naturais ou provenientes de fontes antrópicas. O cromo total é um parâmetro que, de acordo com trabalhos publicados (Almodavar, 1995 e Hirata, 1993), tem suas origens bastante discutidas. Apesar de existirem fortes evidências de ser ocorrência natural, ainda há dúvidas sobre possíveis fontes antrópicas. Nas rochas sedimentares a presença de cromo pode estar associada a minerais de argila e, nas rochas ígneas, ao piroxênio.

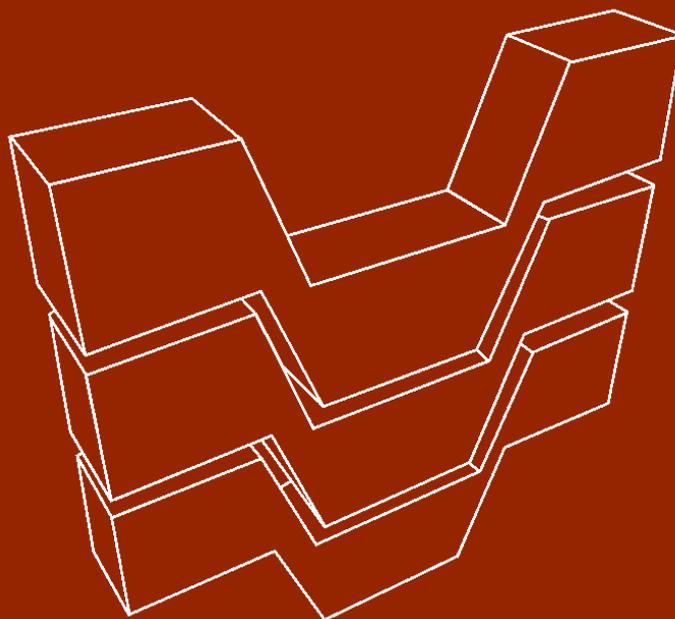
Recentemente, a presença de metais na água subterrânea, principalmente daqueles que são regulamentados em legislações de potabilidade, têm recebido maior atenção. Esses elementos raramente ocorrem de forma natural na água subterrânea em concentrações elevadas. As concentrações naturais de metais em águas subterrâneas, exceção feita ao ferro, encontram-se geralmente abaixo de 1 mg.L^{-1} . Isto se deve a fatores de atenuação que regulam a solubilidade dos metais, como adsorção em minerais de argila, em hidróxidos de ferro e manganês e na matéria orgânica. (FREEZE e CHERRY, 1979).

É de se supor, portanto, que os valores de referência de qualidade devam ser distintos, para cada aquífero. Estes valores poderão ser estabelecidos com base em dados de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, nos diferentes sistemas aquíferos freáticos do Estado, através de uma rede de poços que monitoram estes aquíferos em sua área de recarga. Isto se deve, ao fato de que os aquíferos freáticos são os primeiros a receber a influência da carga potencial poluidora, e, na maioria dos casos, os agentes de recarga dos aquíferos confinados e/ou profundos.

A CETESB está selecionando poços de monitoramento dos aquíferos freáticos, para estabelecer os valores de referência de qualidade para as substâncias naturalmente presentes nas águas subterrâneas do Estado.

Os valores de referência de qualidade das águas subterrâneas, para substâncias naturalmente presentes, serão as concentrações naturais obtidas através da compilação dos dados de monitoramento dos diferentes sistemas aquíferos freáticos do Estado de São Paulo.





4 derivação de valores de intervenção para solos e águas subterrâneas

4.1. Metodologia para derivação de valores de intervenção para solos

Ainda existe uma atitude generalizada de subestimar os riscos de poluição das águas subterrâneas, observada pela falta de políticas e de ações voltadas para sua proteção. A poluição das águas subterrâneas nos países desenvolvidos não havia sido constatada até a década de 70, quando programas detalhados de monitoramento de poços começaram a detectar traços de compostos orgânicos sintéticos em poços de abastecimento público, sendo então criados programas governamentais e uma rigorosa legislação para água subterrânea.

Como os processos industriais existentes no Brasil são similares aos existentes naqueles países, deduz-se que os processos de poluição dos aquíferos também devem estar acontecendo aqui. Porém, têm sido pouco estudados (IG/CETESB/DAEE, 1997).

Dependendo da existência de fontes poluidoras e das condições ambientais, as concentrações das substâncias de interesse ambiental nas águas subterrâneas podem ultrapassar os padrões de potabilidade. As principais fontes de poluição são apresentadas na Figura 4.1, onde os contaminantes, a partir do solo, podem atingir as águas subterrâneas.



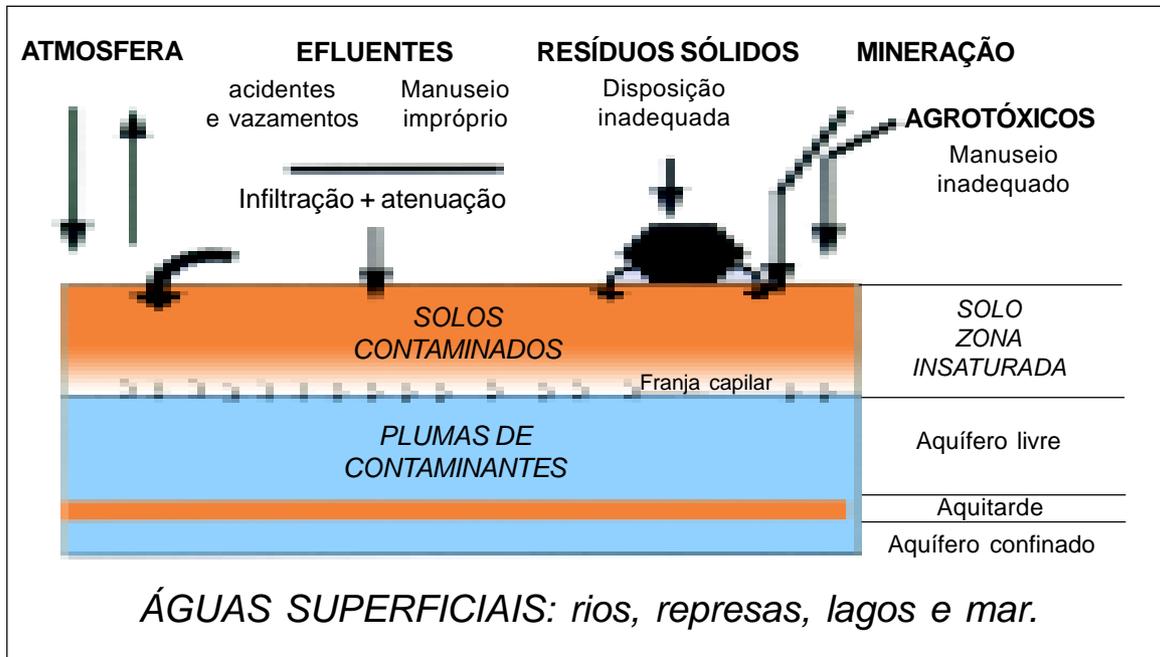


Figura 4.1. Vias de Transporte e Acumulação de Metais em Solos e Águas (modificado de Clearly, 1989).

Assim, é preciso proteger a qualidade dos solos limpos e efetuar o controle sobre as áreas contaminadas, de maneira a garantir a qualidade das águas subterrâneas, que é uma reserva estratégica de água para o desenvolvimento sustentável do Estado.

Segundo o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 1999a), para que uma área seja classificada como contaminada, é necessária uma etapa de investigação confirmatória, onde são realizadas amostragens de solos e de águas subterrâneas nas áreas suspeitas de contaminação e os resultados analíticos comparados com valores orientadores que, no caso, são os valores de intervenção.

Os valores de intervenção são derivados com base em risco, calculados a partir de cenários hipotéticos, que são conjuntos de parâmetros que definem o comportamento humano (quantidade ingerida de solo, água e vegetais, quantidade de ar inalada, tempo de permanência no local, etc.).

Quando os níveis de concentração excedem esses valores, existe um risco potencial de efeitos adversos à saúde humana, indicando a necessidade de uma ação imediata com o objetivo de impedir o livre acesso de pessoas ao local e suspender o consumo de água captada em local sob possível influência da contaminação.

Deverá ser efetuada, então, uma investigação detalhada com o objetivo de quantificar a contaminação através de um plano de investigação contendo as etapas de coleta de amostras, caracterização hidrogeológica, caracterização da fonte de contaminação, mapeamento completo das plumas de contaminação e identificação das vias de exposição, podendo ser aplicada uma avaliação de risco específica para determinar a necessidade, urgência e o alvo de remediação, como descrito no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

As diferentes metodologias disponíveis para avaliação de risco são similares, no que diz respeito à necessidade de dados sobre a exposição da população afetada e sobre os efeitos dos contaminantes nesta população ou outros organismos indicadores. Estas metodologias entretanto, diferem em seus critérios específicos para definir os diferentes cenários de uso e ocupação do solo e as vias de exposição.



Para proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas, cada país adota diferentes cenários, como por exemplo:

- **Holanda:** multifuncionalidade do uso do solo;
- **Alemanha:** parques infantis, áreas residenciais, parques recreacionais e áreas industriais/comerciais;
- **Inglaterra:** residencial e parques públicos;
- **Canadá:** área agrícola, área residencial e área industrial;
- **Estados Unidos:** residencial e industrial

Além disso, cabe ao Órgão Estadual de Controle da Poluição, a padronização de uma metodologia de avaliação de risco e todas as variáveis e premissas necessárias que poderão ser adotadas pelo usuário afim de utilizar qualquer modelo de avaliação de risco mais adequado à sua situação específica. A CETESB está no momento, desenvolvendo sua metodologia de avaliação de Risco. O fórum adequado para adaptação dos diferentes modelos de avaliação de risco disponíveis no mercado às condições nacionais é a Associação Brasileira de Normas Técnicas -ABNT, tal como é efetuado nos Estados Unidos onde tais documentos são discutidos e publicados pela "American Standard Testing and Materials" - ASTM.

Após revisão de literatura, selecionou-se para o estabelecimento dos valores de intervenção, no Estado de São Paulo, a Metodologia Holandesa, utilizando-se o modelo matemático de avaliação de risco C-Soil, como apresentado no relatório "Estabelecimento de Padrões de Referência de Qualidade e Valores de Intervenção para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – relatório parcial" (CETESB, 1997b), desde que é o único que contempla uma ampla listagem de substâncias de interesse. Isto entretanto, não significa que a CETESB esteja selecionando este modelo como o único para avaliação de risco caso a caso, onde deverá ser aplicado o modelo mais adequado para cada situação específica.

Este modelo de exposição humana, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Saúde Pública e Meio Ambiente da Holanda (RIVM), simula o risco a que uma população está sujeita, quando exposta a um contaminante de interesse, presente no solo e nas águas subterrâneas, e consiste de fórmulas que descrevem as relações entre as concentrações dos contaminantes nas fases solo (sólida, líquida e gasosa) e o aporte dos mesmos aos seres humanos por diversas vias de exposição, viabilizando a comparação entre o ingresso total estimado e o nível de exposição máximo tolerável.

A premissa básica é que, uma contaminação de solo ou água subterrânea, não é aceitável se o risco para a saúde humana exceder o Risco Máximo Tolerável (RMT).

Para compostos não carcinogênicos, no modelo C-Soil, o RMT é dado por um quociente de risco igual a 1, ou seja, o ingresso diário de um contaminante no organismo exposto (no caso, o ser humano) pode ser, no máximo, igual ao ingresso diário tolerável (*torelable daily intake* - TDI). Este é definido como a quantidade de um contaminante absorvida por um indivíduo durante toda a sua vida (expectativa de vida), expressa com base no peso corpóreo, sem antecipar efeitos negativos sobre sua saúde, de acordo com o conhecimento científico atual e foi derivado pelo RIVM.

Quando o TDI não é conhecido, o modelo utiliza o ingresso diário aceitável (*acceptable daily intake*- ADI) que foi determinada para substâncias presentes em aditivos alimentares, pela Organização Mundial da Saúde (OMS) ou a dose de referência (*reference dose* - RfD), utilizado pela EPA. A concentração tolerável no ar (*toxicologically tolerable concentration in air* – TCL) tem sido utilizada para algumas substâncias voláteis. O modelo também compara a concentração do contaminante estimada no ar de ambientes fechados sobre locais contaminados, com os limites para segurança ocupacional (BERG, 1994).



Estes índices são determinados, em sua maioria, com base em estudos toxicológicos com animais em laboratórios. Na extrapolação para seres humanos utiliza-se fatores de segurança, dependendo das incertezas existentes nestes estudos.

Para compostos carcinogênicos, considerando ser impossível estabelecer uma dose ou concentração abaixo da qual não ocorra nenhum risco de efeito adverso à saúde humana, o RMT foi admitido como sendo a possibilidade de ocorrer um caso adicional de tumor letal em cada 10.000 pessoas, ou seja, um risco de 10^{-4} (SWARTJES e BERG, 1993). No modelo C-Soil, o RMT é calculado com base em um fator de carcinogenicidade (*slope factor*) da curva “dose x efeito”, específico para cada contaminante, para uma exposição de longo termo. Para o Estado de São Paulo considerou-se a expectativa média de vida da população de 64 anos (FIBGE, 1992).

Neste projeto, para derivação dos valores de intervenção no solo e nas águas subterrâneas, foi realizada uma simulação de avaliação de risco à saúde humana. Para tanto, efetuou-se a definição dos cenários de uso e ocupação do solo, das variáveis populacionais, da área contaminada hipotética, das vias de exposição e a caracterização física, química e toxicológica dos contaminantes.

Os valores de intervenção foram então derivados de modo a encontrar a concentração do contaminante de interesse no solo que, por diversas vias que resultasse em um ingresso diário no indivíduo igual ao ingresso diário tolerável (TDI), ou seja, um quociente de risco igual a 1 para contaminantes não carcinogênicos ou que propiciasse um risco de no máximo, um caso adicional de câncer a cada 10.000 pessoas (10^{-4})

O quociente de risco para contaminantes não carcinogênicos é calculado pela fórmula:

$Q = I_c / TDI$, onde:

I_c = ingresso total do contaminante (mg/kg peso vivo. dia)

TDI = ingresso diário tolerável (mg/kg peso vivo.dia)

O risco, para carcinogênicos pode ser calculado pela fórmula:

Risco = $1 - \exp(-I_c \times FC)$, onde:

\exp = exponenciação

I_c = ingresso total do contaminante (mg/kg peso vivo. dia)

FC = fator de carcinogenicidade (ou “slope factor”)

Segundo EPA(1989a), quando o risco esperado é muito baixo, ou seja, plotado no início da curva dose-efeito, a equação pode ser simplificada para:

Risco = $I_c \times FC$

A Figura 4.2 apresenta o esquema conceitual da metodologia adotada para derivação dos valores de intervenção (BERG (1994) e as fórmulas utilizadas no modelo C-Soil, são apresentados no Apêndice E.



No caso das águas subterrâneas, o critério adotado considerou a necessidade de preservação deste recurso para a sua utilização pela população atual e futura, independentemente do uso e ocupação atual do solo. Desta forma, o valor de intervenção para substâncias nas águas subterrâneas foi estabelecido como sendo o Padrão de Potabilidade da Portaria 36 de 01/09/90, atualizada pela Portaria 1.469 de 29.12.2000 do Ministério da Saúde, exceto para algumas substâncias que estão naturalmente presentes em elevadas concentrações como cromo, ferro, alumínio, manganês e flúor. Esta análise será feita caso a caso.

Para substâncias não legisladas pelas Portarias do MS, calculou-se o valor de intervenção utilizando-se a teoria do equilíbrio de partição solo – água. Desta forma, a partir de uma concentração máxima aceitável no solo, para um cenário agrícola/APMax, foi calculada a concentração da substância na solução do solo. Como é esperado que a concentração de uma substância nas águas de um aquífero seja menor que a sua concentração na solução do solo, esta foi dividida por um fator de atenuação e diluição (DAF), derivando-se assim, o valor de intervenção para as águas do aquífero freático.

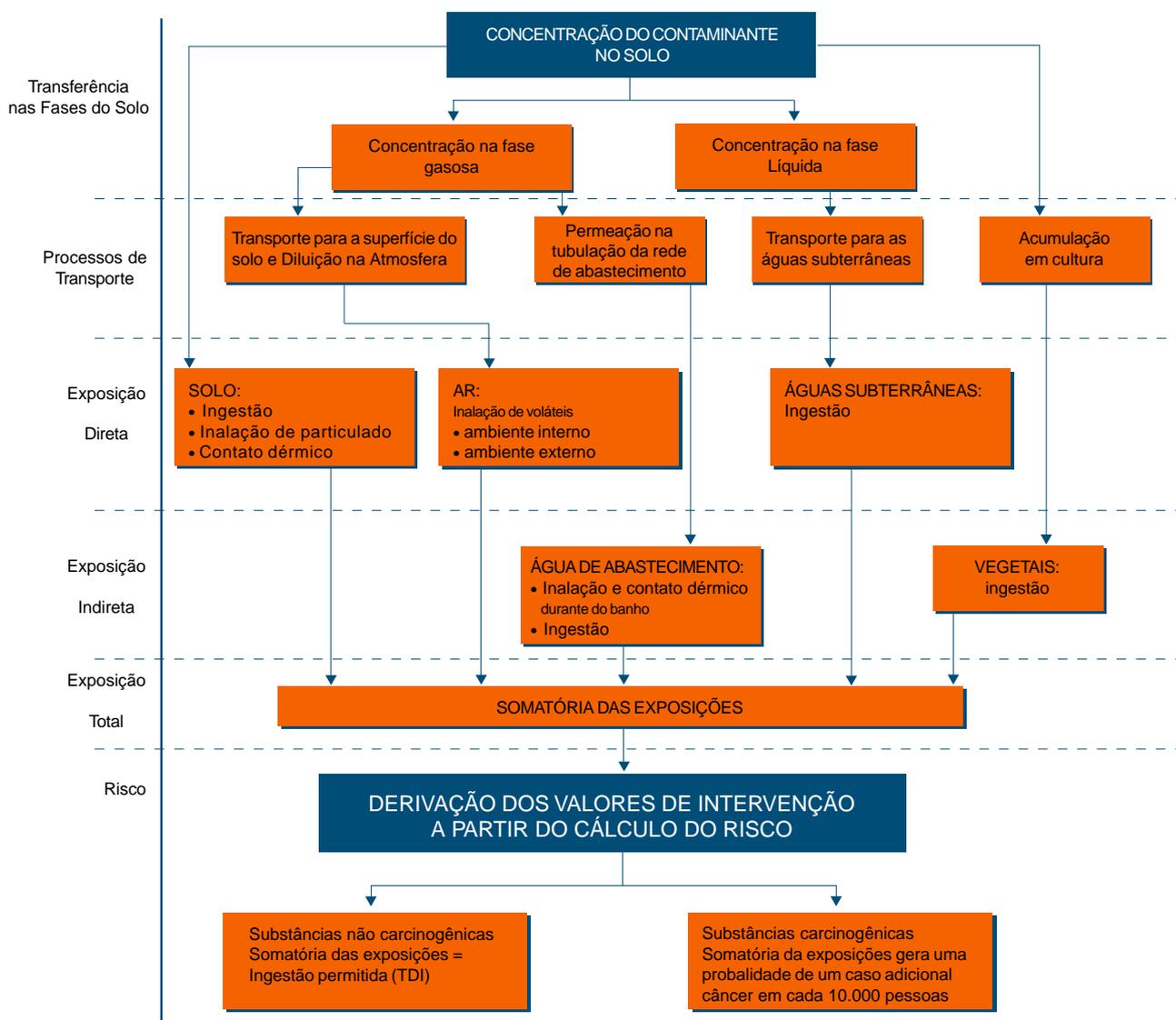


Figura 4.2. Esquema conceitual utilizado pelo modelo C-Soil para o cálculo do risco. Modificado de Berg(1994).



4.1.1. Definição de Cenários de Uso e Ocupação do Solo

O Decreto Estadual nº 32.955 de 07/02/91, que regulamenta a Lei 6.134 de 02/06/88, a qual em seu artigo 6º, item IX, define poluição como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas das águas subterrâneas, que possam ocasionar prejuízo à saúde, à segurança e ao bem estar das populações, comprometer seu uso para fins de consumo humano, agropecuários, industriais, comerciais e recreativos, e causar danos à flora e à fauna”.

Este mesmo Decreto, em seu Capítulo III, Seção II, artigo 20, define “Área de Proteção Máxima” como sendo aquela que compreende, no todo ou em parte, zonas de recarga de aquíferos altamente vulneráveis à poluição e que se constituem em depósitos de águas essenciais para abastecimento público.

Com base neste Decreto, definiu-se, para o Estado de São Paulo, um critério de uso e ocupação do solo, que resultou em 3 cenários distintos: industrial, residencial, agrícola/ área de proteção máxima (APMax), os quais são diferenciados por variáveis de população e de tempo de permanência na área contaminada.

No caso das águas subterrâneas, o critério adotado foi a necessidade de preservação deste recurso para a sua utilização pela população atual e futura, independentemente do uso e ocupação atual do solo.

4.1.2. Definição das Variáveis de População

As variáveis de população, utilizadas no cálculo da exposição, ou seja a quantidade do contaminante absorvida pelo ser humano, em cada cenário são: peso corpóreo, quantidade de solo ingerido, área descoberta da pele em ambiente interno, área descoberta da pele em ambiente externo, deposição dérmica em ambiente interno, deposição dérmica em ambiente externo, taxa de absorção dérmica, capacidade pulmonar, consumo de tubérculos provenientes da área contaminada, consumo de folhas e frutas provenientes da área contaminada, consumo de água e superfície corpórea total.

Para o cálculo do tempo de permanência durante o qual uma população estaria exposta à contaminação utiliza-se as seguintes variáveis: semanas por ano, dias por semana, horas por dia em ambiente interno; horas por dia em ambiente externo; horas no fim de semana no ambiente interno; horas no fim de semana em ambiente externo e anos na área contaminada.

A diferenciação de ambientes interno (dentro de construções) e externo (céu aberto) é necessária, em virtude da variação da concentração de contaminantes no ar, onde a taxa de diluição é diferente, no caso dos contaminantes voláteis.

As variáveis relacionadas à população e tempo de permanência na área contaminada foram quantificadas, tanto para adultos como para crianças, para os três cenários de uso e ocupação de solo definidos para o Estado de São Paulo.

Foi efetuado um levantamento bibliográfico para a quantificação dessas variáveis, utilizando-se como fonte de informação estudos de avaliação de risco desenvolvidos no Brasil e em outros países. Não foram encontrados dados nacionais para a grande maioria das variáveis. Optou-se, então, por utilizar dados internacionais extraídos de documentos e publicações da Organização Mundial de Saúde (WHO, 1987, 1993 e 1994), Agência Ambiental Americana (EPA, 1989 a e b), Canadá (CCME, 1996) e Holanda (BERG, 1994).

A quantificação das variáveis da população e do tempo de permanência na área contaminada pode ser dependente ou independente de cada cenário de uso e ocupação do solo. As variáveis da



população que foram consideradas iguais para todos os cenários de uso e ocupação do solo são: peso corpóreo, área corpórea total, capacidade pulmonar, deposição dérmica (ambiente interno e externo) e taxa de absorção dérmica. As variáveis de população consideradas como dependentes do cenário de uso e ocupação do solo são: , consumo de vegetais, quantidade de solo ingerido, área descoberta da pele e consumo diário de água.

4.1.2.1. Variáveis populacionais

O **peso corpóreo** médio adotado, 60 Kg para adultos, é um valor calculado para o Estado de São Paulo, através dos dados do FIBGE-SEPLAN (1977) e confirmado com os dados da Organização Mundial de Saúde (WHO, 1987 e 1993). Para crianças, adotou-se como peso médio, 15 Kg, sendo este peso semelhante ao utilizado na Holanda (BERG, 1994), e próximo do utilizado pela EPA (1989b), que é de 16 Kg. Esta variável é utilizada no modelo, para o cálculo de quantificação de todas as vias de exposição.

A **quantidade de solo ingerido** foi estimada levando-se em consideração o comportamento humano nos diferentes cenários e faixas etárias. Para o cenário residencial, adotou-se os valores descritos em EPA (1989b), sendo 100 mg/dia para adultos e 200 mg/dia para crianças.

Para o cenário industrial, adotou-se o critério de 50% menos que o residencial. No cenário agrícola/APMax adotou-se o critério de 50% mais que o residencial.

A **área descoberta da pele** que é utilizada na quantificação da exposição por contato dérmico, com o solo ou poeira contaminada, foi calculada com base nas informações contidas em EPA (1989a). Considerou-se também, o comportamento humano nos diferentes cenários para se determinar quais as partes do corpo que ficam descobertas (sem vestuário) em cada situação. Não foram consideradas a área do rosto e a do pescoço, em função da inexistência de dados. No cenário residencial considerou-se a somatória das áreas das mãos, braços e pernas, tanto para ambiente interno como externo, enquanto que no cenário industrial, para adultos, as áreas das pernas e dos antebraços não foram consideradas no cálculo. No cenário agrícola, para o ambiente interno, considerou-se a somatória das áreas das mãos, braços e pernas tanto para adultos como para crianças e para o ambiente externo, das mãos para adultos e mãos, braços e pernas para crianças (no trabalho agrícola o indivíduo utiliza vestuário completo).

As áreas do corpo humano em metros quadrados, segundo EPA(1989a) são as seguintes:

	Adultos	Crianças
Braços	0,230	0,096
Mãos	0,082	0,040
Pernas	0,550	0,180

A **deposição dérmica** (ambiente interno e externo) e a **taxa de absorção dérmica** são utilizadas para quantificação da exposição aos contaminantes orgânicos absorvidos através da pele, devido ao contato com o solo e água durante o banho (ducha ou imersão). Contaminantes inorgânicos (metais) possuem taxas de absorção dérmica igual a zero, não sendo o contato dérmico, uma via importante de exposição. Adotou-se os valores estabelecidos previamente no modelo.

O **volume de ar inalado** adotada foi de 22 m³/dia para adulto e para crianças o valor adotado foi de 15 m³/dia, que são os valores utilizados pela Organização Mundial de Saúde (ICRP, 1974). Esta variável é utilizada para calcular a exposição por inalação, a saber, material particulado, ar e vapores durante o banho.



Para a variável **consumo de vegetais** (folhas, frutos e tubérculos) cultivados na área contaminada, não foram encontrados dados nacionais para subsidiar sua quantificação, adotando-se os valores existentes em literatura internacional.

O consumo médio de vegetais por um indivíduo, segundo a *USDA Nationwide Food Consumption Survey* (EPA, 1989a) é de 201 g/dia, sendo que 25% deste consumo é de vegetais provenientes de hortas particulares do próprio indivíduo. Isto resulta em um consumo diário de 50 g/dia ou 0,05 kg/dia.

A ingestão total de frutas é de 142 g/dia, sendo 20% do consumo produzido em pomares particulares, resultando em um consumo médio de 28 g/dia ou 0,028 kg/dia.

Com base nos dados acima, calculou-se para um cenário agrícola, que um indivíduo adulto consuma 0,04 kg/dia de tubérculos, 0,01 kg/dia de folhas e 0,03 kg/dia de frutas, originários de horta e pomar próprios. Estimou-se ainda que uma criança consuma 75% do consumo de um adulto, resultando em 0,03 kg/dia de tubérculos e 0,03 kg/dia de folha e frutas (EPA, 1989a).

Para um cenário residencial, estimou-se que a produção de vegetais em hortas próprias seja 50% menor do que no cenário agrícola/APMax, resultando em um consumo de 0,02 kg/dia de tubérculos e 0,02 kg/dia de folhas e frutos para adultos. O consumo para crianças é estimado em 0,015 kg/dia de tubérculos e 0,015 kg/dia de folhas e frutos.

Para o cenário industrial, estimou-se que 50% do consumo diário total seja feito no refeitório da empresa e que apenas 5% dos alimentos sejam provenientes de hortas e pomares da própria indústria. Assim, estimou-se um consumo de 0,042 kg/dia de tubérculos e de 0,005 kg/dia de folhas e frutas. Para crianças o consumo estimado é de 0,003kg/dia de tubérculos e 0,034 kg/dia de folhas e frutas.

Cabe ressaltar, que esses valores representam a quantidade consumida de vegetais produzidos e consumidos na área em avaliação. Não é considerada a ingestão de vegetais contaminados, produzidos em outras áreas.

Para **consumo diário de água**, adotou-se, para adultos, o valor de EPA (1989a) que é de 2 L/dia e para crianças, 1 L/dia (ECETOC, 1990). Diferenciações deste valor foram estimadas para os diferentes cenários. No cenário residencial (adultos) e industrial (adultos e crianças), adotou-se o critério de 50% dos valores acima descritos, por considerar que o indivíduo permanece na área contaminada apenas parte do dia. No cenário agrícola/APMax, considerou-se a permanência integral na área contaminada, o mesmo ocorrendo para crianças no residencial.

A **área corpórea total** adotada para adultos de 1,66 m², foi baseada em BERNARDES (1995), que calculou para a população do Estado de São Paulo, a superfície total do corpo, em função do peso e estatura média. Considerando-se que este valor de área corpórea para adultos coincide com o valor utilizado no modelo (BERG, 1994), e na ausência de outras informações, adotou-se o valor deste modelo, de 0,95 m², como área corpórea total para crianças. Esta variável é utilizada para o cálculo da exposição por contato dérmico durante a ducha e durante o banho de imersão.

A quantificação das variáveis para o cálculo da exposição populacional que está apresentada na Tabela 4.1, para os três cenários, foi modificada de Capeleti *et al.* (1998).



Tabela 4.1. Quantificação das variáveis da população nos diferentes cenários.

Variável da População	Cenários					
	Industrial		Residencial		Agrícola/APMax	
	Ad. ⁽¹⁾	Cr. ⁽²⁾	Ad.	Cr.	Ad.	Cr.
Peso corpóreo [kg]	60	15	60	15	60	15
Quantidade de solo ingerido [mg]	50	100	100	200	150	300
Área descoberta da pele, Ambiente interno [m ²]	0,2	0,14	0,86	0,32	0,86	0,32
Área descoberta da pele, Ambiente externo [m ²]	0,2	0,14	0,86	0,32	0,09	0,32
Deposição dérmica, Ambiente interno [mg de solo.cm ⁻²]	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056
Deposição dérmica, Ambiente externo [mg de solo.cm ⁻²]	3,75	0,51	3,75	0,51	3,75	0,51
Taxa de absorção dérmica [/horas]	0,005	0,01	0,005	0,01	0,005	0,01
Volume de ar inalado [m ³ .dia ⁻¹]	22	15	22	15	22	15
Consumo de tubérculos da área contaminada [kg.dia ⁻¹]	0,0042	0,0032	0,02	0,015	0,040	0,03
Consumo de folhas e frutas da área contaminada [kg.dia ⁻¹]	0,005	0,0038	0,02	0,015	0,040	0,03
Consumo de água [L.dia ⁻¹]	1	0,5	1	1	2	1
Área corpórea total [m ²]	1,66	0,95	1,66	0,95	1,66	0,95

(1) adulto (2) criança

4.1.2.2. Variáveis do Tempo de Permanência nos Diferentes Cenários

O número de **semanas por ano**, de permanência nos diferentes cenários, adotado para os cenários agrícola/APMax e residencial foi de 52, assumindo-se que a população permanece no local todas as semanas do ano, conforme dados do CCME (1996). No cenário industrial, segundo esta mesma referência, adotou-se o valor de 48 semanas/ano, descontando-se as 4 semanas em que o indivíduo permanece em férias. Foi assumido que crianças freqüentam este último cenário esporadicamente, por diversas razões (festas, acompanhando os pais na saída, campanhas de vacinação, etc.), adotando-se que as mesmas estão presentes 5 semanas por ano.

O número de **dias por semana**, de permanência na área contaminada, adotado para os cenários agrícola e residencial foi de 7 dias. No cenário industrial, considerou-se para adultos um dia a menos, referente ao dia de descanso semanal e para criança a permanência de 1 dia.

Em relação a variável **horas de sono**, considerou-se para os cenários residencial e agrícola, os valores normalmente utilizados de 8 e 12 horas, para adultos e crianças respectivamente. No cenário industrial, o valor adotado foi 0, pois os indivíduos encontram-se na área contaminada somente durante a jornada de trabalho.



O número de horas em ambiente interno na área contaminada no cenário industrial para adultos foi determinado levando-se em conta a jornada diária de trabalho no Brasil (8 horas) e no ambiente externo de 2 horas, contando o tempo despendido para entrar e sair da indústria, como também, o horário após o almoço, onde a maioria das pessoas procuram locais abertos.

Para crianças, assumiu-se 3 horas para ambiente interno e 1 hora para externo. No cenário residencial, descontadas as horas de sono, já consideradas, e as horas de trabalho fora da área contaminada (assumindo-se que a maioria da população trabalha fora de casa) adotou-se para o ambiente interno 6 horas e externo 2 horas. Para as crianças, o valor estimado foi de 8 horas para ambiente interno e 4 horas no externo admitindo-se que estas ainda não se afastam de casa para freqüentar a escola. No caso do cenário agrícola considerou-se que a população estaria presente na área contaminada 24 horas (o período total do dia). Foi admitido que as 8 horas de serviço são realizadas em ambiente externo e que o indivíduo adulto só permanece em casa 4 horas. Para as crianças admitiu-se 6 horas internas e 6 horas externas.

O número de horas no final de semana na área contaminada foi calculado para os diversos cenários, admitindo-se como sendo um dia. Esta variável é zero para o cenário industrial pois a folga de um dia por semana a que tem direito o trabalhador na indústria, foi considerada no fim de semana. Para o cenário residencial e agrícola assumiu-se que a população permanece fora da área contaminada 4 horas.

O número de anos na área contaminada, no cenário agrícola foi obtido admitindo-se a expectativa média de vida de 64 anos (FIBGE, 1992), sendo subdividido em 58 anos como adulto e 6 anos como criança. No cenário residencial, o tempo médio de permanência no mesmo local é de 30 anos (EPA, 1989a) e no cenário industrial admitiu-se para adultos 25 anos, que correspondem ao tempo de aposentadoria em atividades insalubres/perigosas e também adotado pela EPA (1989a). Para crianças, admitiu-se que elas freqüentam esporadicamente o local de trabalho dos pais desde seu nascimento. Destaca-se, que para as substâncias carcinogênicas, considera-se a expectativa de vida do indivíduo.

A quantificação das variáveis para o cálculo do tempo de permanência em local contaminado estão apresentados na Tabela 4.2, para os três cenários e foram publicados em Capeleti *et al.* (1998).

Tabela 4.2. Quantificação das variáveis do tempo de permanência nos diferentes cenários.

Variável do tempo de permanência na área contaminada	Cenários					
	Industrial		Residencial		Agrícola/APMax	
	Ad. ⁽¹⁾	Cr. ⁽²⁾	Ad.	Cr.	Ad.	Cr.
Semanas /ano	48	5	52	52	52	52
Dias /semana	6	1	7	7	7	7
Horas / dia de sono	0	0	8	12	8	12
Horas/dia, ambiente interno	8	3	6	8	6	6
Horas/dia, ambiente externo	2	1	2	4	10	6
Horas/dia no final de semana, no ambiente interno	0	0	8	8	8	4
Horas/dia no final de semana, no ambiente externo	0	0	4	4	4	4
Tempo [anos]	25	6	24	6	58	6

(1) = Adultos (2) = Crianças



Quanto às variáveis apresentadas nas Tabelas 4.1 e 4.2, destacam-se as seguintes considerações:

- As variáveis da população e do tempo de permanência foram quantificadas de forma a definir cenários de uso e ocupação do solo com a seguinte ordem crescente de restrição e controle da poluição: industrial, residencial e agrícola/ área de proteção máxima.
- Na quantificação dessas variáveis, nos diferentes cenários, admitiu-se os valores mais representativos possíveis da população do Estado de São Paulo, visando o cálculo confiável da exposição numa avaliação de risco e estabelecimento dos valores de intervenção para solos e águas subterrâneas.
- A quantificação das variáveis para cálculo da exposição populacional apresentadas neste relatório, poderá ser revisada e alterada, na medida em que novas pesquisas nacionais sobre dados populacionais e toxicológicos forem publicadas.

4.1.3. Caracterização de uma Área Contaminada Hipotética

Na derivação de valores de intervenção apresentados neste relatório, os quais comporão uma lista de valores orientadores a ser utilizada para todo o Estado de São Paulo, a avaliação de risco foi realizada para um local hipotético, no qual foram assumidos alguns parâmetros de caracterização, com base em dados de literatura e análises de solo realizadas pela CETESB. Alguns dados necessários não estavam disponíveis, tendo sido estimados. O grau de realismo destas estimativas determina a confiabilidade no resultado final da avaliação.

4.1.3.1. Condições do Solo

Na derivação de valores de intervenção, as condições do solo devem ser caracterizadas, de modo a permitir a avaliação do risco potencial, considerando todas as vias de exposição e os processos de fluxo e transporte de contaminantes (DIAS *et al.*, 1998).

O solo é uma mistura de fases sólida, líquida e gasosa presentes em uma matriz. Suas características dependem do material original e outros parâmetros como organismos vivos e fatores climáticos que dão, com o tempo, características específicas a cada tipo de solo. Neste item serão consideradas as propriedades do solo que afetam a adsorção e movimentação dos contaminantes e consequentemente sua biodisponibilidade.

A partição dos contaminantes entre as fases sólida e líquida do solo pode ser estimada a partir do coeficiente octanol-água - (K_{ow}). Para compostos fracamente adsorvidos, o movimento dos gases no solo pode ser um importante mecanismo de transferência entre as fases sólida e gasosa do solo. A partição do contaminante entre as fases líquida e gasosa do solo é determinada pela pressão de vapor da substância e sua solubilidade em água. Estes processos são dependentes da umidade do solo. Assim, se o conteúdo de água no solo for muito baixo, haverá uma troca direta entre o contaminante adsorvido na fase sólida e aquele dissolvido na fase gasosa. Quando este conteúdo é alto, ocorre primeiro uma transferência entre o adsorvido na fase sólida e o dissolvido na fase líquida e posteriormente uma migração da água para o ar dos poros. Em casos de áreas altamente contaminadas, a concentração de um composto na água e no vapor do solo é mais dependente da sua solubilidade e da sua pressão de vapor do que da adsorção. Das três fases constituintes do solo, a líquida e a gasosa são móveis e portanto determinam a mobilidade do poluente.

O comportamento do contaminante no solo é também afetado pelos processos de degradação no compartimento solo e pelos processos de transferência, tanto no compartimento solo como para



outros compartimentos (ar e água). Estes fenômenos determinam a duração da exposição e podem ser utilizados para prever o tamanho da área sujeita à contaminação. O modelo C-Soil, assim como todos os outros modelos de avaliação de risco, não considera os processos de degradação dos contaminantes, assumindo que a sua concentração total não se altera ao longo do tempo.

Para a caracterização do solo, no local hipotético considerado, foram admitidos valores médios para as propriedades físicas e químicas que afetam a adsorção e transporte dos contaminantes e, conseqüentemente, sua biodisponibilidade.

As características físicas e químicas do solo, prioritárias no modelo C-Soil que afetam o movimento da água e do vapor e, portanto, o transporte de contaminantes dissolvidos, são discutidas a seguir:

- Porosidade total - definida como a relação entre o volume de espaços vazios e o volume total do solo. Para o local hipotético considerado foi adotado um valor de 40%.

- Umidade do solo - Os espaços porosos do solo podem estar ocupados por ar ou água, influenciando a mobilidade dos contaminantes no solo. A umidade é então expressa como porcentagem de poros preenchidos por água e foi adotada como sendo 20%. Conseqüentemente, a mesma porcentagem é preenchida por ar, totalizando os 40% de porosidade total.

- Densidade aparente - está diretamente relacionada com a porosidade. Em solos minerais a densidade varia normalmente entre 1 e 1,8 (Kg.dm^{-3}). A densidade aparente utilizada foi de $1,3 \text{ Kg/dm}^{-3}$

- Conteúdo de Carbono Orgânico - parte do solo se origina da decomposição de tecidos de plantas e de animais e produtos da atividade microbiana, produzindo a fração húmica que é constituída por polímeros carboxílicos e fenólicos, de alto peso molecular. Solos de superfície tem um conteúdo de carbono orgânico variando entre 1 a 10%, mas em solos cultivados este teor está entre 1 e 4%. Adotou-se, inicialmente o valor médio de 2% de matéria orgânica, com base nas análises realizadas em amostras de solo, coletadas para este projeto. Porém, como as amostras de solo foram coletadas em áreas preservadas de bosques e matas, o valor de 1,5% de matéria orgânica foi considerado mais representativo das condições gerais dos solos do Estado de São Paulo.

4.1.3.2. Outros Fatores de Caracterização da Área Hipotética

Em adição às propriedades listadas acima, os fatores climáticos como temperatura e velocidade do vento, também influenciam o comportamento dos contaminantes voláteis no solo. A temperatura do solo admitida foi de 25°C ou seja $298 \text{ }^{\circ}\text{K}$ (EMBRAPA, 1985).

Para a velocidade do vento, manteve-se os dados originais do modelo, ou seja, uma velocidade de 3170 m/hora a 1,5 metros de altura e uma taxa de renovação do ar em ambiente interno, isto é, a frequência na qual o volume total de ar (V) de dentro da construção seja totalmente renovado, de 1,25 V por hora.

No que se refere à fonte de contaminação, esta simulação foi efetuada admitindo-se uma contaminação pontual, em uma área de 10 m^2 até a profundidade de 1,5m, para o cálculo dos valores de intervenção para o solo. Isto deveu-se ao fato de que, geralmente nesta etapa de investigação, são coletadas amostras esparsas na área de estudo, não devendo-se utilizar concentrações médias mas sim, as máximas observadas. O tamanho real da área contaminada e o risco real decorrente, são avaliados em etapas futuras do gerenciamento de áreas contaminadas.

Um contaminante presente no solo pode, se volátil, evaporar e atingir a população que está sobre a área contaminada e seus arredores. A caracterização do tipo de edificações existentes, deverá ser a mais representativa possível, estabelecendo as vias importantes de exposição. O modelo C-Soil utiliza os submodelos Jury e Hesp para cálculo da evaporação de contaminantes voláteis (BERG, 1994 e JURY et al, 1983).



Nas edificações admitidas nos cenários residencial, agrícola/APMax, o material admitido para o piso foi concreto, com uma espessura de 0,1 m; a altura do pé direito igual a 2 m e a área construída é de 50 m². A área destinada a banheiros é de 3 m², o que significa um volume de ar de 6 m³. Os encanamentos de água para abastecimento são de PVC.

Para o cenário industrial, a construção avaliada é a indústria onde o piso é de concreto, com espessura de 0,1m, a altura do pé direito é de 2,5m e a área construída é de 200m².

Visando facilitar o trabalho de discussão dos resultados obtidos, a Tabela 4.3 apresenta os valores assumidos para as variáveis utilizadas no modelo.

Tabela 4.3. Valores adotados no modelo C-Soil para derivação de valores de intervenção.

PARÂMETROS DE SOLO	VALOR	UNIDADE
Temperatura do solo	298	°K
Porosidade Total	0,4	
Fração do Volume de ar	0,2	—
Fração do Volume da água	0,2	—
Fração do Volume de sólido	0,6	—
Densidade	1,3	kg/dm ³
Matéria Orgânica	1,5	%
Argila	40	%
Fração de carbono orgânico (foc)	0,0116	—
PARÂMETROS DE AR	VALOR	UNIDADE
Taxa de evaporação da água	0,0001	m ³ /m ² .dia
Velocidade do vento a 10 m	18000	m/hora
Velocidade do vento a 1,5 m	3170	m/hora
Velocidade do vento a 1 m	0	m/hora
Rugosidade da área	1	—
Concentração de partículas suspensas em ambiente externo	0,07	mg/m ³
PARÂMETROS DE SOLO	VALOR	UNIDADE
Fração de solo nas partículas suspensas em ambiente. externo	0,5	—
Fração de solo nas partículas suspensas em ambiente. interno	0,8	—
PARÂMETROS DE VEGETAIS	VALOR	UNIDADE
Fator de interceptação pela cultura	0,4	—
Produção	0,28	kg mat. seca/ m ²
Período de crescimento	180	dias
PARÂMETROS DE ÁGUA ENCANADA	VALOR	UNIDADE
período de estagnação da água	8	horas
raio dos encanamentos	0,0098	m
espessura dos encanamentos	0,0027	m
comprimento dos encanamentos	14	m

cont...



Tabela 4.3. Valores adotados no modelo C-Soil para derivação de valores de intervenção. (cont...)

PARÂMETROS DE BANHO		
Temperatura da água	313	°K
raio da gota de água	0,0005	m
volume de água consumido	0,15	m ³
Volume (espaço) do banheiro	6	m ³
Tempo no banho	0,2	hora
Tempo no interior do banheiro	0,4	hora
Fator de absorção relativa	1	—
Fator de retenção de partículas no pulmão	0,75	—

4.1.4. Caracterização dos Contaminantes

Em uma avaliação de risco, faz-se necessária a definição da fonte de contaminação, a partir da qual a exposição pode ocorrer. Esta fonte refere-se à concentração total do contaminante de interesse na fase sólida, na água ou no vapor do solo, bem como suas características físicas, químicas e toxicológicas.

A partir da concentração do contaminante na fase sólida do solo (em mg.kg⁻¹ de solo seco), pode-se calcular a concentração nas fases gasosa (mg substância/dm³ de ar do solo) e na solução do solo ou água intersticial (mg substância/dm³ solução), assumindo-se que há um equilíbrio entre essas três fases, baseando-se em valores do coeficiente de partição solo-água (Kd); na constante de Henry, nas propriedades químicas dos contaminantes e nas condições do solo (van den BERG, 1994). A única condição para este cálculo é que a concentração na fase aquosa não deve ser maior do que a solubilidade em água da substância em questão, demonstrando que não se aplica esta avaliação para a fase livre do contaminante.

O modelo C-Soil calcula a concentração em todas essas fases, pela lei de equilíbrio, usando o submodelo Mackay (BERG, 1994), baseando-se em informações de literatura, como os coeficientes de partição nos vários compartimentos, as propriedades químicas dos poluentes, o comportamento e a fisiologia da população.

Os coeficientes de partição nos vários compartimentos, e algumas propriedades físicas e químicas requeridas são descritos a seguir:

- **peso molecular**, específico para cada contaminante;
- **pressão de vapor**, é a principal propriedade para a volatilização de um composto. Quanto maior a pressão de vapor, maior a tendência do contaminante estar no estado gasoso. É utilizada para calcular a taxa de volatilização de uma substância pura ou estimar a Constante da Lei de Henry para compostos com baixa solubilidade em água;
- **solubilidade em água**, que influencia o potencial de distribuição do contaminante no perfil do solo e representa a máxima concentração de um composto dissolvido na água, a uma dada temperatura;
- **coeficiente de partição do contaminante entre solo-água (Kd)**, É a medida do parcionamento de um composto metálico ou não orgânico, entre o solo e a água. Quanto maior o Kd, maior a tendência do contaminante ser adsorvido ao solo ou sedimento,



Em vista da importância da influência do carbono orgânico do solo na adsorção e distribuição de compostos orgânicos nas fases do solo, o coeficiente K_d é geralmente convertido em K_{oc} :

$$K_{oc} = K_d / f_{oc} \quad \text{onde:}$$

K_{oc} = coeficiente de partição correlacionado com substâncias orgânicas (dm^3/kg substância orgânica)

f_{oc} = fração de carbono orgânico (kg subst. orgânica / kg solo seco)
 = $0,0058 \times \% \text{ mat. orgânica}$

Esta propriedade dos contaminantes é determinada em função do pH do solo, adsorção pelas argilas, matéria orgânica, óxidos de ferro, condições de oxi-redução e a forma química do metal, sendo que na literatura, a variação de valores é muito grande (EPA, 1996a). Por isso, optou-se por utilizar os valores adotados pela Holanda e já constantes do modelo adquirido;

- **coeficiente de partição octanol-água (K_{ow})**, É a medida do parcionamento de um composto orgânico, entre a água e octanol em equilíbrio. Quanto maior o K_{ow} , maior a tendência do contaminante de se fixar no octanol em lugar de permanecer na água, sendo o octanol usado como um substituto de lipídios (gordura);
- **coeficiente de partição do contaminante entre solo-água corrigido pela fração de matéria orgânica (K_{oc})**, quanto maior o K_{oc} , maior a tendência do contaminante se adsorver ao solo ou sedimento, sendo a indicação do potencial de um contaminante orgânico de se acumular ou se adsorver à matéria orgânica presente no solo.

Considerando modelos de partição para a distribuição de substâncias orgânicas no solo, estudos têm conduzido a várias relações entre o K_{oc} e o coeficiente de distribuição octanol-água (K_{ow}). O modelo C-soil utiliza a relação: $K_{oc} = 0,411 \times 10^{\text{Log}K_{ow}}$

- **constante de Henry** É a medida do parcionamento entre a fase volatilizada e a dissolvida na água intersticial. Quanto maior a constante de Henry, maior é a tendência de um contaminante volatilizar-se do que permanecer na água. Esta constante é dada pela seguinte unidade:
 $(\text{mg substância}/\text{dm}^3 \text{ de ar}) / (\text{mg substância}/\text{dm}^3 \text{ de água})$
- **coeficiente de permeação**. É a medida da capacidade de uma substância volátil de atravessar um duto poroso, atingindo a água que é distribuída à população. Em casos de interrupção do sistema de abastecimento de água, forma-se uma pressão negativa no interior da tubulação o que favorece a entrada de contaminantes voláteis;
- **coeficiente de difusão no ar**, que representa a taxa de distribuição de um contaminante no ar, como resultado da difusão molecular;
- **fator de bioconcentração (BCF)**, quanto maior o BCF, espera-se maior acumulação em organismos vivos, sendo a medida da partição de um composto em equilíbrio entre o meio biológico (tecido vegetal por exemplo) e um meio externo como a água. No caso de vegetais existe um fator de bioconcentração para raízes (BCFR) e outro para folhas BCFS).
- **dose diária tolerável**. Para cada contaminante, existe uma dose diária de ingresso, dada em mg da substância por quilo de peso corpóreo por dia, na qual não é esperado nenhum efeito adverso à saúde humana. Esta dose, denominada "tolerable dayle intake – TDI" foi estabelecida preferencialmente com base em dados toxicológicos humanos e na ausência destes, na extrapolação de estudos em animais.



Também foram considerados outros padrões como o “acceptable dayle intake- ADI estabelecido pela Organização Mundial da Saúde para aditivos alimentares, o “reference dose – RfD estabelecido pela USEPA, o “tolerable concentration in air – TCL e o limite de concentração para ambientes ocupacionais – MAC (van den BERG, 1991).

- **limite de percepção de odor.** Para avaliar a exposição humana a contaminantes voláteis, as suas concentrações no ar de ambientes internos ou externos podem ser comparadas com o limite de percepção de odor em mg da substância por metro cúbico de ar.

- **fator de carcinogenicidade - “slope factor”.** É um valor que define quantitativamente a relação entre dose e efeito. É utilizado para estimar uma probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer, como resultado de uma exposição a uma concentração de uma substância potencialmente cancerígena (CUNHA, 1997). É determinado preferencialmente com base em dados epidemiológicos humanos. Como esses dados são raros, são considerados também os estudos de carcinogenicidade crônica em animais (van den BERG, 1991).

Para derivação dos valores de intervenção, elegeu-se 35 substâncias consideradas prioritárias, sendo 15 inorgânicas e 20 orgânicas, baseando-se na experiência da CETESB em casos de avaliação de áreas contaminadas e na existência de dados de caracterização das mesmas no modelo C-Soil.

A Tabela 4.4 apresenta a caracterização física, química e toxicológica dos contaminantes que foram avaliados, extraídos das planilhas do modelo C-Soil. Esta Tabela apresenta, ainda, para cada substância, um código numérico que identifica a substância independente de seu nome ou sinônimo. Este código é estabelecido nos Estados Unidos pelo “Code of Federal Register” e é denominado “Chemical Abstracts Service Number Registry” – CASNR (NIOSH, 1994). No Apêndice F, é apresentada uma compilação de informações toxicológicas e de comportamento ambiental sobre estes contaminantes.



Tabela 4.4. Características físicas, químicas e toxicológicas dos contaminantes avaliados.

Substância	CAS NR	Peso Molec [g/mol]	Pressão de Vapor [PA]	Solub. [mg/L]	KD [L/kg]	log Kow	LogKoc [L/kg]	Coefic. de Permeac. [m ² /d]	Difusão em Ar [m ² /h]	BCFR	BCFS	TDI mg/kg.dia	TCA [µg/m ³]	MAC mg ₃ /m	Limite de Percepção de Odor [mg/m ³]	Fator de carcinogenicidade [mg/kg.d] ⁻¹
Aldrin	309-00-2	365	3,1E-03	1,0E-02	ND	7,40	4,60	5,0E-07	ND	ND	ND	1,00E-04	ND	ND	ND	ND
Antraceno	120-12-7	178	1,3E-04	7,5E-02	ND	4,49	4,40	5,0E-07	ND	ND	ND	5,00E-02	ND	ND	ND	ND
Benzeno	71-43-2	78	1,0E+04	1,8E+03	ND	2,13	1,90	1,4E-06	3,0E-02	ND	ND	4,30E-03	3,00E+01	30	5,0E-01	2,9E-2
Cloreto de Vinila	75-01-4	63	3,6E+05	1,1E+03	ND	2,71	ND	1,0E-06	ND	ND	ND	3,50E-03	1,00E+02	ND	2,6E+01	1,9E+0
DDT	50-29-3	355	2,5E-05	3,1E-03	ND	6,18	5,20	5,0E-07	ND	ND	ND	2,00E-02	ND	ND	ND	3,0E-01
1,2 -Dicloroetano	107-06-2	99	8,1E+03	8,7E+03	N/D	1,45	1,60	3,0E-07	3,0E-02	N/D	N/D	1,40E-02	4,80E+01	200	2,0E+01	9,2E-2
1,2-Diclorobenzeno	106-46-7	147	8,0E+01	4,9E+01	N/D	3,40	2,60	2,0E-06	2,4E-02	N/D	N/D	1,90E-01	6,00E+02	N/D	1,2E-01	24,0E-3
Endrin	72-20-8	393	2,7E-05	2,0E-02	ND	4,95	4,60	5,0E-07	ND	ND	ND	1,00E-04	ND	ND	ND	ND
Estireno	100-42-5	104	6,7E+02	3,0E+02	ND	3,09	2,70	2,0E-06	ND	ND	ND	7,70E-02	8,00E+02	420	7,0E-02	ND
Fenol	108-95-2	94	2,7E+01	8,2E+04	ND	1,46	1,60	8,5E-10	ND	ND	ND	6,00E-02	1,00E+02	19	2,2E-02	ND
Lindano (δ-BHC)	58-89-9	291	2,1E-02	7,8E+00	ND	3,90	3,20	5,0E-07	ND	ND	ND	1,00E-03	2,50E-01	ND	ND	1,3E+0
Hexaclorobenzeno	118-74-1	285	1,3E-03	1,1E-01	ND	5,34	4,00	1,0E-06	ND	ND	ND	5,00E-04	6,00E+02	0,03	ND	1,6E+0
Naftaleno	91-20-3	130	2,3E+00	3,0E+01	ND	3,36	3,00	5,0E-07	2,3E-02	ND	ND	5,00E-01	ND	50	5,0E-02	ND
Pentaclorofenol	87-86-5	267	1,5E-02	1,4E+01	ND	5,13	4,50	2,2E-06	ND	ND	ND	3,00E-02	ND	0,5	ND	1,20E-1
Tetracloroetileno	127-18-4	166	1,9E+03	1,5E+02	ND	2,60	2,20	7,7E-07	2,5E-02	ND	ND	1,60E-02	2,50E+03	240	3,5E+01	5,1E-2
Tolueno	108-88-3	90	2,9E+03	5,2E+02	ND	2,69	2,10	1,2E-06	2,7E-02	ND	ND	4,30E-01	3,00E+03	375	1,0E-01	ND
111-Tricloroetano	71-55-6	133	8,2E+03	8,0E+02	N/D	2,80	1,97	2,0E-06	N/D	N/D	N/D	8,00E-02	3,80E+02	1080	7,0E+01	#N/D
Tricloroetileno	79-01-6	132	8,0E+03	1,1E+03	ND	2,71	ND	1,6E-06	2,8E-02	ND	ND	5,40E-01	1,90E+03	190	1,0E+02	1,1E-2
Trichlorofenol	25167-82-2	198	1,1E+00	1,2E+03	#N/D	3,88	3,20	5,4E-07	#N/D	#N/D	#N/D	3,00E-03	#N/D	#N/D	#N/D	11,0E-3

CASNR – Chemical Abstracts Service Number Registry (NIOSH,94) N/D: não disponível no modelo , ou a informação não existe ou ainda, não é aplicável.... BCFR – fator de bioconcentração em raízes / BCFS – fator de bioconcentração em folhas..... continua

Tabela 4.4. Características físicas, químicas e toxicológicas dos contaminantes avaliados.

continuação

Substância	CAS NR	Peso Molec [g/mol]	Pressão de Vapor [PA]	Solub. [mg/L]	KD [L/kg]	log Kow	LogKoc [L/kg]	Coefic. de Permeac. [m ² /d]	Difusão em Ar [m ² /h]	BCFR	BCFS	TDI mg/kg.dia	TCA [µg/m ³]	MAC mg ₃ /m	Limite de Percepção de Odor [mg/m ³]	Fator de carcinogenicidade [mg/kg.d] ⁻¹
Xilenos	1330-20-7	106	7,9E+02	1,8E+02	ND	3,11	2,60	1,6E-06	2,4E-02	ND	ND	1,00E-02	5,40E+01	435	3,0E-01	ND
Alumínio	7429-90-5	27	ND	5,0E+02	1000	ND	ND	ND	ND	0,3	0,3	1,00E+0	ND	10	ND	ND
Antimônio	7440-36-0	122	ND	ND	85	ND	ND	ND	ND	0,6	0,9	8,60E-04	ND	0,5	ND	ND
Arsênio	7440-38-2	75	ND	ND	980	ND	ND	ND	ND	0,015	0,03	2,10E-03	ND	ND	ND	1,5E+0
Bário	7440-39-3	137	ND	ND	60	ND	ND	ND	ND	0,005	0,1	2,00E-02	ND	ND	ND	ND
Cádmio	7440-43-9	112	ND	ND	190	ND	ND	ND	ND	0,15	0,7	1,00E-03	ND	ND	ND	ND
Chumbo	7439-92-1	207	ND	ND	2400	ND	ND	ND	ND	0,001	0,03	3,60E-03	ND	ND	ND	ND
Cromo	7440-47-3	52	ND	ND	4400	ND	ND	ND	ND	0,002	0,02	5,00E-03	ND	ND	ND	ND
Cobalto	7440-48-4	59	ND	ND	120	ND	ND	ND	ND	0,015	0,03	1,40E-03	ND	ND	ND	ND
Cobre	7440-50-8	64	ND	ND	540	ND	ND	ND	ND	0,1	0,1	1,40E-01	ND	ND	ND	ND
Ferro	7439-89-6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Manganês	7439-96-5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Mercúrio	7439-97-6	201	ND	ND	3300	ND	ND	ND	ND	0,015	0,03	6,10E-04	ND	ND	ND	ND
Molibidênio	7439-98-7	96	ND	ND	20	ND	ND	ND	ND	0,015	0,3	1,00E-02	ND	ND	ND	ND
Níquel	7440-02-0	59	ND	ND	560	ND	ND	ND	ND	0,07	0,1	5,00E-02	ND	ND	ND	ND
Prata	7440-22-4	108	ND	ND	128	ND	ND	ND	ND	0,1	0,4	5,00E-03	ND	ND	ND	ND
Zinco	7440-666	65	ND	ND	250	ND	ND	ND	ND	0,1	0,4	1,00E+00	ND	ND	ND	ND

N/D: não disponível no modelo, ou a informação não existe ou ainda, não é aplicável.

4.1.5. Caracterização das Vias de Exposição

O ser humano pode estar exposto a contaminantes por uma ou várias vias de exposição. Há então, a necessidade de quantificar essa exposição, tanto no que se refere à concentração do contaminante presente em cada uma das diversas vias, quanto à sua duração (tempo que o indivíduo está exposto ao contaminante). A importância relativa de cada uma das vias de exposição depende das características físicas, químicas e toxicológicas do contaminante, das propriedades do solo e do comportamento do contaminante no solo.

Na derivação de valores de intervenção, todas as vias possíveis devem ser consideradas. Assim, as vias de exposição contempladas pelo modelo C-Soil são:

- **ingestão** de água, solo e tubérculos, folhas e frutos cultivados na área contaminada;
- **inalação** de material particulado originado de um solo contaminado e vapores e
- **contato dérmico** com o solo/poeira e com a água durante o banho.

A **ingestão de água** inclui aquela tratada e distribuída à população através de tubulações bem como a água subterrânea extraída do aquífero freático através de poços tipo cacimba e consumida sem tratamento. No primeiro caso, compostos orgânicos voláteis podem contaminar a água pelo processo de permeação. Se essa contaminação ocorre, a exposição dar-se-á pela inalação de vapores, contato dérmico durante a higiene pessoal (banho) e pela ingestão de água. A permeação não ocorre para metais e outras substância inorgânicas. É considerada apenas a permeação a partir da solução do solo e não do ar do solo. No segundo caso, o poluente pode atingir o homem principalmente por ingestão de água e contato dérmico.

Nas condições holandesas, nas quais o modelo C-Soil original foi desenvolvido, a captação particular de água e seu consumo sem tratamento não foi considerado por que apenas 1% das casas não estão ligadas à rede pública de abastecimento. Porém, para as condições do Estado de São Paulo, considerou-se também o consumo de água de poço, sem tratamento.

A concentração de um contaminante nesta água é assumida como igual à concentração na solução do solo, calculada a partir de uma dada contaminação no solo através da partição solo-água, dividida por um fator de atenuação/diluição (DAF).

Este fator origina-se do fato de ser esperado um certo grau de atenuação da poluição na zona não saturada, antes de atingir o aquífero freático, de ocorrer diluição da contaminação quando esta alcança o aquífero e também das incertezas decorrente do cálculo de partição solo-água.

Para derivação dos valores de intervenção genéricos, assumiu-se um fator de atenuação/diluição (DAF) igual a 10 (dez), com base no que é praticado na Holanda. Este número pode ser considerado conservativo, uma vez que a US – EPA padronizou, em 1996, o DAF para cálculos genéricos como sendo igual a 20. Quanto maior o DAF, menor contaminação é esperada no aquífero.

O ingresso de contaminante originado por esta via depende do consumo diário e da concentração do contaminante na água subterrânea.

Outra via importante é a **ingestão de solo** (partículas), que ocorre principalmente em crianças e trabalhadores rurais. O cálculo é efetuado, considerando-se a média de ingestão de solo por crianças e adultos. O modelo C-Soil considera que o contaminante é completamente adsorvido no trato gastrointestinal, o que significa que pode haver uma superestimativa para muitos contaminantes.

Para a **ingestão de vegetais**, há duas importantes vias, a absorção dos contaminantes presentes na solução do solo pelas raízes e a deposição de partículas de solo sobre as folhas. A absorção pelas raízes a partir da água intersticial (solução do solo) pode ser calculada por meio de coeficientes de distribuição entre a água e a planta e expressa em fatores de bioacumulação (BCF's). Existe uma distinção entre as partes subterrâneas e aéreas das plantas. No caso dos metais, o modelo C-Soil distingue os valores BCF para folhas e tubérculos. Para outros contaminantes inorgânicos, é assumido que suas concentrações na solução do solo são iguais àquelas encontradas no vegetal.



Para compostos orgânicos, a concentração no vegetal é calculada por meio do Kow. Assumindo que a planta consiste de aproximadamente 80% de água e que a concentração de um contaminante na água da planta é igual à concentração na solução do solo, pode-se estimar um BCF fixo de 0,8.

A quantidade ingerida de contaminante é dependente da quantidade presente no vegetal e da quantidade diária de vegetal consumida pelo indivíduo. Considera-se somente o vegetal produzido e consumido na área contaminada, isto é, alimentos contaminados, cultivados fora do local, não são considerados. Destaca-se que a fiscalização da qualidade dos alimentos comercializados não compete à CETESB.

Se o valor medido de BCF para um determinado metal não existir, este pode ser calculado através da equação formulada por BAES *et al.* (1984) *apud* van den BERG (1994):

$$\ln \text{BCF pl} = 2,67 - 1,12 \times \ln \text{Kd}$$

Onde: BCFpl = fator de bioacumulação em plantas

Kd = coeficiente de partição solo-água

Pode ocorrer a **inalação de material particulado** presente em aerossóis e poeiras, principalmente daqueles com diâmetro menores de 10 µm. É assumido que 75% do total do número de partículas inaladas permanecem nos pulmões e que todo o contaminante presente nestas partículas é absorvido pelo organismo.

Na **inalação de gases**, que podem desprender-se diretamente do solo contaminado atingindo pessoas tanto em ambiente externo, como em ambiente interno, ou da água contaminada durante o banho, considerando que a água da rede de distribuição pode ser contaminada pelo processo de permeação. Os períodos durante os quais crianças e adultos estão presentes dentro e fora da construção e seus volumes de respiração são levados em consideração nos cálculos de quantidade absorvida.

O processo de migração pelo qual os contaminantes voláteis podem deixar o solo e atingir o ar em ambientes internos e externos, é resultante de vários processos. Primeiramente o contaminante deixa a fase sólida do solo e entra nas fases móveis (água e ar). Então ocorre um transporte vertical através dos espaços porosos do solo. A evaporação do contaminante a partir do solo, processo no qual, um certo grau de diluição é esperado, resulta na contaminação do ar acima do solo. Quando existem construções sobre o solo contaminado, o contaminante pode passar através do concreto e outros materiais e atingir o interior da construção.

Para compostos inorgânicos, é assumido que a contribuição à exposição via inalação não é significativa. Como regra, essas substâncias não são voláteis.

O contaminante evaporado a partir do solo, é diluído pelo fluxo de aeração, que é sujeito às condições climáticas, determinadas por fatores como velocidade do vento, rugosidade da superfície e coeficientes de dispersão. É admitido que a concentração de contaminantes no ar, em ambientes internos é maior ou igual à concentração em ambientes externos.

O **contato dérmico** significa a absorção de contaminantes através da pele descoberta. Em locais abertos, a exposição pode ocorrer devido ao contato com o solo (atividades de jardinagem, por exemplo). Em ambiente fechado, apenas pode ocorrer exposição devido ao contato com poeira e água, que não contribui significativamente para o ingresso total. Assume-se que as pessoas não estão expostas enquanto dormem. O modelo C-Soil não contempla exposições eventuais como trabalhadores instalando tubulações em áreas contaminadas, e sim procura avaliar as exposições diárias em um dado tempo de permanência sob estas condições.



4.1.6. Avaliação do Modelo C-Soil

A CETESB utilizou o modelo C-soil como uma ferramenta para derivação dos valores de intervenção, porém não avalia, recomenda ou obriga o uso de qualquer modelo de avaliação de risco. Avaliações de risco caso a caso devem atender ao procedimento estabelecido pela CETESB, que no momento encontra-se em discussão.

Algumas vias de exposição não foram levadas em consideração pelo modelo C-Soil tais como, o consumo de peixes, carne, leite, ovos e águas superficiais. Entretanto, se em um local algumas dessas vias se mostrarem significativamente importantes, a quantidade do contaminante presente em cada via e absorvida pela população deve ser mensurada e somada ao total das outras vias.

O modelo C-Soil não considera a degradação do contaminante ao longo do tempo. O modelo distingue dois grupos de entidades expostas, as crianças e os adultos. Porém não faz distinção de sub-populações como por exemplo mulheres grávidas ou pessoas asmáticas. Este modelo não considera as fontes de contaminação originadas fora do local avaliado. Por exemplo, a ingestão de vegetais refere-se àqueles produzidos no local contaminado e consumidos pelo indivíduo. O consumo de outros vegetais contaminados e cultivados fora do local não são considerados. Isto ocorre porque é impossível quantificar vias de exposição esporádicas.

Como todo modelo de avaliação de risco, o C-Soil não considera misturas de contaminantes, onde cada contaminante tem características físico-químicas e toxicológicas específicas. Neste caso, o Modelo C-Soil calcula o risco de cada substância. Em situações de contaminantes com semelhanças de efeitos no indivíduo, o risco causado pela mistura, pode ser estimado através da somatória dos riscos calculados separadamente para cada contaminante.

Para todos os contaminantes, as vias de exposição por inalação de partículas, inalação de vapores durante o banho e contato dérmico, contribuem de forma não significativa, quando comparadas ao total de exposição determinado principalmente pelas vias por ingestão de solo, inalação de vapores, consumo de vegetais e consumo de água subterrânea.

A via ingestão de vegetais pode não estar sendo corretamente estimada, por falta de estatísticas nacionais de consumo.

O modelo avalia somente o risco à saúde humana, então os valores derivados não levam em consideração fatores ecotoxicológicos, ou seja, a influência da contaminação sobre o ecossistema.

4.2. Valores de Intervenção para Águas Subterrâneas

Para as águas subterrâneas foi considerado que este recurso hídrico deve ser preservado como uma reserva estratégica de abastecimento para sustentabilidade das gerações futuras em função da escassez de oferta de água superficial, seu atual nível de deterioração e o elevado custo de tratamento para seu fornecimento com qualidade.

Além disso, atendendo ao artigo 18 do Decreto Estadual 32.955 (07/02/91) que regulamenta a Lei 6.134 (02/06/88) que dispõe sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas do Estado de São Paulo, as águas subterrâneas destinadas ao consumo humano, deverão atender aos padrões de potabilidade fixados na legislação sanitária.

Desta forma, estabeleceu-se como valores de intervenção para as águas subterrâneas, os Padrões de Potabilidade da Portaria 36, atualizada pela Portaria 1.469 de 29.12.2000, do Ministério da Saúde, independentemente do uso atual e futuro deste recurso hídrico.

Para substâncias que não estão regulamentadas pelas Portarias do MS, derivou-se um valor de intervenção, a partir de uma concentração máxima aceitável no solo (risco) em um cenário agrícola/APMax.

Em situações onde as águas subterrâneas não têm qualidade natural para consumo humano, o valor de intervenção deverá estar associado à qualidade do recurso hídrico superficial local.



4.3. Resultados

Tendo como ferramenta, o modelo C-soil, foram obtidos valores de intervenção para solos com base na exposição durante a vida toda, para os períodos considerados “adulto” e “criança” e ainda considerando-se o risco de câncer.

Para verificar a adequação dos valores derivados, estes foram comparados com dados obtidos em literatura e em outras normas.

Para metais, os valores de intervenção para solos foram então comparados com os valores de referência de qualidade determinados com base em análises químicas realizadas pela CETESB, com valores considerados naturais citados na literatura, com limites de solubilidade e com valores de intervenção internacionais. A concentração na solução do solo foi comparada com padrões de potabilidade.

Para substâncias orgânicas, os valores de intervenção para solos foram comparados com os limites de detecção analítica, com limites de solubilidade e com valores de intervenção internacionais. A concentração na solução do solo foi comparada com padrões de potabilidade.

O valores de intervenção que não variaram significativamente, em decorrência das modificações sugeridas nas oficinas de trabalho de março de 2000, foram mantidos como apresentados no relatório preliminar.

A Tabela 4.5 apresenta os valores de intervenção estabelecidos para solos e águas subterrâneas, para os diferentes contaminantes, nos três cenários.

No Apêndice G, as tabelas G1 a G3 apresentam os dados referentes aos cálculos da quantificação da exposição nos diversos cenários, para os contaminantes de interesse, obtidos para valores de intervenção derivados utilizando-se o modelo C-Soil, como por exemplo as concentrações nas fases gasosa e líquida do solo e ingestão de contaminantes por cada via de exposição e as ingestões totais.

Tabela 4.5. Valores de intervenção para solos, nos três cenários e para as águas subterrâneas.

Substância	VALORES DE INTERVENÇÃO			
	Solos (mg.kg ⁻¹)			Águas Subterrâneas (µg/L)
	Agrícola/APMax	Residencial	Industrial	
Alumínio	—	—	—	200 ⁽²⁾
Antimônio	5,0	10,0	25	5 ⁽¹⁾
Arsênio	25	50	100	10 ⁽¹⁾
Bário	300	400	700	700 ⁽¹⁾
Cádmio	10	15	40	5 ⁽¹⁾
Chumbo	200	350	1200	10 ⁽¹⁾
Cobalto	40	80	100	30 ⁽⁵⁾
Cobre	100	500	700	2000 ⁽¹⁾
Cromo	300	700	1000	50 ⁽¹⁾
Ferro	—	—	—	300 ⁽²⁾
Manganês	—	—	—	100 ⁽²⁾
Mercúrio	2,5	5	25	1 ⁽¹⁾

continua



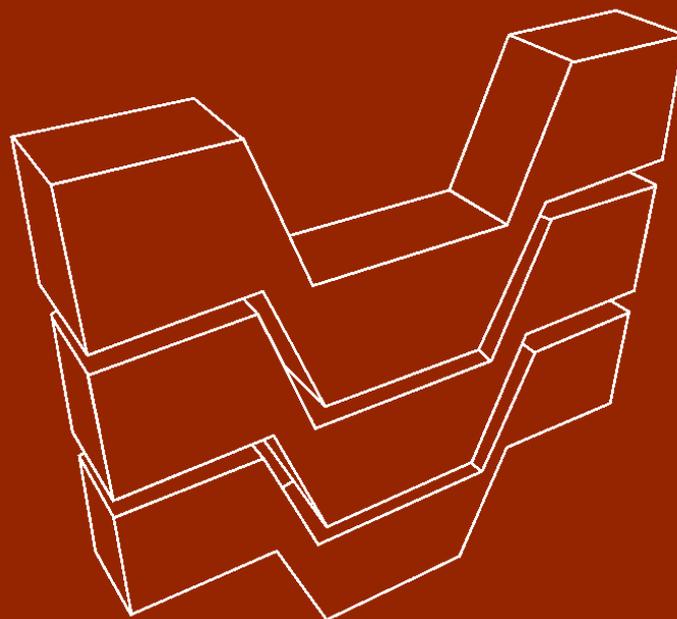
Tabela 4.5. Valores de intervenção para solos, nos três cenários e para as águas subterrâneas.

continuação

Substância	VALORES DE INTERVENÇÃO			
	Solos (mg.kg ⁻¹)			Águas Subterrâneas (µg/L)
	Agrícola/APMax	Residencial	Industrial	
Molibdênio	50	100	120	250 ⁽⁵⁾
Níquel	50	200	300	50 ⁽⁴⁾
Prata	25	50	100	50 ⁽³⁾
Selênio	—	—	—	10 ⁽¹⁾
Zinco	500	1000	1500	5000 ⁽²⁾
Benzeno	0,6	1,5	3,0	5 ⁽¹⁾
Tolueno	30	40	140	170 ⁽²⁾
Xilenos	3,0	6,0	15	300 ⁽¹⁾
Estireno	15	35	80	20 ⁽¹⁾
Naftaleno	15	60	90	100 ⁽⁵⁾
Diclorobenzeno	2,0	7,0	10,0	40 ⁽⁵⁾
Hexaclorobenzenoo	0,1	1,0	1,5	1 ⁽¹⁾
Tetracloroetileno	1,0	1,0	10	40 ⁽¹⁾
Tricloroetileno	5,0	10	30	70 ⁽¹⁾
1,1,1 Tricloroetano	8,0	20	50	600 ⁽⁵⁾
1,2 Dicloroetano	0,5	1,0	2,0	10 ⁽¹⁾
Cloreto de Vinila	0,1	0,2	0,7	5 ⁽¹⁾
Pentaclorofenol	2,0	5,0	15,0	9 ⁽¹⁾
2,4,6 Triclorofenol	1,0	5,0	6,0	200 ⁽¹⁾
Fenol	5,0	10,0	15,0	0,1 ⁽³⁾
Aldrin e Dieldrin	0,5	1,0	5,0	0,03 ⁽¹⁾
DDT	0,5	1,0	5,0	2 ⁽¹⁾
Endrin	0,5	1,0	5,0	0,6 ⁽¹⁾
Lindano (d-BHC)	0,5	1,0	5,0	2 ⁽¹⁾

- (1) Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para Substâncias que apresentam risco à saúde
- (2) Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para aceitação de consumo (critério organoléptico).
- (3) Padrão de Potabilidade da Portaria 36 do Ministério da Saúde;
- (4) Comunidade Econômica Européia
- (5) Baseado no Cenário Agrícola/APMax - Área de Proteção Máxima
- não estabelecido





5 valor de alerta

O Valor de Alerta foi inicialmente estabelecido e apresentado no relatório preliminar, como sendo a média entre os valores de referência e de intervenção e indicava um limite a partir do qual, o monitoramento da área deveria ser executado.

Em reuniões técnicas internas da CETESB de apresentação da proposta de valores orientadores e preparação para o II Seminário Internacional sobre Qualidade do Solos e das Águas Subterrâneas (CETESB, 2000), foi questionada a necessidade do valor de alerta no controle de áreas contaminadas. Na oficina de trabalho que sucedeu ao II Seminário foi levantada a importância do valor de alerta como instrumento para ser utilizado em caráter preventivo, na proteção da qualidade do solo, tal como é feito hoje na Alemanha.

Assim, na oficina de trabalho acima citada, acordou-se que esse valor de alerta fosse estabelecido com base em risco e no conceito de prevenção à contaminação, de modo a evitar que o solo transforme-se em área contaminada. Sua função será de orientar a aplicação de lodo de estação de tratamento, aplicação de insumos agrícolas fabricados a partir de resíduos industriais, tratamento de resíduos no solo (landfarming), avaliação da qualidade de solos utilizados em terraplanagem e avaliação de fonte de contaminação por deposição atmosférica de material particulado (ex.: chumbo secundário).

Na Alemanha e Suíça, o valor alerta, chamado de valor de prevenção, foi estabelecido com base no tipo de solo. Nos demais países europeus que possuem esse tipo de valor orientador, optou-se por utilizar o critério dos cenários de uso e ocupação do solo (BACHMANN, 2000).

Considera-se que contaminantes em solução no solo podem estar disponíveis, sendo absorvidos por plantas, causando fitotoxicidade ou migrando para as águas subterrâneas, causando poluição dos aquíferos.



O valor de alerta indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos e águas subterrâneas e quando excedido, há um potencial poluidor para esses meios, devendo ser exigido um monitoramento, efetuando-se um diagnóstico de qualidade, identificando-se e controlando-se as possíveis fontes de contaminação, de modo a cessar o aporte de poluentes. Elevadas concentrações de metais podem ser encontradas naturalmente em casos específicos, representando uma anomalia natural do solo.

O monitoramento da qualidade das águas subterrâneas do sistema aquífero freático, independentemente do seu uso, deve ser efetuado visando identificar indícios de aporte de metais para este meio.

5.1. Substâncias Naturalmente Presentes no solo - Metais

Os metais estão presentes naturalmente no solos, em concentrações variáveis de acordo com a sua gênese. No entanto, estas concentrações podem sofrer incremento devido a processos antrópicos, principalmente por fontes difusas. A maioria das informações disponíveis na literatura brasileira refere-se à fertilidade do solo e poucos referem-se à questão ambiental.

Segundo MATIAZZO e ANDRADE (2000), trabalhos sobre comportamento de metais pesados em solos, sua fitodisponibilidade com conseqüente passagem para a cadeia alimentar tem sido objeto de estudos bastante intensivos na literatura mundial. Entretanto, no Brasil, esses estudos têm-se limitado a fornecer dados sobre Cu e Zn tendo em vista as limitações dos métodos analíticos utilizados para detectar concentrações traços de Cd, Hg e Pb.

Segundo BERTON(2000), as espécies vegetais variam grandemente quanto a sua sensibilidade aos metais. A tolerância ou sensibilidade também pode variar dentro da espécie vegetal. A fitodisponibilidade de um metal pode variar com a presença no solo de constituintes orgânicos e inorgânicos como óxidos de Fe e Al, silicatos, fosfatos e carbonatos, além da presença de outros metais.

Dependendo das condições microambientais, as plantas podem absorver metais em quantidade suficiente para causar danos aos tecidos ou ao seu desenvolvimento e reprodução. A capacidade de um metal causar dano às plantas é chamada de fitotoxicidade.

A concentração máxima permitida de metais em solos agrícolas tratados com lodo de esgoto, em diversos países, é apresentada na Tabela 5.1, segundo SANEPAR(1999). A Tabela 5.2 apresenta as concentrações fitotóxicas de metais em solos, segundo diversos autores: ICME (1997), KABATA-PENDIAS e PENDIAS (1984) e Malavolta.



Tabela 5.1. Concentração máxima permitida de metais em solos agrícolas, tratados com lodo de esgoto, em diversos países.

País	Elementos (mg.kg ⁻¹ solo)					
	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
CEU	1- 3	50 – 140	100 – 150	30 –75	50 – 300	150 - 300
França	2	100	150	50	100	300
Alemanha (a)	1,5	60	100	50	100	200
Itália	3	100	150	50	100	300
Espanha	1	50	100	30	50	150
Reino Unido (b)	3	135	400	75	300	300
Dinamarca	0,5	100	200	60	60	150
Finlândia	0,5	100	200	60	60	150
Noruega	1	50	100	30	50	150
Suécia	0,5	40	30	15	40	100
Est. Unidos	20	750	1500	210	150	1400
Nova Zelândia	3	140	600	35	550	280
Canadá(Ontário)	1,6	100	120	32	60	220

(a) pH > 6. Para pH < 6, Cd = 1 mg/kg e Zn = 150 mg/kg b) pH entre 6 e 7 Fonte: SANEPAR(1999)

Tabela 5.2. Concentrações fitotóxicas de metais em solos segundo diversos autores.

País	Concentração (mg.kg ⁻¹ solo)			
	A	B	C	
			Cultura	Concentração
Antimônio - Sb	150	—	—	5-10 ⁽¹⁾
Arsênio - As	5 – 20	20	—	15 – 50 ⁽¹⁾
Bário - Ba	500	—	—	—
Cádmio - Cd	5 – 30	3	—	3-8 ⁽¹⁾
Chumbo - Pb	30 – 300	—	—	100-400 ⁽¹⁾
Cobalto - Co	10 – 20	—	—	25 – 30 ⁽¹⁾
Cobre - Cu	15 – 20	—	—	60 – 125 ⁽¹⁾
Cromo	—	75	laranja milho —	150 ⁽²⁾ 10 ⁽²⁾ 75 – 100 ⁽¹⁾
Mercúrio - Hg	0,5 – 1	—	—	0,3 – 5 ⁽¹⁾
Molibdênio - Mo	10 -50	—	—	—
Níquel - Ni	10 – 100	—	—	100 ⁽¹⁾
Prata - Ag	4 - 100	—	—	2 ⁽¹⁾
Selênio - Se	5 – 30	5	—	0,6 a 30 ⁽¹⁾
Vanádio - V	5 – 10	—	—	50 – 100 ⁽¹⁾
Zinco - Zn	100 - 400	—	—	—

A : Concentrações fitotóxicas para plantas sensíveis ICME (1997)

B : Concentrações fitotóxicas de metais em solos segundo KABATA-PENDIAS e PENDIAS (1984)

C : Limites fitotóxicos de metais, reportados por (1) MALAVOLTA (1994) e (2) MALAVOLTA (1976).



Desta forma, para metais, o valor de alerta foi estabelecido, neste momento, como sendo a menor concentração que causa alguma fitotoxicidade, publicada na literatura nacional, considerando-se também as concentrações máximas permitidas para aplicação de lodo em solos agrícolas, publicadas na literatura internacional. O risco ecotoxicológico, calculado para organismos do solo não foi considerado pois esta informação não está disponível na literatura nacional. O valor de alerta foi estabelecido para o cenário agrícola/APMax, por ser a área onde ocorre disposição controlada de resíduos e insumos agrícolas. A Tabela 5.3 apresenta os valores de alerta para metais em solos do Estado de São Paulo.

Tabela 5.3 Valores de Alerta para metais em solos

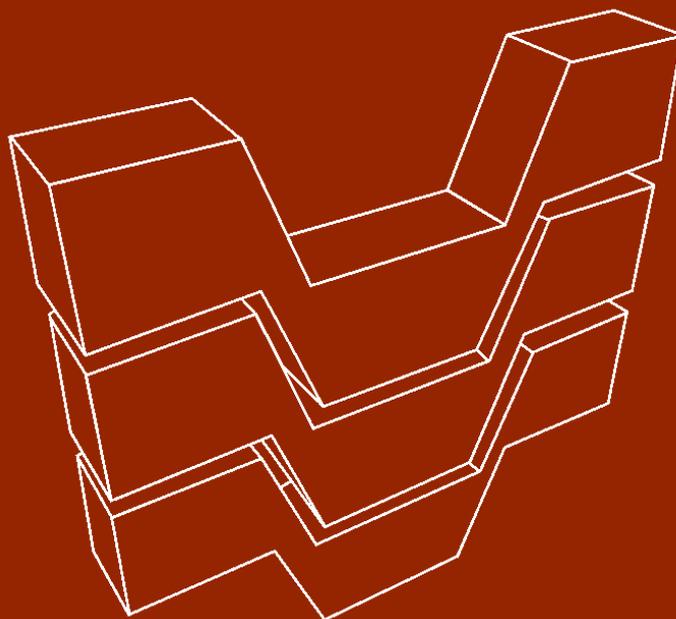
Substância	Valores de Alerta (mg.kg ⁻¹ solo)
Antimônio - Sb	2,0
Arsênio - As	15
Bário - Ba	150
Cádmio - Cd	3
Chumbo - Pb	100
Cobalto - Co	25
Cobre - Cu	60
Cromo - Cr	75
Mercúrio - Hg	0,5
Molibdênio - Mo	30
Níquel - Ni	30
Prata - Ag	2
Selênio - Se	5
Zinco - Zn	300

5.2. Substâncias Naturalmente Ausentes no Solo - Orgânicas

Durante as oficinas de trabalho, foi sugerido que o valor de alerta para substâncias orgânicas fosse derivado com base em risco. A EPA utiliza uma faixa de nível de risco aceitável que varia entre um caso adicional de cancer a cada 10.000 pessoas (10^{-4}) e um caso adicional de cancer a cada 1.000.000 (10^{-6}).

Seguindo a metodologia adotada para derivação de valores de intervenção, que admitiu um risco aceitável de 10^{-4} , considerando-se todas as vias de exposição possíveis, procurou-se derivar os valores de alerta admitindo-se um risco aceitável de 10^{-5} . Os resultados mostraram-se muito restritivos em comparação aos limites de detecção praticados atualmente na CETESB. Portanto, optou-se por não derivar valores de alerta para substâncias orgânicas no momento, devendo esta questão ser avaliada em conjunto com os laboratórios da CETESB, a fim de melhorar as metodologias analíticas para compostos orgânicos cujos limites de detecção devem ser compatíveis com os níveis de concentração que causam risco potencial à saúde humana.





6 discussão

O gerenciamento da qualidade dos solos e das águas subterrâneas deve utilizar, preliminarmente, valores orientadores que, nesta proposta, foram estabelecidos sempre que possível, com base em dados nacionais e em avaliação de risco à saúde humana.

Os valores orientadores foram estabelecidos para serem utilizados como um instrumento ágil e de fácil aplicação no suporte as decisões para as ações de prevenção e controle da poluição dos solos e das águas subterrâneas, pelos diferentes usuários, incluindo as várias áreas da CETESB, de maneira padronizada. A Tabela 6.1 apresenta os valores de referência de qualidade, alerta e intervenção para solos e valores de intervenção águas subterrâneas no Estado de São Paulo.

A Tabela 6.2. apresenta, para cada contaminante, uma comparação dos valores internacionais com os valores orientadores **para solo** (mg.kg^{-1}), estabelecidos no Estado de São Paulo.

A Tabela 6.3. apresenta, para cada contaminante, uma comparação dos valores internacionais com os valores orientadores **para águas subterrâneas** (mg.L^{-1}), estabelecidos no Estado de São Paulo.



Tabela 6.1. Valores orientadores para solos e para águas subterrâneas no Estado de São Paulo.

Substância	VALORES ORIENTADORES					
	Solos (mg.kg ⁻¹)					Águas Subt. (µg.L ⁻¹)
	Referência	Alerta	Intervenção			Intervenção
			Agrícola APM _{Max}	Resid.	Indust.	
Alumínio	—	—	—	—	—	200 ⁽²⁾
Antimônio	<0,5	2,0	5,0	10,0	25	5 ⁽¹⁾
Arsênio	3,50	15	25	50	100	10 ⁽¹⁾
Bário	75	150	300	400	700	700 ⁽¹⁾
Cádmio	<0,5	3	10	15	40	5 ⁽¹⁾
Chumbo	17	100	200	350	1200	10 ⁽¹⁾
Cobalto	13	25	40	80	100	30 ⁽⁵⁾
Cobre	35	60	100	500	700	2000 ⁽¹⁾
Cromo	40	75	300	700	1000	50 ⁽¹⁾
Ferro	—	—	—	—	—	300 ⁽²⁾
Manganês	—	—	—	—	—	100 ⁽²⁾
Mercúrio	0,05	0,5	2,5	5	25	1 ⁽¹⁾
Molibdênio	<25	30	50	100	120	250 ⁽⁵⁾
Níquel	13	30	50	200	300	50 ⁽⁴⁾
Prata	0,25	2	25	50	100	50 ⁽³⁾
Selênio	0,25	5	—	—	—	10 ⁽¹⁾
Vanádio	275	—	—	—	—	—
Zinco	60	300	500	1000	1500	5000 ⁽²⁾
Benzeno	0,25	—	0,6	1,5	3,0	5 ⁽¹⁾
Tolueno	0,25	—	30	40	140	170 ⁽²⁾
Xilenos	0,25	—	3,0	6,0	15	300 ⁽¹⁾
Estireno	0,05	—	15	35	80	20 ⁽¹⁾
Naftaleno	0,20	—	15	60	90	100 ⁽⁵⁾
Diclorobenzeno	0,02	—	2,0	7,0	10,0	40 ⁽⁵⁾
Hexaclorobenzeno	0,0005	—	0,1	1,0	1,5	1 ⁽¹⁾
Tetracloroetileno	0,10	—	1,0	1,0	10	40 ⁽¹⁾
Tricloroetileno	0,10	—	5,0	10	30	70 ⁽¹⁾
1,1,1 Tricloroetano	0,01	—	8,0	20	50	600 ⁽⁵⁾
1,2 Dicloroetano	0,5	—	0,5	1,0	2,0	10 ⁽¹⁾
Cloreto de Vinila	0,05	—	0,1	0,2	0,7	5 ⁽¹⁾
Pentaclorofenol	0,01	—	2,0	5,0	15,0	9 ⁽¹⁾
2,4,6 Triclorofenol	0,2	—	1,0	5,0	6,0	200 ⁽¹⁾
Fenol	0,3	—	5,0	10,0	15,0	0,1 ⁽³⁾
Aldrin e Dieldrin	0,00125	—	0,5	1,0	5,0	0,03 ⁽¹⁾
DDT	0,0025	—	0,5	1,0	5,0	2 ⁽¹⁾
Endrin	0,00375	—	0,5	1,0	5,0	0,6 ⁽¹⁾
Lindano (δ-BHC)	0,00125	—	0,5	1,0	5,0	2 ⁽¹⁾

(1) Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para Substâncias que apresentam risco à saúde

(2) Padrão de Potabilidade da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde para aceitação de consumo (critério organoléptico).

(3) Padrão de Potabilidade da Portaria 36 do Ministério da Saúde;

(4) Comunidade Econômica Européia

(5) Obtido com base no valor de intervenção para solo no Cenário Agrícola/Área de Proteção Máxima - APM_{Max} — não estabelecido



Tabela 6.2. Comparação dos valores orientadores para solos do Estado de São Paulo com os valores Internacionais.

Substância (mg.kg ⁻¹)	Estado de São Paulo					Holanda (1)	EUA SSL Ingestão de Solo		Alemanha Valores Gatilho (Ingestão direta de solo)				Canadá Federal			Inglaterra		França		
	Valores de Ref. de Qual.	Alerta	Valores de intervenção				Resid	Indust	Parq. Infant.	Resid	Parque	Indu.	Agric	Resid	Indust	A	B	C	D	E
			Agric/ APM	Resid	Indúst															
Antimônio	<0,5	2,0	5,0	10,0	25	—	31	820	—	—	—	—	20	20	40	—	—	—	—	—
Arsênio*	3,5	15	25	50	100	55	0,4	3,8	25	50	125	140	20	30	50	10	40	40	100	200
Bário	75	150	300	400	700	625	5.500	140.000	—	—	—	—	750	500	2000	—	—	200	400	1000
Cádmio*	<0,5	3	10	15	40	12	78	2.000	10	20	50	60	3	5	20	3	15	4	10	20
Chumbo*	17	100	200	350	1200	530	400	—	200	400	1.000	2.000	375	500	1000	500	2000	200	500	1000
Cobalto	13	25	40	80	100	240	—	—	—	—	—	—	40	50	300	—	—	30	60	150
Cobre*	35	60	100	500	700	190	—	—	—	—	—	—	150	100	500	—	50	200	500	1000
Cromo*	40	75	300	700	1000	380	390	—	200	400	1.000	1.000	750	250	800	600	1000	300	750	1500
Mercúrio*	0,05	0,5	2,5	5	25	10	—	—	10	20	50	80	0,8	2	10	1,0	2,0	2	5	10
Molibidênio	<25	30	50	100	120	200	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	8	20	40
Níquel*	13	30	50	200	300	210	1.600	41.000	70	140	350	900	150	100	500	20	20	100	250	500
Prata*	0,25	2	25	50	100	—	390	10.000	—	—	—	—	—	25	50	—	—	20	50	100
Selênio	0,25	5	—	—	—	—	390	10.000	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Vanádio	275	—	—	—	—	—	550	14.000	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Zinco*	60	300	500	1000	1500	720	23.000	610.000	—	—	—	—	600	500	1500	130	130	600	1500	3000
Benzeno	0,25	—	0,6	1,5	3,0	1	22	200	—	—	—	—	0,05	0,5	5	—	—	—	—	—
Tolueno*	0,25	—	30	40	140	130	16.000	4,1E+5	—	—	—	—	0,1	3	30	—	—	—	—	—
Xilenos*	0,25	—	3,0	6,0	15	25	1,6E+5	4,1 E+6	—	—	—	—	0,1	5	50	—	—	—	—	—
Estireno*	0,05	—	15	35	80	100	16.000	4,1E+5	—	—	—	—	0,1	5	50	—	—	—	—	—
Naftaleno*	0,20	—	15	60	90	40	3.100	41.000	—	—	—	—	0,1	5	50	—	—	—	—	—
Diclorobenzeno	0,02	—	2,0	7,0	10,0	10	—	—	—	—	—	—	0,1	1	10	—	—	—	—	—
Hexaclorobenzeno	0,0005	—	0,1	1,0	1,5	30	—	—	4	8	20	200	0,05	2	10	—	—	—	—	—
Tetracloroetileno*	0,10	—	1,0	1,0	10	4	12	110	—	—	—	—	0,1	5	50	—	—	—	—	—
Tricloroetileno	0,10	—	5,0	10	30	60	—	—	—	—	—	—	0,1	5	50	—	—	—	—	—

continua...

Tabela 6.2. Comparação dos valores orientadores para solos do Estado de São Paulo com os valores Internacionais. continuação...

Substância (mg.kg ⁻¹)	Estado de São Paulo					Holanda (1)	EUA SSL Ingestão de Solo		Alemanha Valores Gatilho (Ingestão direta de solo)				Canadá Federal			Inglaterra		França		
	Valores de Ref. de Qual.	Alerta	Valores de intervenção				Resid	Indust	Parq. Infant.	Resid	Parque	Indu.	Agric	Resid	Indust	A	B	C	D	E
			Agric/ APM	Resid	Indúst															
1,1,1 Tricloroetano	0,01	—	8,0	20	50	—	1.600	41.000	—	—	—	—	0,1	5	50	—	—			
1,2 Dicloroetano*	0,5	—	0,5	1,0	2,0	4	7	63	—	—	—	—	0,1	5	50	—	—			
Cloreto de Vinila	0,05	—	0,1	0,2	0,7	0,1	0,3	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—			
Pentaclorofenol	0,01	—	2,0	5,0	15,0	5	—	—	50	100	250	250	0,05	0,5	5	—	—			
2,4,6 Triclorofenol*	0,2	—	1,0	5,0	6,0	5	—	—	—	—	—	—	0,05	0,5	5	—	—			
Fenol*	0,3	—	5,0	10,0	15,0	40	47.000	1,2E+6	—	—	—	—	0,1	1	10	5	5			
Aldrin e Dieldrin	0,00125	—	0,5	1,0	5,0	4	0,04	0,34	2	4	10	—	—	—	—	—	—			
DDT	0,0025	—	0,5	1,0	5,0	4	2	17	40	80	200	—	—	—	—	—	—			
Endrin	0,00375	—	0,5	1,0	5,0	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—			
Lindano (δ-BHC)*	0,00125	—	0,5	1,0	5,0	2	0,5	4,4	5	10	25	400	0,01	—	—	—	—			

São Paulo : (*) – com base no risco à criança : cenário Agrícola/APMax; (—) não estabelecido ; **Holanda** - (1) : Multifuncionalidade; **Inglaterra** : A – Jardins Domésticos , Loteamentos / B - Parques, Campos para Jogos . **Fonte**: VISSER (1994); BUONICORE (1995);

Tabela 6.3. Comparação dos valores orientadores para as águas subterrâneas do Estado de São Paulo com os valores internacionais.

Substância (µg/L)	Valor de Intervenção (1)	EPA/USA	CEE	Canadá	Alemanha	USA		Holanda (7)
		(2)	(3)	(4)		Connecticut		
		Potabilidade	Quebec	Valor Gatilho	(5)	(6)		
Alumínio	200							
Antimônio	5	6	10	—	10	—	—	—
Arsênio	10	50	50	100	10	0,02	50	60
Bário	700	2000	—	2000		—	—	625
Cádmio	5	5	—	20	5	18	5	6
Chumbo	10	15	—	100	25	—	15	75
Cobalto	30	—	—	200	50	—	—	100
Cobre	2000	10	—	1000	50	260	250	75
Cromo	50	100	—	50	50	36	50	30
Ferro	300							
Manganês	100	—	200	—		—	—	—
Mercúrio	1	—	—	20	1	2,2	2,0	0,3
Molibidênio	250	—	—	100	50	—	—	300
Níquel	50	100	—	1000	50	140	100	75
Prata	50	—	—	200		36	50	—
Selênio	10	50	10	50	10	36	—	—
Zinco	5000	—	—	10000	500	2200	2000	800
Benzeno	5	5	—	5	1	1	1	30
Tolueno	170	40	—	100	—	1400	1000	1000
Xilenos	300	20	—	60	—	10	—	70
Estireno	20	10	—	120	—	140	100	300
Naftaleno	100	—	—	30	2	280	300	70
Diclorobenzeno	40	—	—	0,1	—	—	—	50
Hexaclorobenzeno	1	—	—	—	—	—	—	0,5
Tetracloroetileno	40	—	—	—	—	—	—	—
Tricloroetileno	70	5	—	—	—	0,7	5	40
1,1,1 Tricloroetano	600	5	—	—	—	—	5	500
1,2 Dicloroetano	10	200	—	—	—	640	200	—
Cloreto de Vinila	5	5	—	50 - 70	—	4	—	400
Pentaclorofenol	9	2	—	—	—	2	2	0,7
2,4,6 Triclorofenol	200	1	—	5	—	0,3	1	3
Fenol	0,1	—	—	—	—	—	—	10
Aldrin e Dieldrin	0,03	—	—	—	20	—	—	2000
DDT	2	—	—	2	0,1	—	—	0,1
Endrin	0,6	—	—	—	0,1	—	—	0,01
Lindano (δ-BHC)	2	2	—	0,5	—	—	2	0,1

Fonte: CETESB (1990); Visser (1994); Buonicore (1995).

(1) São Paulo com base na Portaria 36 de 1990, atualizado pela Portaria 1.469 de 29.12.2000 do Ministério da Saúde/ Para substâncias não legisladas considerou-se o risco em cenário Agrícola.

(2) EPA-USA/

(3) CEE - Comunidade Econômica Européia

(4) Canadá "Groundwater Severe Contamination Indicator"

(5) USA Connecticut - Critério com base no Risco

(6) USA Connecticut - Proteção às Águas Subterrâneas

(7) Holanda: Multifuncionalidade.

(—) não estabelecido



6.1. Valores de Referência de Qualidade

Os valores de referência de qualidade foram estabelecidos com base em análises de amostras ambientais para, de forma preventiva, efetuar a proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas. Constituirão a base para a elaboração de um banco de dados de qualidade, ferramenta fundamental no gerenciamento destes bens a proteger.

Como os métodos analíticos não detectam o zero absoluto em termos de concentração, foram adotados como Valores de Referência de Qualidade, os limites de detecção dos métodos analíticos padronizados na CETESB, tanto para solos como para águas subterrâneas. A utilização do valor do limite de detecção é uma alternativa utilizada por diversos países, que foi aceita nas oficinas de trabalho do II Seminário Internacional sobre a Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas (CETESB, 2000). Ressalta-se que estes valores devem ser alterados sempre que houver novas padronizações da metodologia analítica com diminuição do limite de detecção.

Para as substâncias naturalmente presentes no solo, os resultados obtidos estão dentro da faixa das concentrações basais reportadas em bibliografia nacional e internacional (MALAVOLTA, 1994; THORNTON, 1981; KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1984; SINGH e STEINNES, 1994; CETESB, 1997), sendo assim, embora a amostragem ainda seja pequena é aceitável estabelecer valores de referência de qualidade, obtidos a partir destes resultados.

Como os estudos de correlação entre as propriedades do solo e as concentrações totais dos metais não foram considerados satisfatórios, foi estabelecido como valor de referência, um valor único, que representará a concentração normalmente encontrada nos solos do Estado, sendo este representado estatisticamente como o quartil superior (75%).

Podem ser encontradas concentrações naturais de metais maiores que os valores de referência estabelecidos para o Estado, em virtude das características específicas de cada tipo de solo, como pode ser observado na Tabela 3.6. Neste caso, poderão ser determinadas restrições de uso e ocupação.

Alguns metais, antimônio, cádmio e molibdênio apresentaram na maioria das amostras concentrações inferiores ao limite de detecção por absorção atômica, sendo assim, os valores de referência foram estabelecidos como sendo os limites de detecção do método analítico.

Ressalta-se que os metais cobalto, mercúrio, prata, selênio, vanádio e chumbo também apresentaram grande número de resultados analíticos inferiores ao limite de detecção do método, indicando a necessidade de utilização de outros métodos, como por exemplo o Plasma Acoplado Indutivamente - ICP.

Na lista de valores de referência de qualidade, não constam valores para alumínio, ferro e manganês, pois segundo consenso nas oficinas de trabalho do II Seminário Internacional, estes metais encontram-se naturalmente nos solos tropicais em altas concentrações.

Destaca-se que a solução de água régia utilizada para extração, solubiliza a maior parte dos metais, exceto aqueles ligados à silicatos, podendo-se dizer que os resultados são das concentrações totais, não devendo ser utilizada para avaliar os teores lábeis ou biodisponíveis.

Ainda sobre a questão analítica, deve-se comentar que, para aprimorar-se os valores de referência e possibilitar uma correta comparação entre resultados, a escolha das metodologias de extração e de análise de solos e sua padronização são fundamentais. Por exemplo, a nova legislação alemã, ou seja, Lei e Decreto Federal de Proteção do Solo (17/03/1998), discrimina como método de extração de metais em solos, a água régia.

Os resultados da interpretação estatística dos resultados analíticos para solos, demonstraram que para o estabelecimento de equações de correlação entre concentração de metais e propriedades do solo, deverão ser desenvolvidas pesquisas mais aprofundadas e com maior número de dados, ficando um consenso de que no momento, uma interpretação estatística convencional é suficiente para estabelecimento de valores de referência de qualidade de solos. Para continuidade das pesquisas necessárias, os resultados obtidos de correlação foram mantidos e são apresentados no Apêndice D.



Os valores de referência de qualidade para solos foram estabelecidos com base em análise de amostras coletadas em áreas com pouca interferência humana, no caso, florestas. Estes valores serão reavaliados no futuro, considerando-se as concentrações naturais em solo de uso agrícola e urbano.

Os valores de referência de qualidade para as águas subterrâneas, para substâncias naturalmente presentes, serão estabelecidos com base em um banco de dados de qualidade das águas do sistema aquífero freático do Estado de São Paulo, prevalecendo assim, a qualidade natural do aquífero. Para as substâncias naturalmente ausentes, os valores de referência de qualidade foram estabelecidos como sendo o limite de detecção do método analítico para águas, adotado na CETESB.

As propostas de continuidade para o estabelecimento de valores de referência de qualidade sugeridas nas oficinas de trabalho do II Seminário Internacional sobre qualidade de solos e águas subterrâneas (CETESB, 2000) foram:

- Elaborar um banco de dados de qualidade de solos, coletando-se amostras somente da profundidade de 0 a 20cm, para todos os tipos de solos e focando-se principalmente na região central do Estado;
- Analisar solos também de uso agrícola e urbano;
- Acrescentar os parâmetros boro e dioxina nas próximas análises de solos;
- Estabelecer um protocolo para extração e análise de amostras de solos, padronizando as análises químicas para fins ambientais a fim de comparar resultados obtidos por diversos autores;
- Melhorar os atuais limites de detecção, analisando-se os metais, de acordo com a metodologia padronizada pela EPA, SW846 - 3050 e 3051, utilizando determinação por ICP;
- Determinar pH em solo utilizando-se CaCl_2 na razão 1:2,5;
- Analisar matéria orgânica em solos, utilizando-se extração por $\text{K}_2\text{H}_2\text{O}_7 + \text{H}_2\text{SO}_4$, sem fator de transferência, e
- Elaborar um banco de dados de qualidade de águas subterrâneas, coletando-se amostras nos principais sistemas aquíferos freáticos do Estado de São Paulo.

6.2. Valores de Alerta

Os valores de alerta aqui estabelecidos têm caráter preventivo, evitando que o solo em estudo torne-se uma área contaminada. Estes valores representam um limite para adição de metais no solo, seja por tratamento e/ou disposição de resíduos sólidos, aplicação de lodo de estações de tratamento, aplicação de efluentes tratados, aplicação de insumos agrícolas fabricados a partir de resíduos industriais (micronutrientes), avaliação de solos utilizados em terraplanagem e avaliação de fonte de contaminação por deposição atmosférica de material particulado (ex.: chumbo secundário).

Neste momento, optou-se pela definição do cenário agrícola/área de proteção máxima para a derivação de valores de alerta para metais, considerando que nesse cenário existe a adição controlada de poluentes. Os valores de alerta foram então derivados com base em dados de fitotoxicidade para metais

Considerando-se que os contaminantes quanto disponíveis em solução, podem ser absorvidos pelas plantas ou migrar para as águas subterrâneas, optou-se, por derivar os valores de alerta com base em fitotoxicidade.

Este valor indica o nível de concentração no solo acima do qual deve ser iniciado o monitoramento da qualidade das águas subterrâneas do sistema aquífero freático, para qualquer cenário de uso e ocupação do solo identificando e controlando as possíveis fontes de contaminação, de modo a cessar o aporte de poluentes no solo e nas águas subterrâneas. Em casos específicos, deve ser verificado se a concentração de metais representa uma anomalia natural do solo.



Não haverá necessidade de maiores investigações na área em estudo, quando as concentrações detectadas dos poluentes estiverem acima do valor de referência de qualidade, porém abaixo do valor de alerta.

Atendendo ao que foi sugerido durante as oficinas de trabalho, o valor de alerta para substâncias orgânicas foi derivado com base em risco. Porém, seguindo a metodologia adotada para derivação de valores orientadores, que considera todas as vias de exposição possíveis, os valores encontrados para um risco aceitável de 10^{-5} , mostraram-se muito restritivos em comparação aos limites de detecção praticados atualmente. Optou-se então, no momento, por não derivar valores de alerta para substâncias orgânicas, devendo esta questão ser avaliada em conjunto com os laboratórios da CETESB, a fim de melhorar as metodologias analíticas para compostos orgânicos cujos limites de detecção devem ser compatíveis com os níveis de concentração que causam risco potencial à saúde humana.

6.3. Valores de Intervenção

Os valores de intervenção para solos e águas subterrâneas, foram derivados com base em avaliação de risco, apresentando-se como uma importante ferramenta para o suporte à decisão, no gerenciamento de áreas contaminadas, agilizando as ações de controle.

Os valores de intervenção foram derivados inicialmente para 4 cenários (área de proteção máxima, agrícola, residencial e industrial). Em reuniões técnicas internas da CETESB, foi sugerida a adoção de cenário único (como na Holanda), mais restritivo. Nas oficinas de trabalho realizadas em março de 2000, este tema não foi discutido. Cabe ressaltar que, os países que adotam diferentes cenários de uso e ocupação, primam pelo cumprimento rigoroso de sua política de planejamento urbano diretamente ligado à municipalidade.

Decidiu-se manter a distinção entre cenários, por julgar que apenas um cenário, além de não seguir a tendência mundial, torna o sistema de decisão muito rígido, causando ônus econômicos desnecessários. Para viabilizar a aplicação desta proposta, é necessário haver ação conjunta dos órgãos de controle de poluição e dos órgãos responsáveis pelo zoneamento urbano e industrial. Com a aplicação na prática dos valores orientadores, este assunto poderá ser reavaliado.

Considerando-se as sugestões da oficina de trabalho, efetuou-se uma reavaliação, mantendo-se três cenários de uso e ocupação do solo, a saber, agrícola/APMax, residencial e industrial. Os cenários área de proteção máxima e agrícola foram integrados, pois a quantificação das variáveis para definição do cenário APMax era superestimada, como por exemplo $40 \text{ m}^3/\text{dia}$ de volume de ar inalado, ingestão de 500 mg de solo e o consumo de $2,5 \text{ litro}$ de água por dia e as diferenças entre os valores de intervenção para os dois cenários eram mínimas, sendo que para muitas substâncias chegavam a inexistir.

Em caso de existir mais de um tipo de uso e ocupação do solo na área em estudo, deverá ser utilizado os valores de intervenção do cenário mais restritivo.

6.3.1. Solos

Inicialmente, os valores de intervenção obtidos para os metais mostraram-se permissíveis, em comparação aos valores internacionais e valores de referência. Por outro lado, os valores de intervenção obtidos para substâncias orgânicas carcinogênicas, apresentaram-se inicialmente restritivos, a um nível de risco de 10^{-4} , considerando o período total de expectativa de vida. Afim de possibilitar a obtenção de valores mais compatíveis com a sua aplicação prática, os valores de intervenção estabelecidos foram, em alguns casos, ajustados utilizando-se o risco calculado sobre o período de exposição à criança ou ao adulto.



Avaliando-se as Tabelas 6.2 e 6.3, observa-se que a faixa de variação dos valores internacionais de intervenção no mundo é muito ampla. A diferença entre países pode ser explicada pelo uso de diferentes fatores de segurança, na extrapolação de dados experimentais de animais para seres humanos (MOORE, 1991), no uso ou não de critérios de avaliação de risco na derivação de listas orientadoras e também pela política econômico-ambiental adotada.

Essas diferentes formas de derivação de valores de intervenção dificultam a comparação entre eles. Porém, de uma forma geral, os Estados Unidos e o Canadá são mais rígidos que os países europeus. Na Alemanha, foram derivados valores orientadores para cada via de exposição separadamente, ou seja, contato direto com o solo, solo – planta (horta, agricultura e pastagem) e solo – água subterrânea.

Tal como observado na Holanda (van der BERG, 1994) e no Estado de Connecticut, nos EUA (BUONICORE, 1994), os valores de intervenção, derivados somente com base em avaliação de risco à saúde humana, são ora muito permissivos, ora extremamente restritivos. Desta forma foi adotado, nestes países, um fator de ajuste no estabelecimento de uma proposta técnica de valores de intervenção. Posteriormente, esta proposta foi submetida à uma análise social e administrativa, antes de ser divulgada oficialmente, o que também foi efetuado para os valores orientadores apresentados neste relatório.

Os valores de intervenção da Holanda apresentados na Tabela 6.2 foram determinados integrando-se o risco humano ao risco ecotoxicológico em estudos com populações de organismos do solo e da água. Ao pesquisar na literatura, os valores holandeses derivados exclusivamente com base em risco humano, percebe-se que estes são muito mais permissivos. Porém, para o Estado de São Paulo, os valores derivados apresentaram-se mais restritivos, pois considerou-se também o consumo de águas subterrâneas sem tratamento, o que reflete a nossa realidade, conforme descrito no Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo (CETESB, 1998) e no relatório Uso das Águas Subterrâneas para Abastecimento Público no Estado de São Paulo (CETESB, 1997a).

Analisando-se os resultados obtidos, observou-se que o risco calculado sobre a exposição durante o período de vida de 1 a 6 anos de idade (criança), pode ser utilizado como um fator de ajuste para algumas substâncias. Assim, os valores considerados rígidos, por considerarem o risco de câncer, ou permissivos, por considerarem o risco sobre a expectativa de vida, são ajustados, tornando-os compatíveis com as concentrações naturais de metais determinadas nos solos do Estado, com os limites de detecção e com os valores de intervenção internacionais.

O fator “risco à criança” foi utilizado para as substâncias, cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, níquel, prata e zinco, tolueno, xileno, estireno, naftaleno, hexaclorobenzeno, acetona, tetracloretileno, 1,2 dicloroetano, triclorofenol, fenol e lindano.

As principais vias de exposição, no caso de metais, são consumo de água e vegetais. Os mecanismos de transferência do poluente do solo para estes meios precisam ser melhor compreendidos e a quantidade de vegetais produzidos e consumidos na área contaminada melhor estimada.

Para o antimônio, o valor de intervenção derivado, parece ser restritivo, quando comparado ao valor natural encontrado nos solos do Estado. Entretanto o único país que divulga um valor para este metal é o Canadá, sendo que o valor para o cenário agrícola também é menor que o nosso limite de detecção analítico.

Considerando a baixa toxicidade humana dos metais cobre, níquel e zinco, os valores de intervenção derivados pelo modelo de avaliação de risco à saúde humana foram divididos por um fator de segurança de 10, considerando-se suas fitotoxicidades. Esta decisão de redução, já prevista no relatório preliminar, ocorreu de acordo com as discussões efetuadas durante as oficinas de trabalho e as consultorias internacionais que sucederam ao II Seminário Internacional.

Segundo a literatura, seria necessária a ingestão de 72 g de zinco para produzir sintomas, tais como febre, diarreia, vômitos e outras irritações, o que significaria uma exposição inexistente até mesmo em áreas severamente contaminadas. Assim sendo, para o estabelecimento do valor de intervenção consensual para o zinco, foram considerados os efeitos fitotóxicos.



Os valores de intervenção derivados pelo modelo para o mercúrio, também foram considerados elevados em comparação aos valores de referência de qualidade e valores orientadores internacionais, o que pode ser explicado pelo fato do modelo considerar as formas metálicas e não suas especiações orgânicas tóxicas. De acordo com a literatura, o mercúrio metálico no ambiente pode ser metilado para sua forma altamente solúvel e tóxica, sendo rapidamente absorvido por plantas e animais, entrando na cadeia alimentar. Desta forma, os valores de intervenção para mercúrio foram também, reduzidos como previsto no relatório preliminar, dividindo-os por um fator de segurança de 10.

Para os compostos orgânicos aldrin, 1,2-dicloroetano, hexaclorobenzeno, tetracloretileno e tricloretileno, os valores de intervenção derivados, podem ser considerados restritivos, pois o modelo não leva em consideração fatores de degradação. Esta restrição também é justificada considerando-se ainda o consumo de água subterrânea contaminada sem tratamento, representando a realidade da população do Estado de São Paulo que habita as imediações de áreas contaminadas e a dinâmica dos contaminantes no ambiente (coeficientes de partição).

Os valores de intervenção derivados para os contaminantes hidrocarbonetos aromáticos benzeno, tolueno, xileno (BTX) e naftaleno, podem ser considerados coerentes com os valores internacionais.

O risco calculado pelo modelo C-soil, aplica-se somente a fases adsorvidas e dissolvidas, e não à fase livre. Portanto foram observados os limites de solubilidade de cada substância, em comparação com a sua concentração na solução do solo, calculada pelo modelo com base em coeficientes de partição solo-água.

6.3.2. Águas Subterrâneas

O recurso hídrico subterrâneo é considerado como uma reserva estratégica de abastecimento de água, tendo em vista a situação atual dos recursos hídricos superficiais, em relação à sua quantidade e qualidade no Estado de São Paulo. Assim, os valores de intervenção para as águas subterrâneas foram estabelecidos, com base nos Padrões de Potabilidade da Portaria 36/1990, atualizada pela Portaria 1.469/2000 do Ministério da Saúde. Para as substâncias que não estão regulamentadas por essas Portarias, derivou-se valores de intervenção com base em uma concentração máxima aceitável no solo (risco) em um cenário Agrícola/APMax. A aplicação dos valores de intervenção é independente do uso ou não deste recurso hídrico para fins de consumo humano.

Observa-se que os padrões de potabilidade, por terem sido estabelecidos com base em dados toxicológicos, aproximam-se dos valores de intervenção internacionais.

Em situações onde as águas subterrâneas não têm qualidade natural para consumo humano, o valor de intervenção deverá estar associado à qualidade do recurso hídrico superficial local.

6.3.3. Propostas de continuidade

Nas propostas de continuidade para a derivação de valores de intervenção sugeridas nas oficinas de trabalho do II Seminário Internacional sobre qualidade de solos e águas subterrâneas (CETESB, 2000) foram incorporadas as seguintes sugestões:

- Distribuir o modelo de avaliação de risco C-Soil para outras instituições interessadas, conjuntamente com um Termo de Compromisso, onde as modificações e os resultados obtidos estarão sendo reportados à CETESB.
- Elaborar um banco de dados sobre solos e águas subterrâneas contaminadas, com base em informações do gerenciamento de áreas contaminadas que serão considerados em uma futura revisão dos valores de intervenção.



- Incluir, além de contato dérmico durante a natação, dados ecotoxicológicos nacionais, quando disponíveis em uma revisão dos valores de intervenção. Da mesma forma que outras vias de exposição, como consumo de peixes e crustáceos, carne, leite e ovos. Para tanto é necessário ter conhecimento dos processos que regem o transporte de poluentes no solo e sua acumulação naqueles alimentos.
- Disponibilizar via eletrônica, todo o material bibliográfico sobre a derivação dos valores de alerta, assim como as informações relativas às variáveis utilizadas no modelo, de forma que especialistas pudessem contribuir com sugestões, o que já foi efetuado.
- Incentivar a pesquisa por instituições competentes, a relação entre a concentração do contaminante na solução do solo, calculada pela teoria do equilíbrio, utilizando coeficientes de partição solo-água e a concentração do contaminante na água do aquífero freático, para as condições dos solos do Estado de São Paulo, definindo-se novos fatores de atenuação e diluição (DAF's).
- Derivar valores orientadores para as seguintes substâncias: etilbenzeno, dioxinas, boro, organofosforados, nitratos, fluoretos e carbonatos.

6.4. Aplicação dos valores de referência de qualidade e valores de intervenção

Um problema freqüentemente encontrado, quando do uso de valores numéricos pré-estabelecidos, é saber como lidar com as condições específicas de cada local, que é único em suas características devido ao tipo de contaminante, propriedades e uso do solo e situação hidrogeológica. Consequentemente, contaminações similares não resultam necessariamente em riscos similares. O risco varia com a exposição, para a qual, a disponibilidade do poluente é um fator importante. Então, a aplicação de valores numéricos não poderá fornecer respostas universais às questões de riscos associados à poluição de solo. Apesar dessa limitação, o critério numérico tem muitas vantagens, como por exemplo:

- possibilidade de utilização como indicador do grau de poluição;
- rapidez e facilidade de implantação;
- fonte de informação, facilitando o planejamento das ações;
- coerência com a política de controle de poluição, através de padrões ambientais;
- avaliação da eficiência das tecnologias de remediação;
- redução das influências políticas locais;
- disponibilização, como referência, para a interpretação de dados analíticos em locais contaminados.

Ao se desenvolver valores numéricos com base no critério de uso do solo, que considera apenas o risco à saúde humana, alguns problemas de ordem prática devem ser resolvidos:

- Definição do cenário, nos casos em que ocorre, no mesmo local e simultaneamente, mais de uma possibilidade de uso do solo,
- Necessidade de quantificação de um grande número de parâmetros, pois vários cenários de exposição devem ser considerados,
- Avaliação do uso do solo dependente de padrões derivados com base na saúde humana, em detrimento de outros importantes aspectos do meio ambiente, como poluição de água subterrânea ou efeitos sobre os processos biológicos e função do solo e



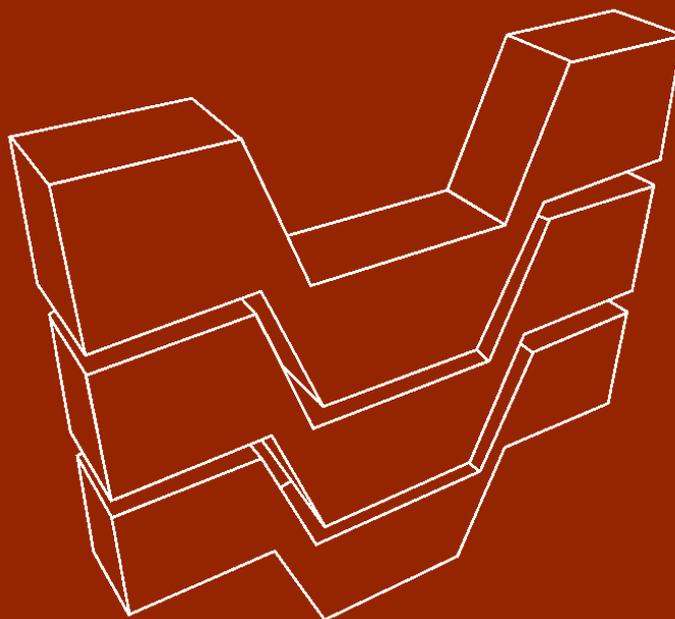
- Como lidar com as incertezas em todos os estágios da derivação de critérios numéricos.

De acordo com o Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas, na etapa de investigação confirmatória, as concentrações dos contaminantes deverão ser comparadas com os valores orientadores observando-se o quanto próximo está do valor de referência de qualidade ou do valor de intervenção. Quando a concentração dos contaminantes ultrapassar os valores de intervenção, a área será declarada contaminada, devendo-se efetuar a investigação detalhada incluindo modelagem de fluxo, transporte e avaliação de risco com objetivos de intervenção na área, executando-se medidas emergenciais de contenção da pluma, restrição de acesso a pessoas, restrição da utilização das águas locais e de remediação.

A decisão sobre priorização, necessidade de monitoramento, de estudos mais detalhados, como avaliação de risco, ou de intervenção imediata, deve atender outros critérios detalhados no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 1999a).

A Agência Ambiental deve ter uma postura conservativa. Assim, nos casos de indefinição do cenário ou outras incertezas, sugere-se usar o caso mais restritivo.





7 conclusões

A CETESB, cumprindo sua atribuição de prevenir e controlar a poluição no Estado de São Paulo, vem através deste relatório, publicar e adotar uma lista de valores orientadores para proteção da qualidade de solos e das águas subterrâneas, por um período de vigência de 4 anos.

Considerando que este tema envolve duas áreas ainda não integradas do conhecimento técnico científico, a saber, solos e águas subterrâneas e que existe uma tendência atual de discutir previamente as questões ambientais com a comunidade interessada, esta lista reflete o resultado das discussões técnicas ocorridas em diversos fóruns promovidos pela CETESB durante os últimos 5 anos.

O emprego de listas com valores orientadores tem sido prática usual nos países com tradição na questão do monitoramento da qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas. Assim como efetuado em outros países, a CETESB coloca em prática os números aqui apresentados, buscando seu aprimoramento com a sua aplicação tanto na prevenção da poluição de solos e águas subterrâneas, bem como no controle de áreas contaminadas.

Até o momento, a CETESB não dispunha de valores orientadores adaptados às condições do Estado de São Paulo, para subsidiar as decisões de controle. O objetivo da publicação deste relatório foi lançar as bases para a aplicação dos valores orientadores, a fim de subsidiar os diversos setores da sociedade, envolvidos com a problemática de proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas.

O valor de referência de qualidade, indica o nível de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas e será utilizado em ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e na etapa de “investigação confirmatória”, no controle de áreas contaminadas.



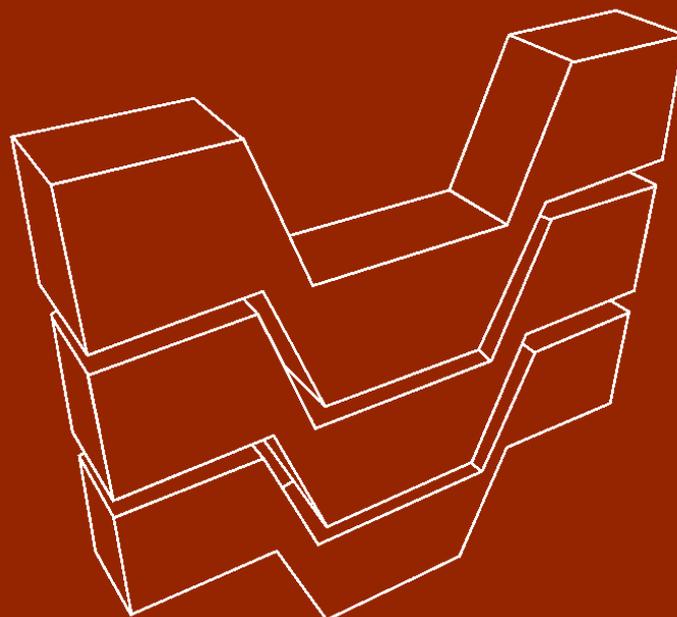
O valor de alerta, indica a alteração da qualidade natural dos solos e será utilizado em caráter preventivo e quando excedido no solo, deverá ser exigido o monitoramento do solo e das águas subterrâneas, efetuando-se um diagnóstico de qualidade desses meios, identificando-se e controlando-se as possíveis fontes de poluição.

O valor de intervenção, utilizado em caráter corretivo, indica a existência de contaminação do solo ou das águas subterrâneas. Quando excedido, a área será declarada contaminada, pois existe risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, devendo-se efetuar a investigação detalhada, incluindo modelagem de fluxo, transporte e avaliação de risco com objetivos de intervenção na área, executando-se medidas emergenciais de contenção da pluma, restrição de acesso a pessoas, restrição da utilização das águas locais e ações de remediação.

Durante o período de vigência da aplicação dos valores orientadores, a CETESB manterá um projeto afim de dar continuidade para validação dos mesmos, expansão da lista de contaminantes e atualização de metodologias do cenário internacional.

Ao término deste período, será realizada uma avaliação para estabelecer a forma final de sua instrumentalização.





8 referências bibliográficas

ALLOWAY, B.J. (Ed.). **Heavy metals in soil**. Londres : Leicester Place, 1990. 339p.

ALMODOVAR, M.L.N. **Estudo da anomalia de cromo nas águas subterrâneas da região noroeste do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, 1995. 101p. Dissertação (Mestrado) - Instituto Tecnológico de Geociências, Universidade de São Paulo, 1995.

ASTM, American Society for Testing and Materials. **Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites**. annual book. USA : ASTM, 1995. 51p. (E 1739-95)

———. **Standard provisional guide for risk based corrective action**. West Conshohocken, USA: ASTM, 1998. 101p.

BACHMANN, G. Soil Protection Policy in Germany. In II Seminário Internacional sobre Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas. São Paulo-SP. Março de 2000. **Anais**.

BAES, C.F.; SHARP R.D.; SJOREEN, A.L.; SHOR, R.W. **A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture**. Oak Ridge, USA : Oak Ridge National Laboratory, 1984. (Report 5786)

BERG, R.van den. **Human exposure to soil contamination a qualitative and quantitative analyses towards proposals for human toxicological intervention values**. Netherlands : RIVM, 1994. 93p. (Report 725201011)

BERNARDES Jr, C. **Análise de risco de longo prazo, em casos de contaminação de águas subterrâneas como instrumento de gerenciamento de remediação**. São Paulo, SP, 1995. 192 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 1995.



BERTON R.S. **Riscos de contaminação do agrossistema com metais pesados**. IN: BETTIOL, W.; CAMARGO O. A. Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto. Jaguariuna. EMBRAPA Meio Ambiente 2000.

BRASIL SOBRINHO, M.O.C. Amostragem de solos para fins de análise e fertilidade. **Revista Notesalq**, Piracicaba, v.4, n.4, p.5, 1995.

BUONICORE, A.J. (Ed.) **Cleanup criteria for contaminated soil and groundwater**. Filadélfia : ASTM/ Air and Waste Management Association, 1995. 326p. (DS64)

CCME, CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Interim Canadian environmental quality criteria for contaminated sites**. Canadá : CCME, 1991. pi. (Report CCME EPC CS34)

———. **A protocol for derivation of environmental and human health soil quality guidelines**. Canadá : CCME, 1996.

CAPELETI, A.R.; LEMOS, M.M.G.; DIAS, C.L.; CASARINI, D.C.P. Quantificação das variáveis para cálculo da exposição populacional utilizando o modelo de avaliação de risco C-Soil para gerenciamento de qualidade de solos e águas subterrâneas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 10, São Paulo, SP, set.1998. **Anais...** ABAS : São Paulo, 1998.

CASARINI, D.C.P. As águas subterrâneas e a indústria. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 10, São Paulo, SP, set 1998. **Anais...** ABAS : São Paulo, 1998.

CETESB. **Compilação de padrões ambientais**. São Paulo : CETESB, 1990. 6p.

———. **Uso das águas subterrâneas para abastecimento público no Estado de São Paulo: 1997**. São Paulo : CETESB, 1997a. 48 p.

———. **Estabelecimento de padrões de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo.. Relatório Parcial**. São Paulo : CETESB, 1997b. 110p.

———. **Relatório de Qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo: 1997**. São Paulo : CETESB, 1998. 106p. (Série Relatórios CETESB, ISSN 0103-4103)

———. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. Projeto CETESB-GTZ. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha. 1ª edição. São Paulo: CETESB, 1999a. 385 p.

———. **Aplicação de biossólidos de sistemas de tratamewnto biológico em áreas agrícolas – critério para projeto e operação: Jan/99**. Projeto de Norma P.4.230 : CETESB, 1999b. 110p.

———. **II Seminário Internacional sobre Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas: Propostas de Valores Orientadores para o Estado de São Paulo**. ANAIS. CETESB, 2000.

CLEARY, R.W. Hidrologia das Águas Subterrâneas. In **Engenharia Hidrológica**. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. V: 2. São Paulo, 1989. pp 293-404, 1989

CUNHA, R.C.A. **Análise de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas: estudo de caso**. São Paulo, SP. 1997. 152p. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 1997.

DEMATTE, J.A.M. Amostragem de solos para fins de fertilidade. **Revista Notesalq**, Piracicaba, v.5, n.5, p.4-5, novembro,96.

DIAS, C.L.; CASARINI, D.C.P. Gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas. Relatório técnico de viagem à Holanda. São Paulo : CETESB, 1996. 50p.

DIAS, C.L.; LEMOS, M.M.G.; CAPELETI, A.R.; CASARINI, D.C.P. Derivação de valores de intervenção para chumbo, benzeno e tetracloretileno, utilizando o modelo de avaliação de risco C-soil, para controle da contaminação de solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. In:



CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 10, São Paulo, SP, set. 1998. **Anais... ABAS** : São Paulo, 1998.

ECETOC, European Chemical Industry Ecology and Toxicology centre. **Hazard assessment of chemical contaminants in soil**. Bélgica : ECETOC, 1990. 123p. (Technical report n.º 40).

EMBRAPA. **Boletim agrometeorológico**. Campo Grande, MS : CNPGC, 1985, 42p.

EPA. **Test Methods for Evaluating Solid Waste – SW846**. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, USA, Terceira edição. 1986

———. **Drastic: a standardized system for evaluating ground water pollution: potential using hydrogeologic settings**. Ada : EPA, jun. 1987. 622p. (EPA/600/2 87/035)

———. **Exposure factors handbook**. Washington, DC : EPA, 1989a. (EPA/600/8-89/043)

———. **Risk assessment guidance for superfund: human health evaluation manual**. v. 1, Washington, DC : EPA, 1989b. (EPA/540/1-89/002)

———. **Technical background document for soil screening guidance**. Draft review. Washington DC : EPA, 1994 pi. (EPA/540/R-94/106)

———. **Soil screening guidance: technical background document**. Washington, DC : EPA, Office of solid waste and emergency response, 1996a. 168p. mais apêndices. (EPA/540/R-95/128)

———. **Soil screening guidance: user's guide**. Washington, DC : EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996b. 39p. mais Apêndices. (EPA/540/R-95/018)

———. **Risk-Based concentration table: technical background information** 1999a. 11p. Roy L. Smith e Jennifer Hubbard. Material Didático fornecido no curso CETESB "Indicadores Ambientais" ministrado em maio de 2.000.

———. **Region 9 Preliminary Remediation Goals (PRG's)**- San Francisco, CA 1999b. 13p. Stanford J. Smucker. Material Didático fornecido no curso CETESB "Indicadores Ambientais" ministrado em maio de 2.000.

FIBGE. **Anuário estatístico do Brasil**. Rio de Janeiro : IBGE, 1992.

FIBGE/SEPLAN. **Estudo nacional da despesa familiar-ENDEF: dados preliminares, consumo alimentar-antropometria: região II (São Paulo), região IV (Minas Gerais e Espírito Santo) e Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro : IBGE, 1977.

FINOTTI, A.R. **Estudo da aplicabilidade do modelo da ação corretiva baseada no risco (RBCA) em contaminações subterrâneas com gasolina e etanol**. Florianópolis, SC, 1997. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina. 1997.

FREEZE, R.A.; CHERRY, A.J. **Groundwater**. New Jersey : Simon and Schuster, 1979. 604 p.

HASSUDA, S. **Critérios para a gestão de áreas suspeitas ou contaminadas por resíduos sólidos: estudo de caso na Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo, 1997. Tese (Doutoramento) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. 1997.

HIRATA, R.C.A; RODOLFI G. **Presença de cromo nas águas subterrâneas em Urânia, São Paulo**. São Paulo : Instituto Geológico/Secretaria do Meio Ambiente, 1993. 24p.

IAC. **Métodos de análise química, numerológica e física de solos**. Campinas : IAC, 1986. 94p. (Boletim técnico nº 106)

———. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Araras. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1881a .

———. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de São Carlos. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1881c .



——. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Descalvado. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1882a .

——. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Jaú. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1882b .

——. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Pariqueira-Açu. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1883a .

——. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Ribeirão Preto. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1883b .

——. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Piracicaba. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1889.

——. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Guaíra. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1891.

——. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Mogi-Mirim. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1892.

——. Carta pedológica semi-detalhada do Estado de São Paulo: escala 1:100.000. Quadrícula de Assis. Campinas : Secretaria de Agricultura e Abastecimento. 1896.

ICME, International Council on Metals and the Environment. **Hazard classification of metals in terrestrial systems – a discussion paper**. Canadá : ICME, 1997. 30 p.

ICRP, International Commission on Radiological Protection. **Report of the task group on reference man**. Oxford : ICRP/Pergamon Press., n.23, 1974.

IG/CETESB/DAEE. **Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto Geológico/CETESB. 2v. 1997. (Série Documento)

JURY, W.A.; SPENCE, W.F.; FARMER, W.J. Behaviour assessment model for trace organics in soil: I. model description. **J. Environ. Qual.** n.12, p.558-564, 1983.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Flórida: Boca Raton, 1984. 315p.

KLEINBAUM, D.G.; KUPPER, L.L.; MULLER, K.E. **Applied regression analysis and other multivariable methods**. 2 ed. Boston : PWS-Kent Publishing Company., 1988. 718p.

LEMONS, R.C.; SANTOS, R.D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1984. 45p.

MALAVOLTA, E. **Micronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Produquímica, 1994. 140p.

—— **Manual de Química Agrícola. Nutrição de plantas e fertilidade de solo**. Capítulo 13 – Elementos não essenciais. Editora Agronômica Ceres Ltda. São Paulo. 1976 528 p.

MATOS, A.T. **Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão dos metais zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa – MG**. Viçosa, MG, 1995. 110p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, 1995.

MATOS, A.T.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F.; MARTINEZ, J.A.; FERREIRA, P.A. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão dos metais zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa – MG: I. Curvas de eluição dos metais; II. Correlação com algumas propriedades físicas do solo In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25, Viçosa, MG, 23-29/07/1995. **Resumos expandidos...** Viçosa : SBCS,. 1995a. p.2333-2338.



- MATOS, A.T.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F.; NEVES, J.C.L. Adsorção dos metais zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa - MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25, Viçosa. MG, 23-29/07/1995. **Resumos expandidos...** Viçosa: SBCS, 1995b. p.2384-86.
- MATTIAZZO, M. E.; ANDRADE, C. A. Aplicabilidade do bio-sólido em plantações florestais: lixiviação de N orgânico e toxicidade de metais pesados. In **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Ed. Wagner Bettiol, W. e Camargo, O. A. Jaguariuna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 203-213p.
- MATTIAZZO, M.E.; BARRETO, M.C.V. Comportamento de Cd, Cu, Cr, Ni e Zn adicionados a solos em diferentes valores de pH. I: Cádmio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25, Viçosa. MG, 23-29/07/1995. **Resumos expandidos...** Viçosa : SBCS, 1995. p 2379-80.
- MATTIAZZO, M.E.; GLÓRIA, N.A. Parâmetros para adição a solos de resíduos contendo metais. I: Estudos com soluções. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25, Viçosa. MG, 23-29/07/1995. **Resumos expandidos...** Viçosa : SBCS, 1995. p.2315-17.
- MATTIAZZO, M.E.; GLÓRIA, N.A.; MORENO, P.R. Avaliação da presença de metais na degradação da matéria orgânica adicionada a solos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25, Viçosa. MG, 23-29/07/1995. **Resumos expandidos...** Viçosa : SBCS, 1995. p. 2317-20.
- MATTIAZZO-PREZOTTO, M.E. **Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH**. Piracicaba, SP, 1994. 197p. Tese (Livre Docência) -Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 1994.
- MOREIRA-NODERMANN, L.M. A Geoquímica e o meio ambiente. **Geochimica Brasiliensis**, v.1, n.1, p.89-107, 1987
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A.L.; Miller R.H.; Kerney, D.R. (Eds.). **Methods of soil analysis**. Wiscosin, USA : ASA Juc, SSSA/Inc. Madison, 1982. p.539-79.
- NUVOLARI, A. **Aplicação de lodos de esgoto municipais no solo: ensaios de respirometria para avaliar a estabilização do lodo**. Campinas, SP, 1996. Dissertação (Mestrado) Universidade de Campinas, 1996.
- OPAS/OMS **Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos**. Brasília : Ministério da Saúde, 1997. 69p. (OPAS/BRAHEP/ 002/97)
- PAIVA NETO, J.E. *et alii*. Observações gerais sobre os grandes tipos de solo do Estado de São Paulo. **Bragantia**, n.11, p.227-53, 1951.
- PEREIRA, C.P. **Avaliação da contaminação do meio ambiente por metais pesados na região do Vale do Aço (MG)**. Viçosa, MG, 1994. 117p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, 1995.
- PRADO, H. **Manual de classificação de solos do Brasil**. 3 ed. Jaboticabal : FUNEP, 1996. 194 p.
- QUAGGIO, J.A.; RAIJ, B.van. Comparação de métodos rápidos para a determinação de matéria orgânica em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.3, p.184-87, 1979.
- QUINÁGLIA, G.A.; **Protocolo Analítico de Preparação de Amostras de Solos para Determinação de Metais e Estudo de Caso**. Tese de Mestrado Não Defendida. Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo. São Paulo. 2001. **No Prelo**
- RAIJ, B.van; QUAGGIO, J.A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: IAC, 1983, 31p. (Boletim Técnico 81)
- SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico- PROSAB. Rio de Janeiro. ABES. 1999. 97 p.



- SINGH, B.R.; STEINNES, E. Soil and water contamination by heavy metals. In: LAI, R.; STEWART, B. A. (Eds.) **Advances in soil science: soil process and water quality**. USA : Lewis, 1994. p.233-237.
- STRAUSS, E.L. Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura. In **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Ed. Wagner Bettiol, W. e Camargo, O. A. Jaguariuna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 215-224p.
- SWARTJES, F.A.; BERG, R. van den. Remediation of contaminated soil and groundwater: proposals for criteria and priority setting. In: **Workshop on contaminated soil**. Stocholm, Sweden: Department of Chemical Engineering at the Royal Institute of Technology, out. 1993.
- SWARTJES, F.A. **Human exposure model – a comparison study**. RIVM – Instituto de Saúde humana e Meio Ambiente - Holanda. Beelthoven, 1999. 11 p.
- THORNTON, I. Geochemical aspects of the distribution and forms of heavy metals in soils. In: LEPP, N.W. (Ed.) **Efect of heavy metal pollution on plants: metals in the environment**. v.2, London : Appl. Sci. Publ., 1981. Cap. 1, p.1-33.
- THEELEN, R.M.C.; NIJHOF, A.G. **Dutch methodology of risk assessment of contaminated soils: human health and ecosystem**. Deventer : Tauw Milieu, 1996. p.i.
- TILLER, L.D.; McBRIDE, M.B. Mobility and extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in organic and mineral soil columns. **Soil Science.**, v.134, n.3, p.198-204. 1982.
- VALENTIN, J.L. **Ecologia numérica**. Rio de Janeiro, 1996. p.i.
- VISSER, W.J.F. **Contaminated land policies in some industrialized countries**. 2 ed. The Hague: Technical Soil Protection Committee, 1994. 149p.
- VROM, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. **Premises for risk management: annex to the Dutch Environmental Policy Plan**. The Hague : Lower House, 1988. (session 1988-1989)
- . **Intervention values and target values: soil quality standads**. The Hague : VROM, 1994, 19p. (DBO/07494013)
- WHO. **Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health based exposure limits**. Geneve : WHO, 1994. 73p. (Environmental health criteria 170)
- . **Guidelines for drinking-water quality**. 2 ed., v. 1, Geneve : WHO, 1993. 198p.
- . **Principles for safety assessment of food additives and contaminants in food**. Geneve: WHO, 1987. 174p. (Environmental health criteria 70)
- YOSHINAGA, S. **Conceitos básicos de hidrogeologia**. São Paulo: CETESB, 1993. 30p. (curso de águas subterrâneas: controle e prevenção de poluição).



Índice de Tabelas

Tabela 2.1. Valores genéricos de SSLs para alguns contaminantes no solo e nas águas subterrâneas	23
Tabela 2.2. Valores Alvo de Remediação Preliminares para solo – EPA região 9 – para via de exposição ingestão de solo	24
Tabela 2.3. Equações para o cálculo dos teores naturais de metais em função das porcentagens de argila (L) e de matéria orgânica (H) no solo e os valores de referência- S obtidos para H=10 e L=25	27
Tabela 2.4. Valores de Ação, para dioxinas/furanos em diversos cenários para via de exposição direta	29
Tabela 2.5. Valores Gatilho (“trigger”) para várias substâncias em diversos cenários para via de exposição direta	30
Tabela 2.6. Valores Gatilho (“trigger”) para várias substâncias para a via indireta solo – água subterrânea	31
Tabela 3.1. Limites de detecção dos métodos analíticos adotados na CETESB e pela American Society for Testing and Materials (ASTM) para solos	36
Tabela 3.2. Características básicas dos solos amostrados	41
Tabela 3.3. Resultados do teste Kruskal-Wallis identificando as variáveis que apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p \leq 0,05$), entre as profundidades amostradas para os metais	47
Tabela 3.4. Resultados do teste Kruskal-Wallis identificando as variáveis que apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p \leq 0,05$), entre as profundidades amostradas para as propriedades do solo	47
Tabela 3.5. Resultados da análise descritiva para o conjunto de dados das propriedades do solo	47
Tabela 3.6. Resultados da análise descritiva para os metais analisados	48
Tabela 3.7. Limites de detecção dos métodos analíticos adotados na CETESB e pela American Society for Testing and Materials (ASTM) para amostras de águas	49
Tabela 4.1. Quantificação das variáveis da população nos diferentes cenários	59
Tabela 4.2. Quantificação das variáveis do tempo de permanência nos diferentes cenários	60
Tabela 4.3. Valores adotados no modelo C-Soil para derivação de valores de intervenção	63



Tabela 4.4. Características físicas, químicas e toxicológicas dos contaminantes avaliados	67
Tabela 4.5. Valores de intervenção para solos, nos três cenários e para as águas subterrâneas	72
Tabela 5.1. Concentração máxima permitida de metais em solos agrícolas, tratados com lodo de esgoto, em diversos países	77
Tabela 5.2. Concentrações fitotóxicas de metais em solos	77
Tabela 5.3. Valores de Alerta para metais em solos	78
Tabela 6.1. Valores orientadores para solos e para águas subterrâneas no Estado de São Paulo	80
Tabela 6.2. Comparação dos valores orientadores para solos do Estado de São Paulo com os valores internacionais	81
Tabela 6.3. Comparação dos valores orientadores para as águas subterrâneas do Estado de São Paulo com os valores internacionais.	83

Índice de Figuras

Figura 2.1. Fluxograma para gerenciamento da qualidade e contaminação de solo e água subterrânea	34
Figura 3.1. Localização das áreas e indicação dos tipos de solos amostrados	40
Figura 3.2. Ilustração das características dos pontos de coleta com vegetação nativa	43
Figura 3.3. Ilustração da remoção de vegetação e material grosseiro da superfície do local a ser amostrado	43
Figura 3.4. Ilustração do procedimento de coleta	43
Figura 3.5. Ilustração dos procedimentos para a amostragem em diferentes profundidades	44
Figura 3.6. Ilustração do procedimento de homogeneização e acondicionamento de amostras	44
Figura 4.1. Vias de Transporte e Acumulação de Metais em Solos e Águas	52
Figura 4.2. Esquema conceitual utilizado pelo modelo C-Soil para o cálculo do risco.	55



Índice de Apêndices

A Relatório da Oficina de Trabalho de março de 2000	104
B Resultados Analíticos	119
C Tratamento Estatístico dos Resultados Analíticos – Gráficos box-pot e Teste Anova	128
D Tratamento Estatístico dos Resultados Analíticos – Análise Multivariada	137
E Fórmulas Utilizadas pelo Modelo C-Soil	145
F Dados Toxicológicos sobre os Contaminantes	157
G Resultados do Modelo C-Soil	187
H Relatório de Reunião de Diretoria sobre Áreas Contaminadas	214
I Relatório de Reunião de Diretoria sobre a Aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo	228

Lista de Siglas e Abreviaturas

A	- Solo Aluvial
ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADI	- Ingresso Diário Aceitável para aditivos alimentares
Anova	- Análise de variância
APMax	- Área de Proteção Máxima
AQ	- Solo Litossolo - L Areia Quartzosa
ASTM	- American Society for Testing and Materials
BCF	- Fator de Bioconcentração
BTEX	- Hidrocarbonetos voláteis aromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos)
C	- Solo Cambissolo
CETESB	- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CTC	- Capacidade de troca catiônica
DAF	- Fator de Atenuação e diluição
DDT	- 1,1(2,2,2-tricloroetilidano)-bis(4-clorobenzeno)
EPA	- Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
G	- Solo Gleí pouco húmico (hidromórfico)
IAC	- Instituto Agronômico de Campinas
KD	- Coeficiente de partição solo - água
Kow	- Coeficiente de partição octanol-água
LD	- Limite de Detecção
LE	- Solo Latossolo vermelho escuro



LR	- Solo Latossolo roxo
LV	- Solo Latossolo vermelho amarelo
O	- Solo Orgânico
P	- Solo Podzol
PAH	- Hidrocarbonetos poliaromáticos voláteis alogenados
PCB	- Bifenilas Poli Cloradas
PE	- Solo Podzólico vermelho escuro
PV	- Solo Podzólico vermelho amarelo
RBCA	- Risk Based Corrective Action (Ação Corretiva Baseada em Risco)
RfD)	- Dose de Referencia
RIVM	- Instituto Nacional de Saúde humana e Meio Ambiente da Holanda ()
SSL's	- Soil Screen Levels
SSTL	- Site-specific target level"
TDI	- Ingresso Diário Tolerável
TE	- Solo Terra roxa estruturada
VROM	- Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda

Glossário dos termos utilizados neste relatório

Absorção	Fixação de uma substância no interior da massa de outra , resultante de um conjunto complexo de fenômenos, como por exemplo, capilaridade, atração eletrostática, reações químicas, etc
Adsorção	Fixação de uma substância na superfície de outra
Antrópicas	Referente às ações dos homens
Antagonismo	Ações ou reações contrárias entre si
Área contaminada	Área onde há comprovadamente poluição
Área potencialmente contaminada	Área onde estão sendo desenvolvidas ou onde forma desenvolvidas atividades potencialmente poluidoras
Áreas suspeitas de contaminação	Área na qual, após a realização de uma avaliação preliminar, foram observadas indicações que induzem a suspeitar da presença de contaminação
Avaliação de risco	É o processo de avaliar e de quantificar os riscos potenciais ou reais que a contaminação do solo ou água subterrânea pode causar à saúde humana
Cenário de exposição	Conjunto de dados populacionais, de acordo com cada uso e ocupação do solo e vias de exposição consideradas
Contaminação	Introdução no meio ambiente de substâncias tóxicas ou em concentrações que possam provocar efeitos adversos à saúde humana
Exposição	Quantidade total de um contaminante que ingressa em um organismo
Fitotoxicidade	É a capacidade de um elemento, a uma dada concentração, provocar efeitos nocivos a vegetais



Ingresso máximo tolerável	É a quantidade máxima de um contaminante que pode ingressar em um indivíduo, sem lhe causar efeitos adversos à saúde. Geralmente é expresso em mg/Kg peso corpóreo por dia
Insumos agrícolas	Substâncias sólidas ou líquidas que adicionadas ao solo ou aplicadas às plantas, têm por objetivo final elevar a produção
Intemperismo	Conjunto de ações e condições que age sobre a rocha, transformando-a em solo
Intervenção	Conjunto de medidas que visa interceptar as vias de exposição em uma área onde a concentração de contaminantes oferece um risco potencial à saúde humana
Monitoramento	Medição contínua ou periódica da qualidade ou características de um meio
Poluição	Para efeito deste relatório, pode ser entendida como contaminação
Quociente de risco	É a relação entre a exposição e o ingresso máximo tolerável
Risco	É a probabilidade de ocorrência de um efeito adverso à saúde humana em decorrência da exposição a contaminantes
Risco de 10⁻⁴	É a probabilidade de ocorrer um caso adicional de câncer a cada 10.000 pessoas
Solo	Parte superior da zona não saturada
Substâncias carcinogênicas	Substâncias que, em qualquer concentração, podem desencadear processos de câncer
Substâncias não carcinogênicas	Substâncias que, a partir de uma dada concentração, podem provocar efeitos deletérios à saúde, outros que não câncer.
Valores orientadores	São as concentrações de uma substância de interesse no solo ou na água subterrânea que subsidiam as ações de proteção da qualidade e de controle da poluição.
Valor de referência de qualidade - R	indica o nível de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas
Valor de alerta - A	indica a alteração da qualidade natural dos solos e águas subterrâneas, com caráter preventivo e quando excedido, requer monitoramento, identificação das possíveis fontes de poluição e seu controle
Valor de intervenção - I	indica o limite de contaminação acima do qual, existe risco potencial à saúde humana, requerendo alguma forma de intervenção na área avaliada, de forma a interceptar as vias de exposição. Quando excedido, requer uma investigação detalhada da área.
Vias de exposição	Meios pelos quais o contaminante atinge o ser humano.



apêndice A

RELATÓRIO DA OFICINA SOBRE A PROPOSTA DE VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE E DE INTERVENÇÃO PARA SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA O ESTADO DE SÃO PAULO

15 de março de 2.000
São Paulo, SP

Elaborado por: Sidnei Raimundo
Consultor

A.1. Introdução

A.1.1. Historico

Há cerca de 04 anos a Companhia de Tecnologia de Saneamento (Cetesb) tem trabalhado no estabelecimento de parâmetros para avaliação de índices de qualidade e de contaminação (intervenção) dos solos e das águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Uma metodologia de trabalho adotada, foi a identificação dos principais grupos de solos encontrados no Estado, avaliando-os em locais pouco alterados pela ação antrópica, a fim de estabelecer valores sobre os solos no Estado de São Paulo no que diz respeito a sua qualidade (sem a presença de contaminantes).

Outra metodologia estabeleceu os valores de intervenção (que indica a presença de substâncias poluidoras). Procedimento parecido foi realizado com as águas subterrâneas, determinando-se os valores de intervenção sendo que os valores de referência de qualidade serão estabelecidos com base na hidrogequímica natural.

Com esse trabalho realizado, foi montado um procedimento, denominado RAI, que consiste em determinar a situação de um dado solo ou água subterrânea, a partir de análises de amostras ambientais, estabelecendo sua qualidade (valor R) tendo como parâmetros os solos e águas subterrâneas considerados “limpos”, ou seja, cujos índices foram obtidos em áreas com pouca influência antrópica, portanto com seus valores demonstrando serem naturalmente sem substâncias contaminantes e , a partir de modelagem matemática de risco, sua contaminação (Valor I).

Foi um trabalho de fôlego, cujos procedimentos foram adaptados (modificados) de parâmetros internacionais, principalmente da Holanda. Quer dizer, os procedimentos foram baseados em métodos europeus, mas os valores foram obtidos em compartimentos da área de atuação da Cetesb – no Estado de São Paulo. Todo esse esforço resultou num manual que determinou as rotinas para identificação da qualidade e intervenção do solo e água subterrânea no Estado denominado “Estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade e de Intervenção para Solo e Água Subterrânea no Estado de São Paulo”. É um trabalho bastante abrangente pois envolve ações de análise em áreas industriais, residenciais, agrícolas e nas áreas de proteção de mananciais (remanescentes naturais).

Passados praticamente 04 anos do início de sua elaboração, ocorreram controvérsias no entendimento e aplicação das rotinas por parte dos técnicos, seja do âmbito interno da instituição (Cetesb), seja das universidades e usuários das Empresas de Consultoria Ambiental. A discussão perpassa então em avaliar em quais procedimentos o manual apresenta determinadas recomendações consideradas restritas ou permissivas, ou seja, uma série de procedimentos cuja exigência poderia ser modificada.

Para dirimir tais controvérsias foi pensado pela coordenação da área na Cetesb, junto com a equipe técnica, uma oficina de planejamento para o levantamento dos problemas referentes ao entendimento, validação, obtenção de consenso e aplicação do documento: “Estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade e de Intervenção para Solo e Água Subterrânea no Estado de São Paulo” (SÃO PAULO, 2000).

É nesse contexto que o presente trabalho se insere. Uma oficina de planejamento, embasada pela técnica Metaplan, que ira contribuir para solucionar as controvérsias do manual oferecendo, assim, recomendações para a elaboração de uma segunda versão – versão essa mais atualizada e condizente com a opinião técnico-científica da Cetesb e de outras instituições quando em suas funções de análise da situação das águas subterrâneas e solos no Estado de São Paulo.



A.1.2. Os Trabalhos Preliminares

O dia de trabalho na oficina de planejamento, não foi o início das atividades para o enfrentamento dos problemas do documento. Antes disso, foram realizadas algumas reuniões internas para a divulgação e esclarecimento acerca do trabalho. Todos os técnicos da Cetesb que trabalham com a temática da água subterrânea e dos solos, assim como professores de universidades, instituições de pesquisa e especialistas de empresas de consultorias, receberam cópia do documento para opinarem sobre sua pertinência. Foram realizadas então, algumas discussões internas para esclarecer dúvidas sobre o método utilizado e sobre o documento de forma geral.

Finalmente, na véspera do evento da oficina – no dia 14 de março de 2000 -, foi realizado um grande encontro, aberto ao público, para um esclarecimento geral e final de dúvidas antes do início da oficina. Esse evento contou também com a participação de consultores-especialistas estrangeiros, notadamente da Holanda, Alemanha e Estados Unidos.

Dividido em palestras e debates, tal evento possibilitou a divulgação ao público em geral dos procedimentos metodológicos do documento em questão, dos valores orientadores, assim como das rotinas adotadas na Holanda, Alemanha e Estados Unidos, através da explanação dos especialistas desses países.

Esse evento foi o grande norteador e preparador para as atividades da oficina a serem realizadas no dia seguinte.

A.1.3. Organização do evento

A organização do evento ficou a encargo do Departamento de Qualidade Ambiental/Diretoria de Recursos Hídricos e Engenharia Ambiental da Cetesb, sendo que os contatos iniciais foram realizados pela Dra Dorothy C. P. Casarini.

O material didático que apoiou as explicações teóricas necessárias no transcorrer da Oficina foi fornecido pela empresa contratada, Moraes e D'Alessandro, e elaborado pelo moderador Sidnei Raimundo. A digitação dos painéis após os trabalhos e sua editoração final ficou aos cuidados do Sr. Marcelo Figueiredo.

A.2. Início dos Trabalhos

A.2.1. Abertura da Oficina e Procedimentos Iniciais

A abertura da Oficina se deu informalmente pela apresentação da Coordenadora Técnica da Cetesb, Dra. Dorothy C. P. Casarini. A Dra. Casarini explanou sobre a importância daquela oficina agradecendo a presença de todos, indicando as diretrizes institucionais para a solução dos problemas referentes ao solo e águas subterrâneas em São Paulo. Encerrada essa rápida apresentação a Dra. Casarini passou a palavra ao moderador, que iniciou as atividades.



A.2.2. Apresentação dos participantes

Dando início aos trabalhos, a primeira tarefa foi a *apresentação dos participantes*.

É comum no início dos trabalhos os participantes se apresentarem já se utilizando de fichas (uma das premissas da técnica *Metaplan*). No entanto, como a maioria dos participantes são colegas de trabalho de longa data, optou-se por uma apresentação rápida sem maiores delongas, quando cada participante levantava-se e se apresentava ao grupo seguindo um roteiro proposto pelo moderador:

- Nome;
- Formação;
- Cargo ou função;
- Instituição que representa.

O moderador solicitou ao grupo também que preenchessem numa lista, os seus contatos para melhorar o banco de dados da equipe de coordenação e verificar a presença dos participantes.

Cabe destacar que alguns desconheciam os reais motivos para realização daquele encontro, apresentando preocupações com relação ao êxito da oficina. Talvez por motivos estruturais do encaminhamento das propostas e articulação com atores importantes sobre essa temática, alguns participantes estavam desacreditados com relação ao encaminhamento das propostas de trabalho. Como se verá adiante, esse problema veio à tona nas discussões de dois grupos temáticos, mas foram resolvidos.

A.2.3. Acordo de convivência

Para estabelecer algumas *regras básicas de convivência* interpessoal no dia da Oficina, foi estabelecido um acordo de convivência. Utilizando-se de um “*flipchart*”, o moderador confeccionou esse acordo, anotando as respostas dos participantes às questões:

Para que esta Oficina tenha êxito:

- o que devemos fazer?
- o que devemos evitar?

A reprodução do painel resultante da tarefa encontra-se no **Painel 01 (Acordo de convivência)**.

A.2.4. Apresentação dos objetivos da Oficina

Importante destacar que os objetivos da oficina já haviam sido definidos numa reunião na sede da Cetesb, no dia 29 de fevereiro, entre o moderador e a equipe técnica responsável pela organização do evento na Cetesb.

Nesse sentido, o moderador, na oficina em questão, apenas demonstrou, montando fichas já previamente preparadas num painel, os **objetivos gerais da oficina** definidos naquela reunião do dia 29 de fevereiro.

Os **objetivos específicos** eram em número muito elevado e foram divididos em temas (qualidade do solo, intervenção do solo, qualidade das águas subterrâneas e intervenção nas águas subterrâneas). Assim, ao invés de montar um painel demonstrando tais objetivos, também definido na reunião do dia 29/02, o moderador achou por bem preparar transparências e projetá-las, de acordo com os grupos temáticos, demonstrando-os e discutindo-os com a plenária.



Posto dessa forma, o painel com o objetivo geral e as transparências dos objetivos específicos foram submetidos à plenária para discussão e aprovação. Realizou-se alguns poucos esclarecimentos acerca dos trabalhos da oficina, acrescentando algumas aspirações dos participantes, dando-se a tarefa por encerrada.

O estabelecimento do acordo de convivência e a discussão dos objetivos da oficina exigiu um empenho no esclarecimento de dúvidas a respeito dos horários e tarefas a serem discutidas naquele dia.

O painel demonstrativo encontra-se no **Painel 02 (Objetivos da Oficina)**. Também nesse anexo está indicada as **transparências com os objetivos específicos**, divididos por eixos temáticos.

A.2.5. Recomendações para a escrita e para o trabalho de grupo

Em função de que nem todas as pessoas presentes tinham pleno conhecimento da técnica Metaplan e das bases do processo ZOPP de planejamento, foram apresentados, à título de esclarecimento, dois painéis sobre as *recomendações para a escrita visualizada das idéias e recomendações para o trabalho de grupo*, respectivamente.

A.2.6. Divisão dos Participantes em Grupos Temáticos

Encerrando a etapa de esclarecimentos à plenária, o moderador apresentou-lhes a divisão dos participantes nos três grupos temáticos, a saber:

- qualidade do solo;
- intervenção do solo e
- qualidade / intervenção da água subterrânea.

Tal divisão já havia sido previamente definida pelo grupo de coordenação do evento, através de uma listagem. Nessa listagem foi indicado também, em cada grupo temático, um coordenador de grupo. Devido ao grande número de participantes, o coordenador teria a tarefa de auxiliar o moderador e ajudar no cumprimento dos objetivos propostos.

A divisão dos participantes em grupos temáticos, assim como a indicação do coordenador de cada grupo foi apresentada à plenária pelo moderador também se utilizando de transparências e retroprojektor. Ocorreu, após essa apresentação, a indagação por parte de alguns participantes de que aquela “pré-divisão” dos grupos acabou engessando os participantes em escolherem o grupo que quisessem para realização dos trabalhos. Na verdade, a coordenação do evento, ciente das especializações dos participantes, apenas os dividiu naqueles grupos temáticos com esse argumento (sua especialização), visando uma maior riqueza nas discussões. Contudo, devido às argumentações colocadas, entendimentos entre a coordenação, o moderador e a plenária, permitiram uma flexibilização desse aspecto. Cada participantes teve então liberdade para escolher o grupo que achasse mais pertinente, no qual pudesse contribuir mais para o evento, o que foi feito. Importante destacar que não ocorreram muitas alterações. A grande maioria aceitou a proposta de permanência nos grupos temáticos, definidos anteriormente pela coordenação do evento.



A.2.7. Tarefa 1: A construção da matriz de sugestões para melhoria da metodologia, dos valores orientadores e das propostas de encaminhamento

Com base nas regras para o trabalho com fichas, e na divisão em três grupos temáticos, os participantes iniciaram a montagem da matriz com suas indicações de sugestões para revisão do documento. Tal trabalho foi desenvolvido através da montagem de painéis com três colunas de sugestões:

- avaliação da metodologia;
- avaliação dos valores orientadores (dos números) e
- propostas para a continuidade do projeto.

Os participantes ficaram, dentro de seus grupos temáticos, divididos em três salas distintas para as discussões não interferirem nas dos outros grupos e, através do trabalho dos coordenadores indicados, o trabalho foi realizado.

Nesse período, o moderador visitava os grupos, orientando-os para uma melhor elaboração das fichas, visando a real identificação das sugestões para alteração da metodologia, valores orientadores, assim como das propostas de encaminhamento, reforçando as recomendações para a escrita das fichas.

A reprodução dos 3 painéis (um para cada grupo temático) resultante dessa tarefa encontra-se nos **Painéis 3, 4 e 5**.

A.2.8. Cumprimento da Tarefa 1

Os três grupos desempenharam de maneira heterogênea a montagem dos painéis. Podemos classificar os três grupos da seguinte forma, quanto ao cumprimento da tarefa:

- Grupo temático sobre Qualidade do Solo: foi o menos polêmico nas discussões entre os participantes. Conseguiu cumprir os objetivos propostos dentro dos prazos estabelecidos. As poucas divergências foram sanadas pela intervenção do moderador ou do coordenador do grupo, Dr. Ronaldo Berton, do Instituto Agrônomo de Campinas;

- Grupo temático sobre Qualidade / Intervenção da Água Subterrânea: este grupo pode ser avaliado numa posição intermediária quanto ao cumprimento da tarefa. O coordenador do grupo, Dr. Henry Xavier Corseuil, do Departamento de Engenharia Ambiental da UFSC conduziu muito bem as discussões, dentro dos preceitos da técnica Metaplan. Contudo, alguns participantes não sentiam-se suficientemente esclarecidos com relação a alguns procedimentos do relatório, solicitando que fossem feitos esses esclarecimentos naquele momento.

A participação da coordenadora do evento, Dra. Casarini foi fundamental nesse momento para reconduzir a discussão para os objetivos propostos. Mas haviam também dois membros do grupo que questionavam a validade do sistema de avaliação proposto (o RAI).

Nesse sentido, esperavam poder, ao invés de avaliar a metodologia, propor novas reuniões para repensar a metodologia, proposta essa que inviabilizaria os propósitos da oficina. Foi então esclarecido que tal discussão deveria ter sido travada no dia anterior, ou nas outras reuniões internas que antecederam a oficina. Deve-se destacar o trabalho do coordenador do grupo, Dr. Henry Xavier Corseuil, que soube por em discussão a necessidade de avaliar a metodologia proposta, conforme os objetivos propostos. Importante destacar que, em determinado momento da discussão, um membro sugeriu uma eleição sobre se o método RAI era pertinente ou não. A técnica Metaplan, se bem conduzida,



evita eleições. Busca-se o consenso entre os participantes através da orientação das propostas em fichas. O moderador interveio, nesse momento, quando da proposta de votação. Procurou-se assim, esgotar a opinião dos participantes através da redação de fichas destacando sua posição com relação à metodologia RAI, as quais foram organizadas pelo moderador. Dessa forma, percebeu-se que as sugestões eram congruentes. O moderador apenas, organizou as sugestões descartando as repetidas e reorientando o debate, descartando, assim, a proposta de discutir a pertinência do método RAI. O cumprimento dos horários estabelecidos por este grupo foi parcial. Contudo, eles retornaram alguns minutos antes do almoço e finalizaram a tarefa convenientemente.

• Grupo temático sobre Intervenção do Solo. Tratou-se do grupo mais problemático. Havia participantes com posições muito antagônicas. A condução dos trabalhos, às vezes, era tumultuada pelo não esclarecimento de alguns participantes sobre o método utilizado no Documento. Nesse sentido, tomou-se muito tempo das discussões esclarecendo alguns participantes sobre os conceitos adotados pelo documento em questão, dificultando o encaminhamento das propostas. O coordenador do grupo, Dr. Everton de Oliveira, da Hidroplan e do Instituto de Geociência, conduziu os trabalhos de forma bastante brilhante. Porém utilizou-se de outras técnicas que não a Metaplan.

O coordenador utilizava muito o *flipchart*, resgatando as opiniões verbais dos participantes. Com isso as fichas não eram utilizadas e ocorreu uma certa monopolização da discussão, por parte daqueles participantes que dominavam mais o assunto, ou que eram mais extrovertidos. Isso pode ter atrapalhado o desenrolar das atividades. As vezes, percebia-se que a argumentação de um determinado elemento do grupo tinha uma conotação política, ou seja, versava sobre alguma divergência interna-institucional e não sobre o critério técnico em si. Tal fato exigiu muito do coordenador do grupo e do moderador, no sentido de fazer cumprir os objetivos. Importante destacar que o moderador, que necessitava percorrer os demais grupos, ausentava-se da sala de discussão desse grupo. Quando retornava, alguns procedimentos contrários às premissas da técnica estavam sendo adotados, como a realização de votações. Como tal votação já tinha sido iniciada, o moderador preferiu não interferir. Tratou-se, também aqui, da eleição sobre a pertinência ou não do método RAI utilizado. Sua pertinência predominou, entre os participantes, ganhando a votação e a discussão pode ser reiniciada, quanto aos cumprimentos dos objetivos.

Deve-se destacar dois aspectos importantes nos momentos de maior tensão das discussões: a condução do coordenador de grupo, que é especialista na área, e por isso pode encaminhar as questões debatidas com grande propriedade, e a presença dos consultores estrangeiros (da Alemanha e da Holanda), que intervieram nos momentos oportunos, relatando as experiências em seus países e permitindo ao grupo estabelecer comparações e avançar nos trabalhos.

Contudo, as discussões nesse grupo foram as que se alongaram mais. Eles invadiram espaços do horário destinados a outras atividades, atrasando o desenrolar da oficina. Os dois outros grupos, quando encerraram suas atividades ficaram ociosos, aguardando o encerramento das atividades deste. Apesar dos atrasos, toda a discussão ocorrida nesse grupo foi bastante profícua e, no final dos debates, percebia-se um consenso entre os participantes do grupo, apesar das votações que ocorrem durante o processo.

A.2.9. Mercado de Informações

Encerrada a tarefa e, a próxima tarefa do grupo foi realizar o “mercado de informações” para garantir uma democratização das discussões entre todos os participantes antes da plenária final. O mercado permite também dirimir a monopolização da discussão por parte de apenas alguns participantes.

Nesse sentido, o moderador fez explanações sobre como se processa o mercado de informações, apresentando a função do apresentador e reforçando a do coordenador dos grupos, o qual deveria controlar o horário de apresentação para que a dinâmica tivesse êxito.



Dessa forma, os participantes puderam tomar contato com a discussão realizada nos outros grupos de trabalho e sugerir alterações às matrizes elaboradas.

Essa atividade estendeu-se até o final do dia e nela, novamente, o moderador acompanhava aos grupos, auxiliando-os na dinâmica. Não ocorreram conflitos ou discussões polêmicas durante essa atividade.

A.2.10. Consolidação da Matriz de Soluções

Iniciou-se no final da tarde, com a apresentação e discussão dos trabalhos dos grupos. A consolidação final das matrizes se deu através da apresentação, por parte dos coordenadores de grupo, sobre a incorporação, ou não, das sugestões apresentadas pelos outros grupos temáticos, quando da realização do mercado de informações. Dessa forma, foi consolidada a matriz de solução, em plenária, através dessa apresentação de cada painel e discussão com todo o grupo. Importante frisar que os participantes já estavam exaustos nesse momento e uma riqueza maior nos debates pode ter sido comprometida pelo cansaço do grupo.

A.2.11. Encerramento das Atividades

O moderador destacou, ao final do trabalho, o processo de participação e a qualidade da matriz. Demonstrou ao grupo os avanços obtidos desde o início atribulado até aquele momento. Com esta atividade, a moderação deu por encerrada a Oficina, passando a palavra à Dra. Casarini que teceu comentários também sobre a qualidade do trabalho e fez esclarecimentos encaminhamentos das propostas apresentadas na oficina, assim com sobre algumas diretrizes institucionais.

A.3. Avaliações e Sugestões da Moderação

A.3.1. Condições de trabalho

As instalações físicas para a realização das plenárias não se mostraram perfeitamente adequadas, principalmente a sala 1, o mini-anfiteatro, cujas cadeiras fixas ao solo, não permitiram uma disposição em semicírculo para aumentar a participação do grupo que ali ficou, assim como da plenária. Contudo, quanto ao espaço, à luminosidade e demais detalhes foram adequados. Os recursos materiais para o trabalho foram adequados: painéis, retroprojeter, fichas e flipchart. Os trabalhos de digitação, realizados pelo Sr. Marcelo Figueiredo foram essenciais para que se pudesse ter a memória final da Oficina.



A.3.2. Desempenho do grupo

A.3.2.1. Participação

• Como já apontado, o grupo começou os trabalhos de maneira heterogênea: alguns estavam um tanto descontentes, outros motivados. Apesar das discussões mais acaloradas no grupo de Intervenção do Solo, e a técnica utilizada não ser a Metaplan nesse grupo, de maneira geral, ocorreu uma grande participação e busca do cumprimento dos objetivos. Com o encadeamento de atividades os descontentes foram mudando de opinião até culminar, no mercado de informações, com um grande nível de participação, busca de consenso e dos objetivos.

Nesse sentido, pode-se dizer que o nível de participação dos presentes foi bom, mas alguns participantes divagavam o grupo com suas colocações, o que exigiu uma maior atenção do coordenador e do moderador para o cumprimento das tarefas. Isto dificulta e retarda o processo uma vez que os participantes perdem a visão geral do trabalho e têm, por vezes, dificuldades em acompanhar a linha de raciocínio dos demais. O nível de produção foi bom no decorrer dos trabalhos, apesar do cansaço físico de todos.

A.3.2.2. Integração

• Apesar de em alguns momentos a integração do grupo parecer não existir, dada a heterogeneidade de expectativas e de posicionamentos dos participantes, com o desenrolar das atividades ela foi sendo fortalecida. O clima de trabalho foi, na maioria das vezes harmonioso, apesar das posições antagônicas em alguns momentos, não ocorreram discussões ríspidas entre os participantes, o que colaborou para que os objetivos da Oficina tenham sido alcançados, apesar dos atrasos e das ocasionais dispersões de atenção. Não foram registrados conflitos entre os participantes que pudessem colocar em risco os trabalhos. Espera-se que essa integração e relacionamento entre todas as partes se reflita, no futuro, tanto na execução da revisão do documento, como nos trabalhos de apoio e nas parcerias para continuidade do projeto.

A.3.2.3. Comprometimento do grupo com a metodologia e com o alcance dos resultados

• Excetuando-se os trabalhos específicos no grupo de Intervenção do Solo, que não seguiram à risca a técnica Metaplan, e de algumas dificuldades iniciais, a metodologia de trabalho foi bem assimilada pelo grupo como um todo. De maneira geral, os painéis foram bem estruturados, organizados e de fácil visualização.

• Percebeu-se que havia ainda necessidade de muitos esclarecimentos por parte de alguns participantes da oficina quanto a metodologia do documento. Ou deveria haver mais reuniões internas a fim de sanar essas dúvidas ou a oficina deveria ser realizada em mais de um dia. Como sugestão, fica a proposta de em reuniões futuras dessa natureza, realizar-se oficinas de dois dias. No primeiro dia, os participantes apenas discutiriam, em seus grupos temáticos, as propostas e sugestões. Com isso teriam maior liberdade e tranquilidade para esgotarem o assunto dos grupos temáticos.

Percebe-se que, apesar das matrizes ficarem adequadas, com uma boa densidade de sugestões, elas poderiam ter sido melhor trabalhadas se a discussão de sua elaboração durasse um dia (ou uma tarde), dando maior liberdade aos grupos. No segundo dia seria então, realizado o mercado de informações e a plenária final, assim como uma avaliação geral. Em dois dias de atividade, os participantes tem a possibilidade de assimilarem e introjetarem as informações discutidas no primeiro dia de trabalho melhorando consideravelmente a qualidade dos trabalhos.



CONVIDADOS PARA OFICINA DE TRABALHO

NOME - INSTITUIÇÃO

1. Aldo da Cunha Rebouças – Inst. Geológico
2. Maria Laís Guzzo Leão – EEA – CETESB
3. Alfredo Carlos Cardoso Rocca – EQS – CETESB
4. Maria Luiza Couto – Rhodia – Paulínia
5. André Luís Rebouças - Hidroambiente
6. Maria Szikszav – Inst. Geociências - USP
7. Andrea Capeleti – Fac. De Saúde Pública – USP
8. Marlene Solto M. Flues - IPEN
9. Andreas Marker – Coordenador do Projeto GTZ
10. Mirtes Portela Groke – EEAS – CETESB
11. Auderiko Marchi - ERM
12. Nilda Alcía G. de G. Fernícula – EERT – CETESB
13. Bernardo Van Raij – EMBRAPA - Jaguariuna
14. Otávio de Camargo – IAC – Campinas
15. Cacilda Junco Aiba – DAA - CETESB
16. Pedro Penteado de Castro Neto
17. Celso Kelesnikovas - Hidroplan
18. Regis Nieto – EEAL – CETESB
19. Cláudio Darwin Alonso – EQ – CETESB
20. Ricardo S.dos Santos – Shell do Brasil - SINDUSCOM
21. Cláudio Luiz Dias – EQSS - CETESB
22. Rob Theelen – Tauw Miliea - HOLANDA
23. Cristina Spilborghs - GEOCLOCK
24. Roberto Padula de Moraes – CRAM - CETESB
25. Cyro Bernardes – Ambiterra
26. Rodrigo Cezar de Araujo Cunha – CKS – CETESB
27. Dorothy Carmen Pinatti Casarini – EQSS - CETESB
28. Ronaldo Berton – IAC - Campinas
29. Ednea Aparecida Parada – CRP - CETESB
30. Sérgio Pompeia – CS – CETESB
31. Eleni Stark Rodrigues - CSCS
32. Serio Ogihara - ASA
33. Elisa Rosa dos Santos
34. Simone Kruger Sabbag – DIPRO - IBAMA
35. Elton Gloeden – EETI – CETESB
36. Suely Yoshinaga Pereira – Geologia – UNICAMP
37. Ernesto Moeri – Geoclock
38. Vicente de Aquino Neto – EETI - CETESB
39. Everton de Oliveira – Inst. de Geociências e Hidroplan
40. Wagner França Aquino – EETI - CETESB
41. Frank A. Swarties – IRVM - Holanda
42. Wanda M. Risso Gunther – Fac de Saúde Pública
43. Gerônimo Albuquerque Rocha – DAEE – São Paulo
44. Luzia Mitko Saito – EEAS – CETESB
45. Gilson Alves Quinágua - CETESB
46. Mara Iritani – Inst. Geológico
47. Gislaine Ghiselli – Inst. Química – UNICAMP
48. Mara Magalhães Gaeta Lemos – EQSS – CETESB
49. Gunther Bachmann – UBA - Alemanha
50. Marc J.H. Leijendeckers – Tauw Milieu – Holanda
51. Henry Xavier Conseuil – UFSC
52. Marco Antônio F. Gomes - EMBRAPA
53. Hung Kiang Chang - UNESP
54. Marco Antonio Gunther – EETI – CETESB
55. Janine Dinam – EPA -EUA
56. Marcus Bucci – EQSS - CETESB
57. João Antônio Romano – CK – CETESB
58. Margarete Surgiura- CSO - GEO
59. João Carlos Simanke de Souza – SABESP
60. Maria Cecília Pires – EEAS – CETESB
61. Joel B. Sigolo – Instituto de geociências – USP
62. Maria Cristina Salvador - Geoclock
63. José Eduardo Bevilacqua – ERQ – CETESB
64. Maria Cristina Toledo Inst.Geociências USP
65. José Luís Albuquerque Filho – IPT
66. Maria de Fátima B.da Silva – EQSS CETESB
67. José Robertyo Ramos Falconi – CEM – CETESB
68. Maria Emília Matiazzo – ESALQ – Campinas
69. Lúcio Flávio Furtado Lima – CETESB
70. Luiz Augusto Ramos Stellin – EEAS - CETESB



**ACORDO DE
CONVIVÊNCIA**

PAINEL 01

PARA QUE ESTA OFICINA TENHA ÊXITO...

O QUE DEVEMOS FAZER?

Levantar o braço para
pedir a palavra

Falar entre 1,5 e 2 minutos

desligar os celulares e pagers

Ser objetivo

Deixar a vaidade lá fora

Respeitar os horários
(cronograma)

Não interromper o colega
em sua fala

Sem falas longas

Justificar porque discorda

O QUE DEVEMOS EVITAR?

Divagações (em assuntos
secundários)

Discordar antes do
encerramento da fala

Conversas paralelas



**OBJETIVOS DA
OFICINAS**

PAINEL 02

OBJETIVO GERAL**AVALIAR A PROPOSTA DOS VALORES ORIENTADORES PARA PROTEÇÃO
DA QUALIDADE DOS SOLOS E DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS****OBJETIVOS ESPECÍFICOS. Ver transparências para complementação****DEFINIR OS VALORES ORIENTADORES****DISCUTIR O VALOR "A" (ALERTA), VISANDO O ALVO DE
REMEDIAÇÃO**

TEMA: INTERVENÇÃO DO SOLO

AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA

A

Alert: Trigger for action to establish a complete view of contamination

USO DO VALOR "A".
Acima - monitoramento e verificação se é anomalia natural

Definir que implicações (legais, técnicas, sociais, etc.) "A" deve ter

I

> VALOR I

- 1) Inv. detalhada
- 2) aval. de risco
- 3) Intervenção

Definir que implicações (legais, técnicas, sociais, etc.) "I" deve ter

Conceituar o termo "I" - valor de intervenção, admitindo-se possível troca do termo

O valor "I" determina avaliação de risco e medidas emergenciais

Não utilizar os resultados da MO de superfície na intervenção

AVALIAÇÃO DOS VALORES ORIENTADORES (DOS NÚMEROS)

Lead: details of calculation do not seem reasonable (plant uptake)

OBSERVAÇÕES

PROPOSTA PARA CONTINUIDADE

Desenvolver/estudar metodologia de derivar o "A" com base em risco

Manter cooperação com outras instituições para atualização de dado

Manter cooperação com outras instituições para refinamento do modelo

Considerar risco ecológico para estabelecer valor de "A" e "I"

Introduce I - values as "provisional" and continue with limited time phase of test/validation

evaluate/check "I" model - parameters (I-val) with practical experience

Reuniões para verificar as variáveis do modelo

Incluir: Carbonatos, etilbenzeno, organofosforados, nitratos, dioxinas, boro

Definir o uso do valor A

Obter e avaliar dados/infos sobre a aplicação e necessidade de valor "A" na holana atual



TEMA: QUALIDADE E INTERVENÇÃO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

PAINEL 04

AValiação da Metodologia

QUALIDADE	INTERVENÇÃO
Definir e melhorar os conceitos (profundo X freático)	Dentro do relatório faltou metodologia de amostragem
Figura 5.1: melhorar *	Justificar os valores adotados na situação hipotética para os parâmetros de condições de solo
Adotar valores da oms para potabilidade	Uso do valor "A" Acima deste: monitoramento no mínimo e identificação das possíveis fontes (naturais ou não) Abaixo deste OK
Rever a tabela 6.1 considerando os compostos naturais e sintéticos	Acima dos valores de "I" as decisões de remediação devem ser tomadas com base em análise de risco

AValiação dos Valores Orientadores (dos Números)

Incluir parâmetros para radioatividade

OBSERVAÇÕES

PROPOSTA PARA CONTINUIDADE

Definir a metodologia da implantação da rede de monitoramento da qualidade da água sub. p/a lençol freático no Estado de SP

O número de amostras a serem coletadas nos programas de amostragem deve ser representativa do universo (Estado de SP)

Definir como serão utilizados os valores orientativos (linha de corte para controle da CETESB)

Parâmetros: Incluir não metálicos Boro, flureto, nitrato

Inclusão de novos parâmetros analíticos genéricos e específicos (ex: TPH, comp. Carc)

Incluir etilbenzeno

Redefinir valores "R" especificando-os para os diferentes sistemas aquíferos

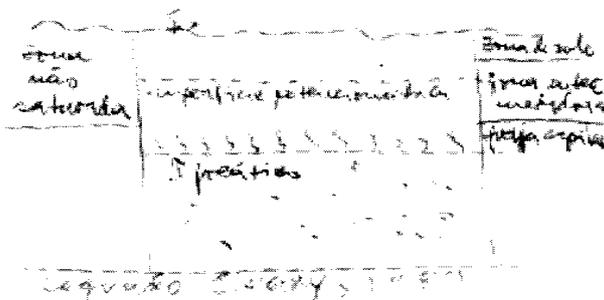
Incluir estudo hidrogeológico e hidrogeoquímico

A seleção dos pontos de monitoramento do lençol freático deve ser baseada na distribuição dos tipos de rocha

Rever as condições hipotéticas admitidas na análise de risco

após revisão do documento, realizar novo fórum de discussão

Figura 5.1 (substituir)



PAINEL 05

TEMA: QUALIDADE DO SOLO

OBSERVAÇÕES

AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA

Manter o limite de detecção do documento com o máximo aceitável

Eliminar dos valores de referência Al, Fe, Mn.

Não é necessário normalizar/corrigir em termos de CTC, pois já está incluído

Excluir a correlação elementos químicos X parâmetros de solo

Ok
Água régia HNO₃ + HCl

Ok
HNO₃ + H₂O₂

Quartil
Ok 75%

AVALIAÇÃO DOS VALORES ORIENTADORES (DOS NÚMEROS)

Ok
Orgânicos

Ok
Inorgânicos

Métodos 3050/51
EPA

PROPOSTA PARA CONTINUIDADE

Desenhar e criar um banco de dados

Definir limites em função da granviometria

Excluir CTC

Considerar apenas profundidade de 0 -20 cm para valores de referência

Classificar os parâmetros de acordo com a sua utilização

Retirar resíduo volátil

Avaliar relação entre teor total X fitodisponível

Mudar PH CaCl₂ para 1:2,5

Aumentar o número de amostras -0 -20 cm cobrindo mais tipos de solo

Avaliar a possibilidade de incluir "P"

Incluir nos valores de referência:
- Dioxinas
- Boro

- Parâmetros para cálculo dos valores de referência
- Parâmetros para modelos Int.

Orgânicos
K₂H₂O₇ + H₂S₀4 sem fator de transferência

Para inorgânicos testar a viabilidade de avaliar os teores lábeis ou biodisponíveis dos elementos (para valores de referência) DTPA

Especificar o significado de cada teor em função do tipo de extração, relacionar com a disponibilização (p/ plantas, águas sub.)



apêndice - B

RESULTADOS ANALÍTICOS

Tabela B-1. Resultados analíticos das variáveis Alumínio, Antimônio, Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Mercúrio, Manganês, Molibdênio, Níquel, Prata, Selênio, Vanádio e Zinco nos diversos tipos de solos e locais amostrados.

Local (*)	Solo (*)	Al mg/kg	Sb mg/kg	As mg/kg	Ba mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Co mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	Fe mg/kg	Hg mg/kg	Mn mg/kg	Mo mg/kg	Ni mg/kg	Ag mg/kg	Se mg/kg	Vn mg/kg	Zn mg/kg
IAC - PIRACICABA	PE1S	38400	<25,0	4,27	70,0	<0,50	20,0	<7,50	24,0	36,60	34850	<0,02	420	<25,0	4,95	<0,50	<0,20	<85,0	32,5
	PE2S	25050	<25,0	3,7	75,0	<0,50	16,5	<7,50	21,0	56,00	35600	<0,02	570	<25,0	4,30	<0,50	<0,20	<85,0	161
	PE3S	38600	<25,0	5,82	63,0	<0,50	18,5	<7,50	25,0	41,80	37850	<0,02	350	<25,0	4,80	<0,50	<0,20	<85,0	36,0
	PE1F	62300	<25,0	6,18	55,0	<0,50	19,5	<7,50	35,0	43,60	49450	<0,02	135	<25,0	8,50	<0,50	<0,20	129	36,5
	PE2F	61500	<25,0	4,35	67,5	<0,50	18,0	<7,50	36,5	37,60	49150	<0,02	140	<25,0	8,00	<0,50	<0,20	117	31,5
	PE3F	57200	<25,0	3,75	52,0	<0,50	17,5	<7,50	34,5	39,40	53600	<0,02	145	<25,0	7,00	<0,50	<0,20	119	62,5
	G1S	18600	<25,0	2,31	76,5	<0,50	17,0	<7,50	16,5	15,10	16400	<0,02	165	<25,0	3,70	<0,50	<0,20	<85,0	22,5
	G2S	16100	<25,0	1,06	70,5	<0,50	21,5	<7,50	16,5	19,10	13150	<0,02	125	<25,0	8,00	<0,50	<0,20	<85,0	22,0
	G3S	18600	<25,0	1,22	65,0	<0,50	18,5	<7,50	17,0	16,10	13450	<0,02	135	<25,0	6,00	<0,50	<0,20	<85,0	21,5
	G1F	34750	<25,0	6,31	99,0	<0,50	20,5	<7,50	21,0	29,60	47900	<0,02	60	<25,0	6,00	<0,50	<0,20	122	44,0
	G2F	34400	<25,0	2,2	102,0	<0,50	23,5	<7,50	17,5	23,50	37700	<0,02	70	<25,0	5,50	<0,50	<0,20	160	44,5
	G3F	33650	<25,0	3,16	94,0	<0,50	17,0	<7,50	21,0	26,50	42850	<0,02	60	<25,0	6,00	<0,50	<0,20	191	23,5
	LE1S	55050	<25,0	4,72	42,0	<0,50	13,5	<7,50	54,5	35,50	90900	0,05	785	<25,0	5,50	<0,50	<0,20	269	39
	LE2S	65700	<25,0	4,59	27,5	<0,50	18,0	9,5	57,0	30,50	86550	0,05	865	<25,0	10,70	<0,50	<0,20	254	40
	LE3S	41900	<25,0	5,49	67,0	<0,50	18,5	<7,50	38,5	25,00	70900	0,04	615	<25,0	2,15	<0,50	<0,20	195	124
	LE1F	79850	<25,0	4,72	39,5	<0,50	12,5	<7,50	72,5	32,00	110500	<0,02	460	<25,0	8,50	<0,50	<0,20	305	39
	LE2F	82600	<25,0	5,12	19,0	<0,50	14,5	<7,50	65,0	25,00	96200	<0,02	415	<25,0	12,30	<0,50	<0,20	275	33
	LE3F	65400	<25,0	5,2	55,0	<0,50	15,0	<7,50	50,0	28,30	86300	<0,02	345	<25,0	4,15	<0,50	<0,20	230	27,5
IAC - ASSIS	LV1S	4750	<25,0	1,97	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	4,00	13,70	10600	<0,02	75	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	3,35
	LV2S	5950	<25,0	1,35	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	7,50	13,10	12650	<0,02	85	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	4,9
	LV3S	9300	<25,0	1,12	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	9,00	11,60	12100	<0,02	90	<25,0	2,80	<0,50	<0,20	<85,0	6,65
	LV1F	13050	<25,0	2,32	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	7,50	19,80	14250	<0,02	95	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	7,5

(*) As abreviações estão descritas no final do texto

continua...

Tabela B-1. Resultados analíticos das variáveis Alumínio, Antimônio, Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Mercúrio, Manganês, Molibdênio, Níquel, Prata, Selênio, Vanádio e Zinco nos diversos tipos de solos e locais amostrados.

Local (*)	Solo (*)	Al mg/kg	Sb mg/kg	As mg/kg	Ba mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Co mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	Fe mg/kg	Hg mg/kg	Mn mg/kg	Mo mg/kg	Ni mg/kg	Ag mg/kg	Se mg/kg	Vn mg/kg	Zn mg/kg
IAC - ASSIS	LV2F	6150	<25,0	1,53	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	8,50	14,70	16300	<0,02	100	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	4,3
	LV3F	6500	<25,0	1,31	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	8,50	13,40	15550	<0,02	110	<25,0	2,40	<0,50	<0,20	<85,0	5,55
	AQ1S	2350	<25,0	<0,20	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	4,00	3,85	800	<0,02	15	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	4,25
	AQ2S	1700	<25,0	<0,20	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	3,00	2,15	550	<0,02	5	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	<1,50
	AQ3S	2250	<25,0	<0,20	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	3,50	4,25	1050	<0,02	30	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	3,2
	AQ1F	2750	<25,0	<0,20	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	5,00	3,95	700	<0,02	15	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	<1,50
	AQ2F	2300	<25,0	<0,20	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	3,50	3,55	500	<0,02	5	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	<1,50
	AQ3F	2850	<25,0	0,23	<10,0	<0,50	<5,00	<7,50	4,00	4,90	800	<0,02	15	<25,0	<2,00	<0,50	<0,20	<85,0	<1,50
IAC - RIBEIRÃO PRETO	TE1S	88100	<25,0	1,19	136,0	<0,50	<5,00	62,7	350,0	51,301	71500	0,04	1830	<25,0	62,50	<0,50	<0,20	741	170
	TE2S	95500	<25,0	0,73	167,0	<0,50	<5,00	65	349,0	55,301	98500	0,03	2330	<25,0	65,50	<0,50	<0,20	752	200
	TE3S	85050	<25,0	0,66	98,5	<0,50	<5,00	56	334,0	48,501	92000	0,03	2090	<25,0	59,50	<0,50	<0,20	818	192
	TE1F	106000	<25,0	0,73	69,5	<0,50	<5,00	61,5	393,0	52,201	96500	<0,02	1490	<25,0	73,50	<0,50	<0,20	780	176
	TE2F	112450	<25,0	1,05	47,0	<0,50	<5,00	49,3	337,0	49,101	93500	<0,02	1540	<25,0	67,00	<0,50	<0,20	817	168
	TE3F	110150	<25,0	0,9	38,5	<0,50	<5,00	50,5	349,0	45,301	84500	<0,02	1450	<25,0	69,00	<0,50	<0,20	736	158
	LR1S	99100	<25,0	1,99	72,0	<0,50	<5,00	27,4	187,0	16,301	66000	<0,02	1070	<25,0	29,60	<0,50	<0,20	582	151
	LR2S	113150	<25,0	2,29	72,0	<0,50	5,5	35	186,0	17,601	77500	0,04	1360	<25,0	28,50	<0,50	<0,20	629	150
	LR3S	96550	<25,0	3,06	38,0	<0,50	8,0	22,1	130,0	28,501	65500	0,04	1060	<25,0	27,50	<0,50	<0,20	626	103
	LR1F	100950	<25,0	1,82	67,0	<0,50	5,5	27	193,0	15,101	71000	<0,02	870	<25,0	29,30	<0,50	<0,20	613	167
	LR2F	117100	<25,0	2,72	31,0	<0,50	<5,00	32,2	183,0	16,301	85000	<0,02	905	<25,0	25,00	<0,50	<0,20	665	147
	LR3F	105650	<25,0	2,59	20,0	<0,50	7,0	15,4	135,0	25,601	69500	<0,02	625	<25,0	27,60	<0,50	<0,20	654	92
PP - REGISTRO	O1S	15750	<25,0	<0,20	82,5	<0,50	21,5	<7,50	16,5	27,50	5100	0,05	70	<25,0	12,90	<0,50	0,42	<85,0	20,5
	O2S	20500	<25,0	<0,20	184,0	<0,50	14,0	<7,50	22,0	18,50	6150	0,08	110	<25,0	9,65	<0,50	0,56	<85,0	24,5

(*) As abreviações estão descritas no final do texto

continua...

Tabela B-1. Resultados analíticos das variáveis Alumínio, Antimônio, Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Mercúrio, Manganês, Molibdênio, Níquel, Prata, Selênio, Vanádio e Zinco nos diversos tipos de solos e locais amostrados.

Local (*)	Solo (*)	Al mg/kg	Sb mg/kg	As mg/kg	Ba mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Co mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	Fe mg/kg	Hg mg/kg	Mn mg/kg	Mo mg/kg	Ni mg/kg	Ag mg/kg	Se mg/kg	Vn mg/kg	Zn mg/kg
PP - REGISTRO	O3S	43250	<25,0	0,82	85,5	<0,50	19,0	<7,50	38,5	24,00	5300	0,07	30	<25,0	10,5	<0,50	0,42	<85,0	26
	O1F	14600	<25,0	0,23	112,5	<0,50	10,5	<7,50	22,0	21,00	3150	<0,02	40	<25,0	9,50	<0,50	0,3	<85,0	35
	O2F	15900	<25,0	<0,20	223,0	<0,50	13,5	<7,50	29,5	31,00	3150	<0,02	65	<25,0	25,5	<0,50	0,2	<85,0	90,5
	O3F	39200	<25,0	0,29	92,5	<0,50	16,0	<7,50	35,5	30,50	4450	<0,02	20	<25,0	14	<0,50	<0,20	<85,0	34,5
IAC - PARIQUERA AÇU	C1S	18750	<25,0	0,58	127	<0,50	12	11,4	20	39,70	21950	0,06	585	<25,0	21,5	15,4	0,36	<85,0	59
	C2S	29150	<25,0	0,82	108	<0,50	14	12,4	23	47,30	26000	0,07	450	<25,0	26,7	<0,50	<0,20	<85,0	65
	C3S	37000	<25,0	1,1	134	<0,50	19,5	12,8	27,5	59,50	35350	0,08	530	<25,0	30,8	<0,50	0,29	<85,0	77
	C1F	32300	<25,0	0,68	104	<0,50	12	13,3	24,5	47,90	25850	0,06	465	<25,0	29,5	<0,50	0,25	<85,0	68
	C2F	30050	<25,0	0,75	109	<0,50	12	11	25	52,70	27900	0,06	380	<25,0	29,6	<0,50	0,28	<85,0	69,5
	C3F	31600	<25,0	0,93	110	<0,50	13	10,3	25,5	53,00	30550	0,07	390	<25,0	29,5	<0,50	0,29	<85,0	77
IF - CAMPOS DO JORDÃO	L1S	73900	—	2,53	26,5	—	21,5	—	20,5	74700	58900	0,05	160	—	3,85	—	0,31	—	15,7
	L2S	82950	—	2,48	112	—	22,5	—	14,5	50850	54900	0,04	300	—	10,5	—	0,33	—	17,3
	L3S	50800	—	1,29	39,5	—	17	—	8,5	20,60	26100	< 0,02	110	—	7,65	—	< 0,20	—	13,1
	L1F	98350	—	2,17	23,5	—	19,5	—	27,5	88850	84200	0,07	270	—	16,8	—	0,5	—	16,8
	L2F	70700	—	2,56	101	—	20,5	—	13	172,50	37800	0,08	145	—	< 2,0	—	0,42	—	7,6
	L3F	55650	—	1,32	48,5	—	21	—	10	13,20	24700	< 0,02	110	—	5,35	—	0,27	—	15
IZ - PINDAMO-NHANGABA	A1S	8200	—	1,73	11	—	6,5	—	6	14,40	2050	0,07	90	—	4,5	—	0,35	—	11,1
	A2S	7200	—	2,29	31	—	8,5	—	6,5	11,00	9650	0,06	330	—	< 2,0	—	0,35	—	14,1
	A1F	7250	—	0,93	17,5	—	8	—	7	8,10	1508	0,08	100	—	< 2,0	—	< 0,20	—	5,9
	A2F	5550	—	1,1	22	—	< 5,0	—	4,5	8,00	6000	0,07	160	—	< 2,0	—	0,26	—	10,3
	LV3S	7750	—	3,51	17,5	—	< 5,0	—	4,5	8,85	7350	0,04	275	—	< 2,0	—	0,27	—	6,8
	LV3F	22150	—	6,04	31,5	—	< 5,0	—	9	23,40	20400	0,05	190	—	6,45	—	0,38	—	43,2

(*) As abreviações estão descritas no final do texto

continua...

Tabela B-1. Resultados analíticos das variáveis Alumínio, Antimônio, Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cobalto, Cobre, Cromo, Ferro, Mercúrio, Manganês, Molibdênio, Níquel, Prata, Selênio, Vanádio e Zinco nos diversos tipos de solos e locais amostrados.

Local (*)	Solo (*)	Al mg/kg	Sb mg/kg	As mg/kg	Ba mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Co mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	Fe mg/kg	Hg mg/kg	Mn mg/kg	Mo mg/kg	Ni mg/kg	Ag mg/kg	Se mg/kg	Vn mg/kg	Zn mg/kg
HFF - RIO CLARO	PV1S	7700	—	0,98	10,5	—	< 5,0	—	5	17,20	10700	< 0,02	165	—	2,05	—	< 0,20	—	6,15
	PV2S	5250	—	0,88	14	—	< 5,0	—	4,5	4,30	4950	0,02	155	—	1,55	—	< 0,20	—	7
	PV3S	4150	—	0,81	12	—	< 5,0	—	4	4,65	3950	< 0,02	225	—	1,75	—	< 0,20	—	3,3
	PV1F	28800	—	2,66	17,5	—	< 5,0	—	11	11,00	22400	< 0,02	115	—	4,2	—	< 0,20	—	22,6
	PV2F	17200	—	1,46	26,5	—	9,5	—	9,5	8,00	13250	< 0,02	120	—	2,45	—	< 0,20	—	8,3
	PV3F	21900	—	2,45	19,5	—	7,5	—	11	9,45	13150	< 0,02	160	—	4,5	—	0,23	—	10
PP - SÃO CARLOS	LV1S	98550	—	12,7	7	—	10,5	—	34,5	51,20	82350	0,06	280	—	6,5	—	< 0,20	—	27,8
	LV2S	82600	—	12,4	12	—	9,5	—	22	47,40	77800	0,03	240	—	3,55	—	< 0,20	—	16,2
	LV3S	67350	—	8,12	10	—	< 5,0	—	19	31,20	48400	0,04	250	—	8	—	< 0,20	—	23,8
	LV1F	114250	—	16,6	7,5	—	5,5	—	31	33,00	77900	0,03	235	—	2,2	—	< 0,20	—	14,9
	LV2F	82650	—	17,6	6,5	—	< 5,0	—	21	46,40	110500	0,05	245	—	4,55	—	< 0,20	—	17,5
	LV3F	69300	—	9,62	5	—	12,5	—	15,5	28,10	51000	0,03	235	—	2,75	—	< 0,20	—	10,5
	P1S	38900	—	0,62	45,5	—	14,5	—	7,5	16,50	28550	0,06	500	—	7,95	—	0,38	—	56,2
	P2S	25250	—	0,46	35	—	10	—	5	9,40	21600	0,05	465	—	4,25	—	0,3	—	39,5
	P3S	10350	—	0,96	30	—	7,5	—	3	2,80	13450	0,03	380	—	< 2,0	—	0,35	—	34,7
	P1F	54500	—	0,33	60	—	16	—	9,5	18,50	32400	0,03	430	—	10,8	—	< 0,20	—	51,2
	P2F	23850	—	0,5	34	—	14,5	—	4	7,35	26250	0,05	380	—	2,4	—	< 0,20	—	39,4
	P3F	8650	—	1,23	34,5	—	< 5,0	—	3,5	2,80	9900	< 0,02	310	—	< 2,0	—	< 0,20	—	29,7

(*) As abreviações estão descritas no final do texto

Tabela B-2. Resultados analíticos para as variáveis Umidade, Resíduo Volátil, Matéria Orgânica, pH, Areia, Silte, Argila e CTC, nos diversos tipos de solos e locais amostrados.

Local (*)	Solo (*)	Umidade %	Res. Volátil %	Mat.Org. %	pH	Areia %	Silte %	Solo (*)	CTC meq/100cm ³
IAC PIRACICABA	PE1S	16,61	6,35	2,18	4,46	41	15	44	10,40
	PE2S	15,30	6,78	2,62	4,99	45	21	34	8,80
	PE3S	18,13	7,90	2,64	4,71	37	17	46	11,30
	PE1F	20,89	7,81	0,79	4,25	20	15	65	18,00
	PE2F	20,99	7,91	2,45	4,43	18	11	71	15,40
	PE3F	21,85	7,88	0,72	4,6	20	15	65	15,80
	G1S	20,05	6,30	12,70	4,85	45	27	28	9,20
	G2S	20,48	4,96	2,15	4,11	29	34	37	8,30
	G3S	17,82	4,71	1,92	4,19	39	31	30	8,65
	G1F	23,17	6,12	1,26	4,57	23	18	59	13,90
	G2F	20,01	5,98	1,00	4,52	23	20	57	11,10
	G3F	19,99	5,57	0,36	4,51	34	20	46	11,30
	LE1S	17,31	11,07	2,09	4,28	27	15	58	13,20
	LE2S	16,77	10,43	2,20	4,52	18	15	67	11,20
	LE3S	16,19	10,60	2,70	4,46	24	18	58	13,60
	LE1F	18,35	10,34	1,08	4,32	17	13	70	11,40
	LE2F	18,44	10,03	1,26	4,84	14	15	71	7,10
	LE3F	18,67	10,35	1,84	4,41	14	15	71	12,90
IAC ASSIS	LV1S	7,4	2,92	1,41	3,93	82	4	14	5,30
	LV2S	8,09	3,64	1,86	3,95	82	4	14	7,40
	LV3S	8,2	3,61	2,53	4,12	80	8	12	7,40
	LV1F	7,88	2,19	0,58	4,01	78	4	18	3,00
	LV2F	8,66	4,57	0,72	4	76	6	18	5,00
	LV3F	8,47	2,37	0,48	4	76	6	18	4,20
	AQ1S	4,54	1,53	1,12	3,87	94	2	4	3,30
	AQ2S	3,39	1,16	0,76	3,86	90	2	8	3,30
	AQ3S	4,13	1,45	0,97	4,06	88	2	10	4,64
	AQ1F	8,24	0,94	0,39	3,95	88	4	8	3,20
	AQ2F	3,25	5,89	0,43	3,97	90	4	6	3,43
	AQ3F	9,42	1,13	0,33	4	90	2	8	3,14
IAC RIBEIRÃO PRETO	TE1S	20,23	12,59	3,64	5,79	4	25	71	20,49
	TE2S	18,38	12,89	2,30	5,72	6	28	66	19,94
	TE3S	19,57	11,54	2,35	5,5	9	23	68	18,72
	TE1F	18,94	10,98	1,48	5,9	3	21	76	12,29
	TE2F	19,08	10,39	1,42	5,82	2	22	76	13,16
	TE3F	20,62	11,29	1,16	5,79	2	17	81	10,60

(*) As abreviações estão descritas no final do texto

continua...



Tabela B-2. Resultados analíticos para as variáveis Umidade, Resíduo Volátil, Matéria Orgânica, pH, Areia, Silte, Argila e CTC, nos diversos tipos de solos e locais amostrados.

Local (*)	Solo (*)	Umidade %	Res. Volátil %	Mat.Org. %	pH	Areia %	Silte %	Solo (*)	CTC meq/100cm ³
IAC PIRACICABA	LR1S	16,09	11,64	2,25	4,78	11	20	69	15,24
	LR2S	28,45	16,57	5,30	5,7	17	22	61	16,85
	LR3S	19,75	14,49	3,57	6,15	10	21	69	17,06
	LR1F	19,98	9,39	0,79	5,33	4	19	77	6,31
	LR2F	18,1	12,42	1,35	5,25	13	18	69	6,34
	LR3F	20,71	11,68	0,96	5,3	9	17	74	4,31
	O1S	77,21	68,07	12,90	3,46	59	17	24	56,93
	O2S	75,02	65,62	23,30	3,72	56	15	29	57,20
	O3S	58,55	48,06	12,10	3,56	32	19	49	55,67
	O1F	89,21	81,49	1,46	4,04	71	18	11	36,36
	O2F	89,33	78,04	38,90	4,33	71	20	9	33,54
	O3F	84,21	55,21	14,60	3,87	49	15	36	44,90
	C1S	30,62	8,28	2,23	4,87	22	41	37	19,11
	C2S	32,02	8,24	1,77	4,48	13	46	41	19,12
	C3S	33,99	11,30	2,70	4,34	5	39	56	22,02
	C1F	23,95	4,63	1,04	4,57	31	43	26	8,45
	C2F	25,41	5,40	0,51	4,66	33	43	24	8,42
	C3F	25,32	4,79	0,34	4,59	23	45	32	8,27
IF CAMPOS DO JORDÃO	L1S	36,68	22,60	14,04	4,24	42	17	41	19,23
	L2S	25,18	16,87	8,84	4,07	38	10	52	16,07
	L3S	26,64	14,06	7,10	4	29	20	51	21,26
	L1F	20,83	17,10	2,74	4,72	37	14	49	6,74
	L2F	17,83	15,22	1,08	4,71	38	24	38	3,75
	L3F	18,6	10,76	4,50	4,46	33	16	51	15,50
IZ PINDAMO- NHANGABA	A1S	23,79	12,53	9,12	3,93	56	6	38	28,78
	A2S	14,05	9,14	4,88	4,3	45	13	42	20,08
	A1F	20,19	6,80	2,60	4,14	54	6	40	25,70
	A2F	11,17	4,01	0,50	4,17	62	10	28	9,63
	LV3S	11,4	7,78	4,82	4,34	58	8	34	20,10
	LV3F	15,33	8,32	1,02	4,25	33	4	63	19,38
HFF RIO CLARO	PV1S	8,17	2,96	2,76	4,51	80	6	14	8,51
	PV2S	7,33	2,05	1,44	4,5	80	6	14	6,81
	PV3S	5,58	1,89	1,62	4,33	84	6	10	6,20
	PV1F	11,51	4,68	1,72	4,17	66	6	28	8,30
	PV2F	13,38	3,32	1,52	4,04	68	8	24	14,32
	PV3F	10,12	3,49	1,28	4,05	70	4	26	11,44

(*) As abreviações estão descritas no final do texto

continua...



Tabela B-2. Resultados analíticos para as variáveis Umidade, Resíduo Volátil, Matéria Orgânica, pH, Areia, Silte, Argila e CTC, nos diversos tipos de solos e locais amostrados.

Local (*)	Solo (*)	Umidade %	Res. Volátil %	Mat.Org. %	pH	Areia %	Silte %	Solo (*)	CTC meq/100cm ³
PP SÃO CARLOS	LV1S	25,26	23,66	9,92	4,45	20	6	74	25,89
	LV2S	27,97	21,99	10,56	4,42	21	12	67	19,23
	LV3S	24,28	19,09	3,30	4,37	15	6	79	11,75
	LV1F	21,63	14,93	2,70	4,43	20	7	73	8,67
	LV2F	23,05	15,81	7,16	4,35	41	6	53	19,45
	LV3F	21,62	12,90	1,88	4,23	36	2	62	9,34
IAC - P1, P2 IF - P3 UBATUBA	P1S	28,02	11,27	5,52	3,91	56	8	36	16,25
	P2S	24,64	8,86	16,13	4,06	62	12	26	17,79
	P3S	17,51	6,36	7,06	4,34	78	6	16	19,85
	P1F	22,08	6,88	0,32	4,5	64	12	24	6,39
	P2F	15,37	5,45	0,62	4,62	74	8	18	5,60
	P3F	10,68	1,82	0,32	3,94	90	2	8	4,60

(*) As abreviações estão descritas no final do texto

Descrição das abreviações utilizadas na identificação das amostras

Tipos de Solos:

TE : Terra Roxa Estruturada
 PE : Podzólico Vermelho Escuro
 PV : Podzólico Vermelho Amarelo
 P : Podzol
 LE : Latossolo Vermelho Escuro
 LV : Latossolo Vermelho Amarelo
 LR : Latossolo Roxo
 AQ : Areia Quartzosa
 C : Cambissolo
 G : Gleissolo
 L : Litossolo
 A : Solo Aluvionar
 O : Solo Orgânico

Profundidade:

S : profundidade 1 (0 – 20 cm)
 F : profundidade 2 (80 – 100 cm)

Repetição:

2
3



Local das amostragens:

Piracicaba	: Instituto Agronômico de Campinas
Assis	: Instituto Agronômico de Campinas
Ribeirão Preto	: Instituto Agronômico de Campinas / Instituto Florestal
Pariquera-Açú	: Instituto Agronômico de Campinas / propriedade particular (polders de Registro)
Rio Claro	: Horto Florestal da FEPASA
Campos do Jordão	: Instituto Florestal
Ubatuba	: Instituto Florestal
Pindamonhangaba	: Instituto de Zootecnia
São Carlos	: Propriedade particular na estrada São Carlos – Analândia

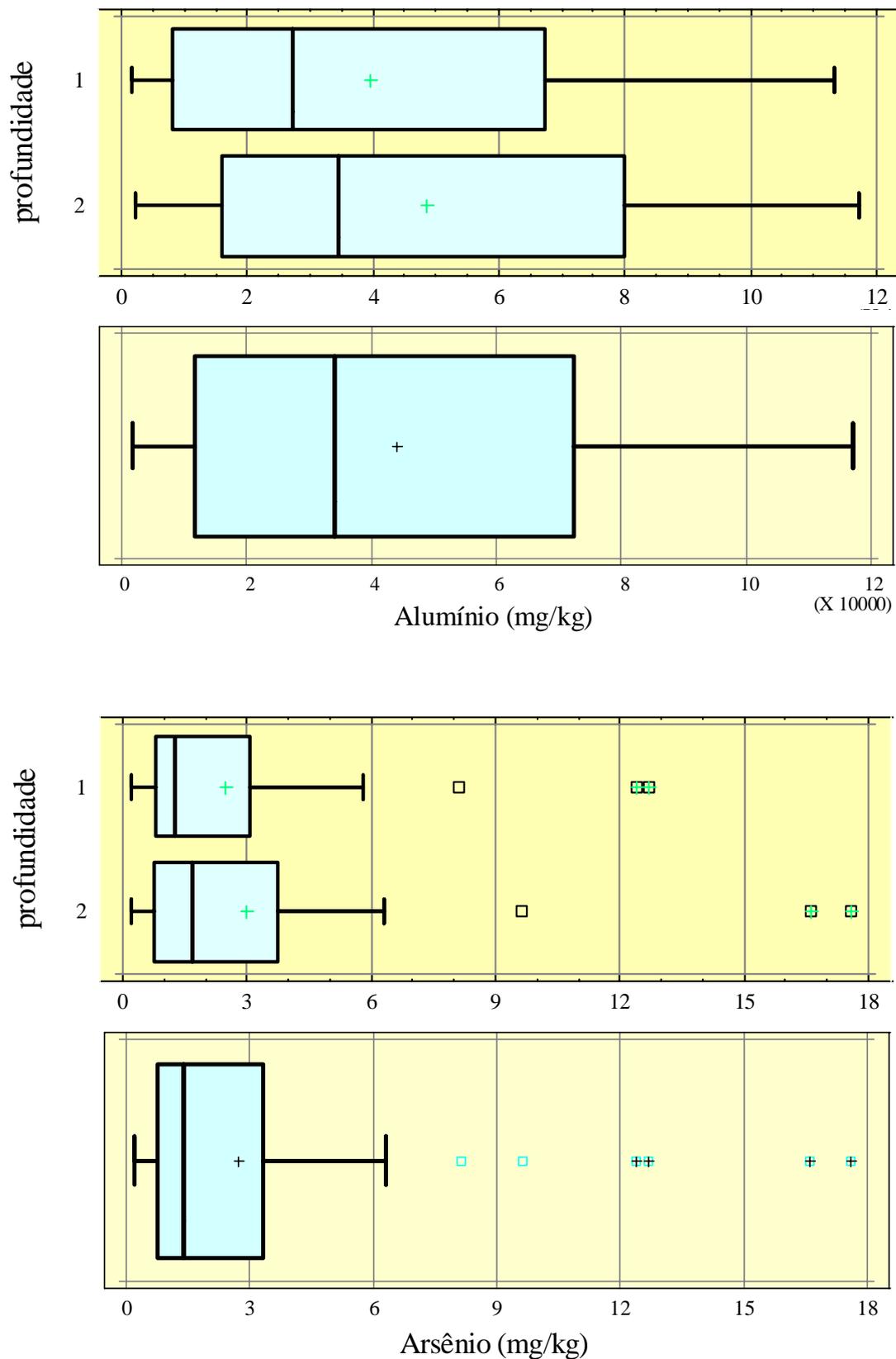


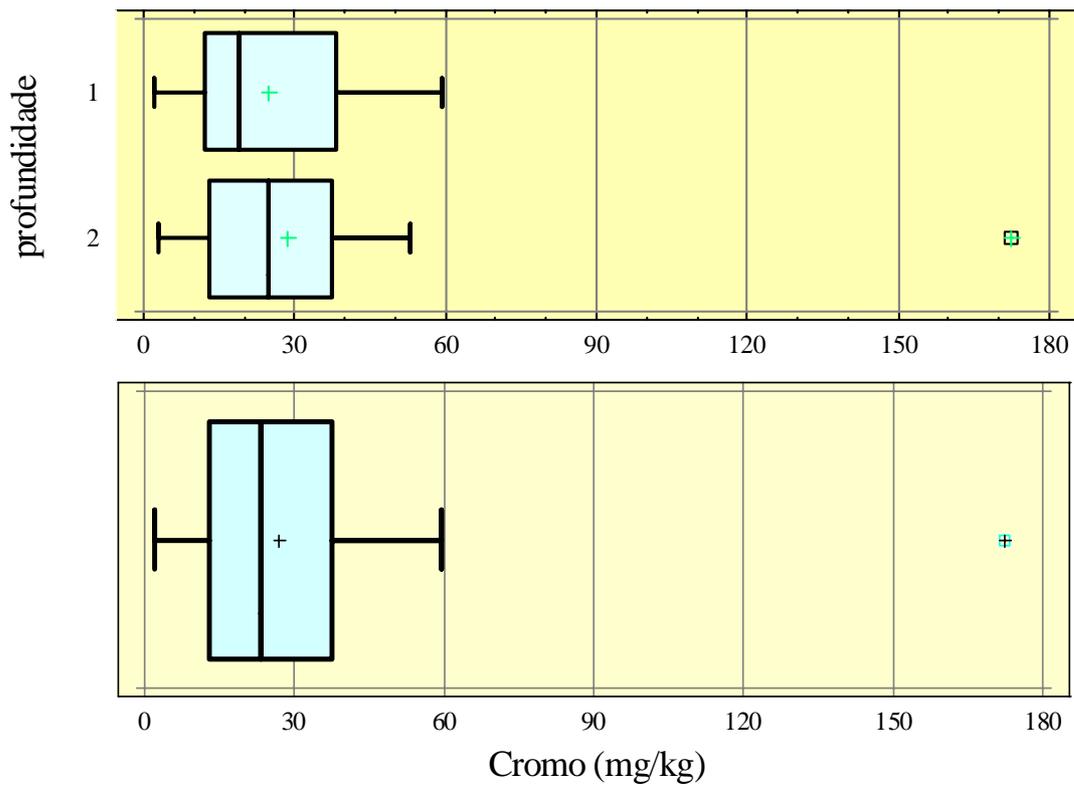
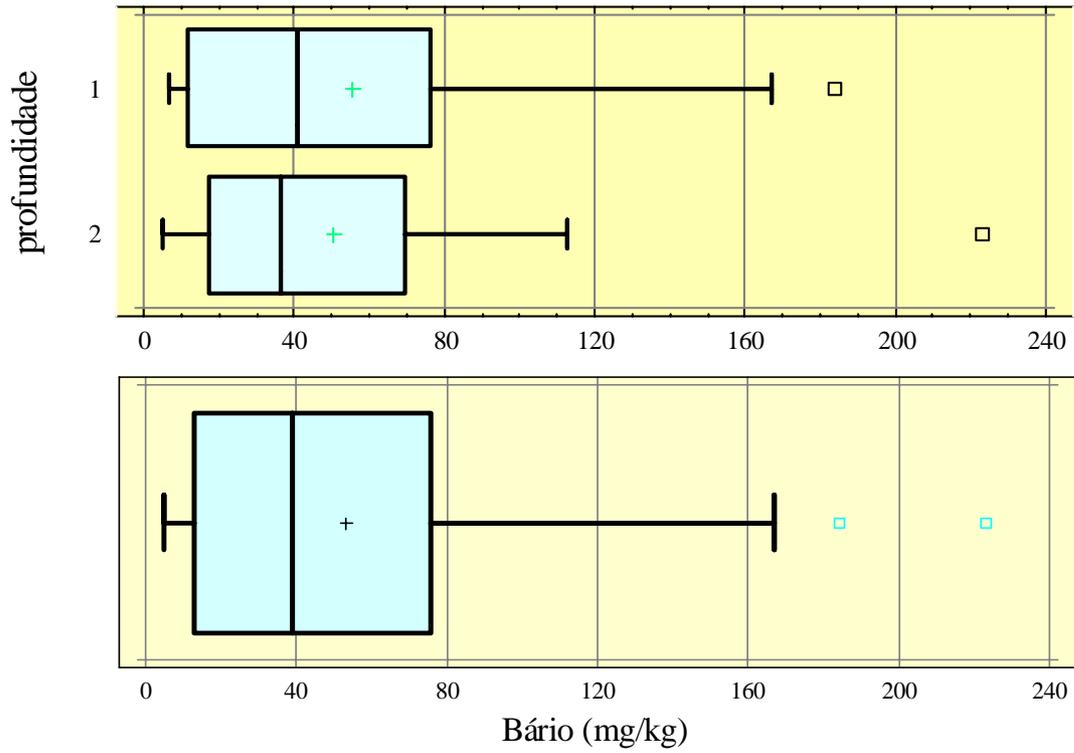
apêndice - C

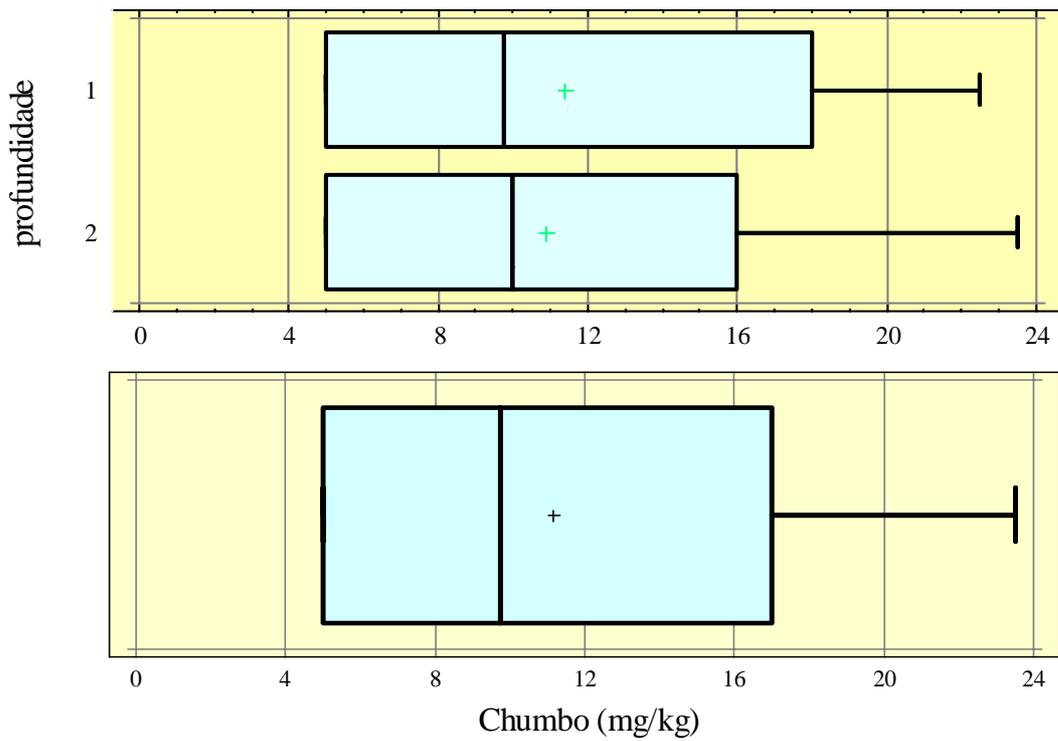
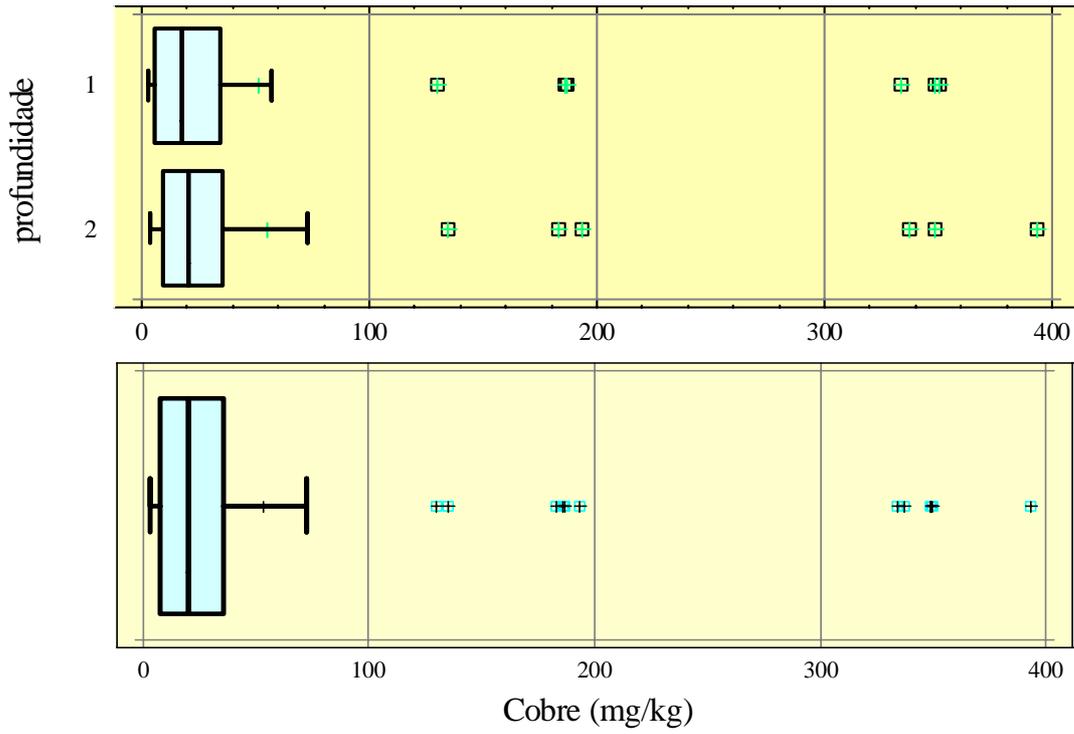
TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS:

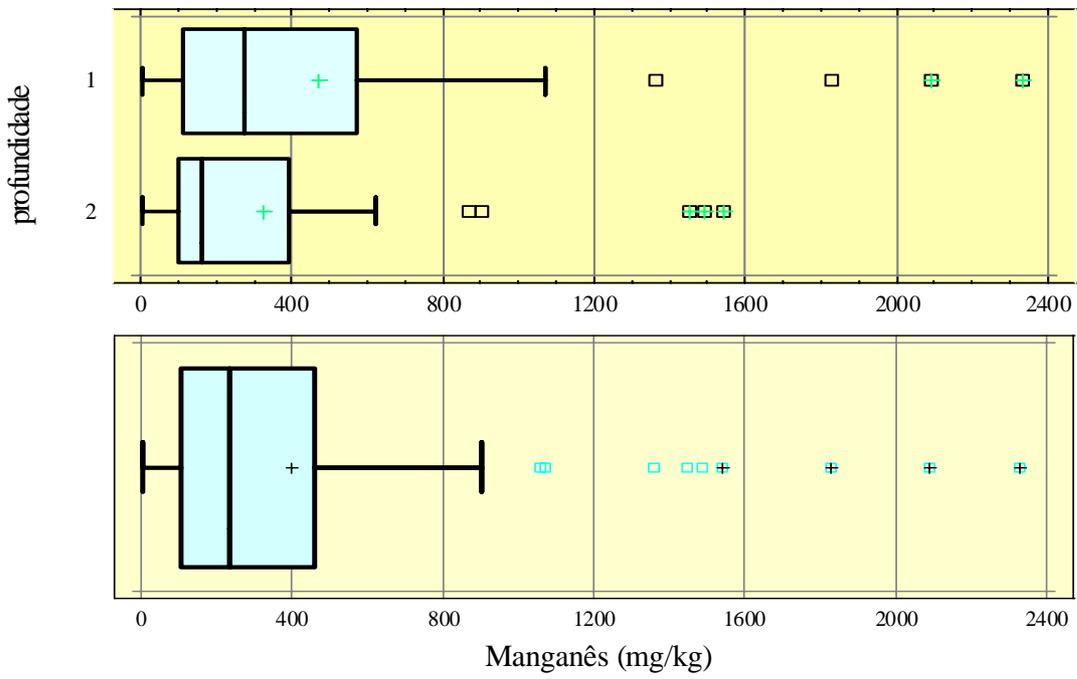
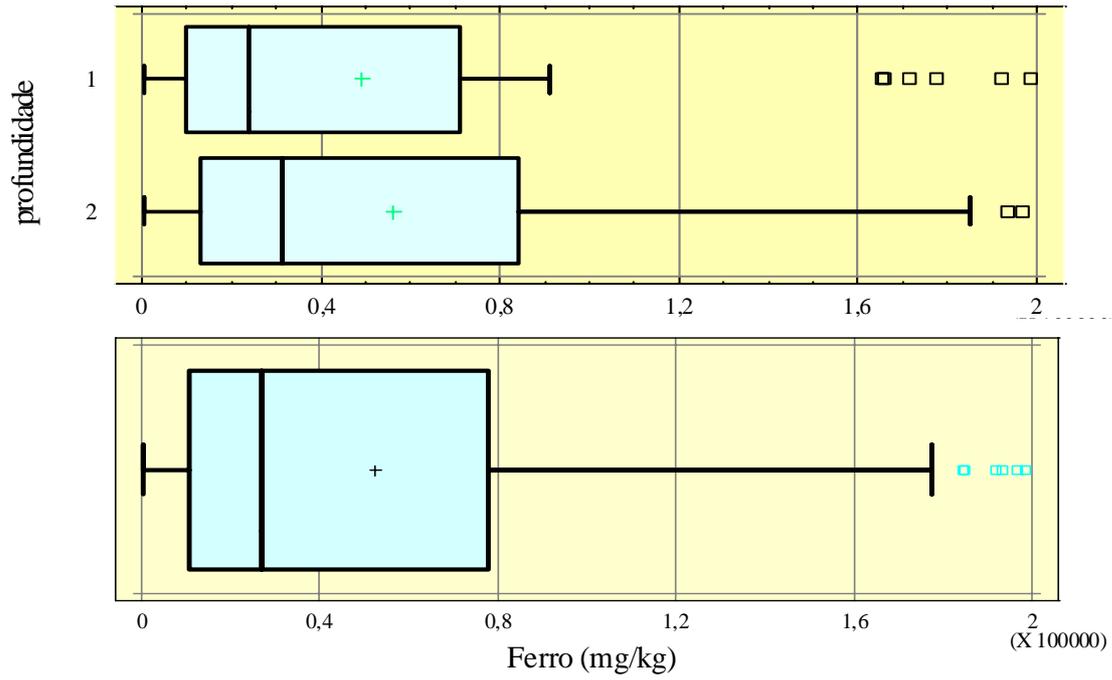
GRÁFICOS DO TIPO BOX-PLOT
TESTE ANOVA

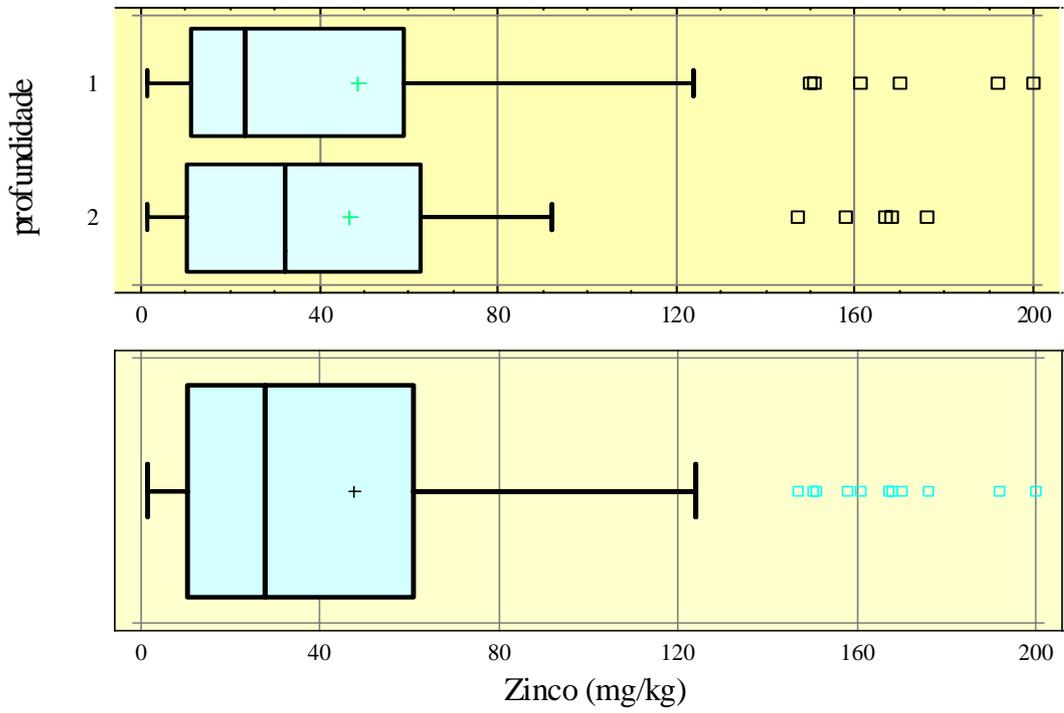
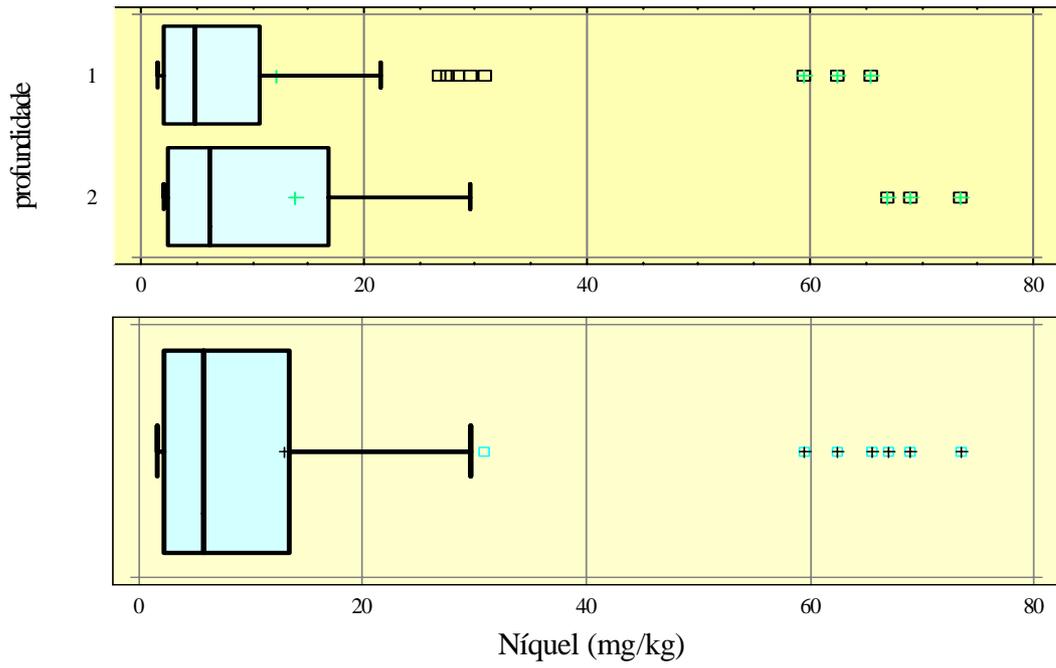
Figura C.1. Gráficos "box-plot", para os metais em amostras de superfície (1), subsuperfície (2) e em conjunto.

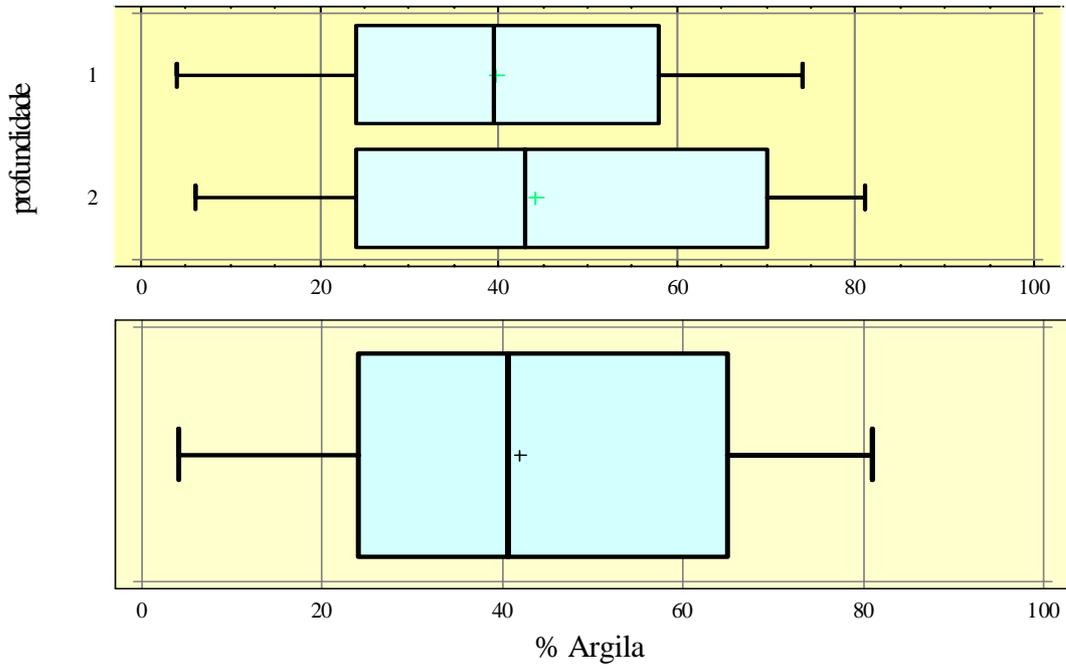
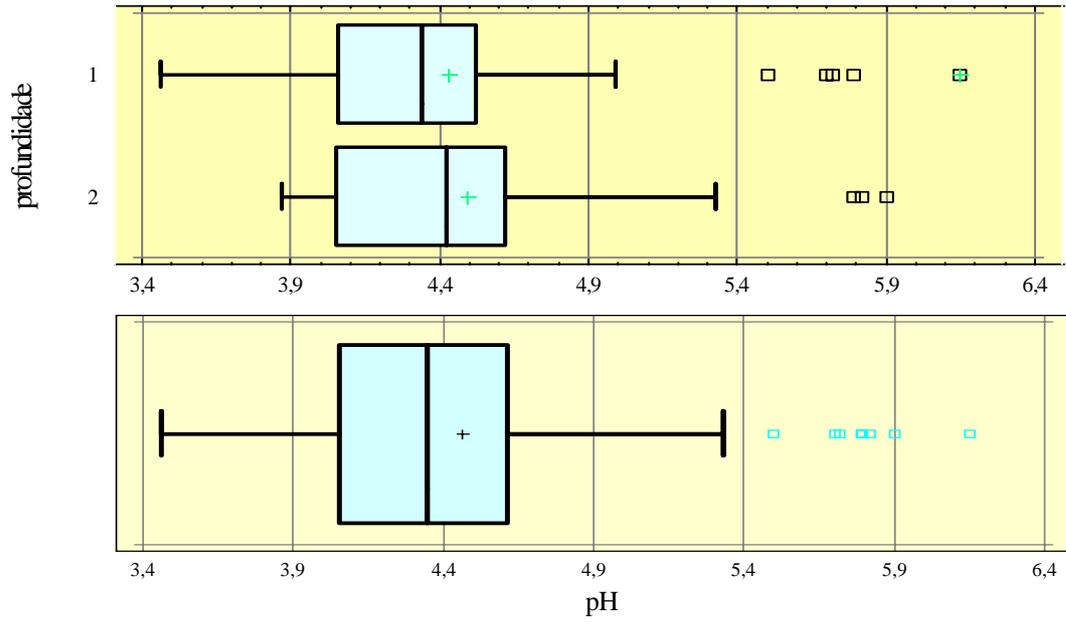


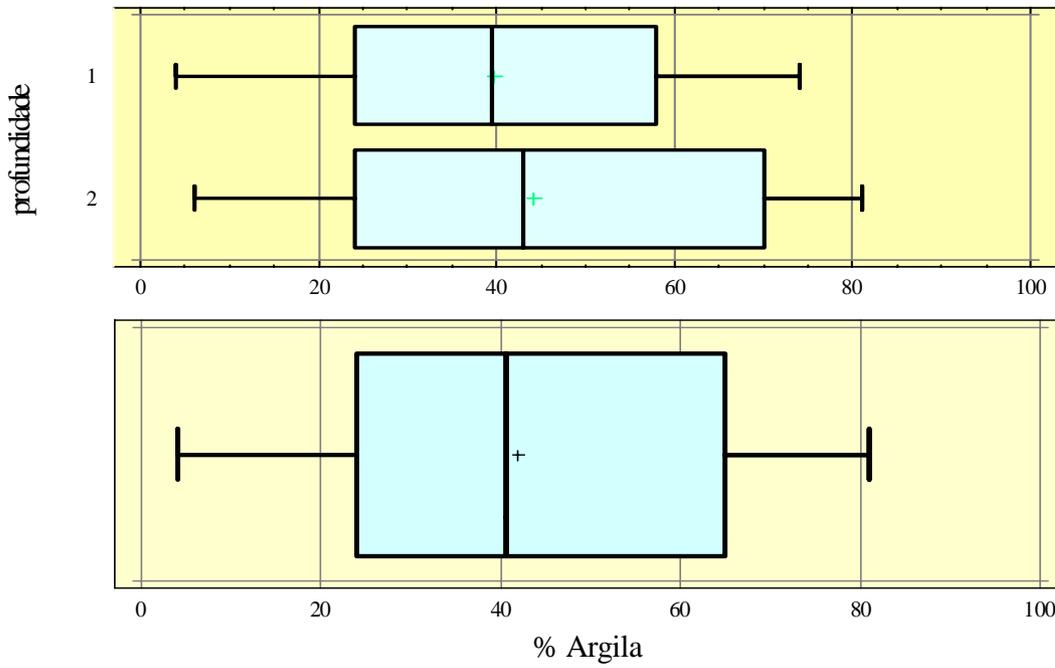
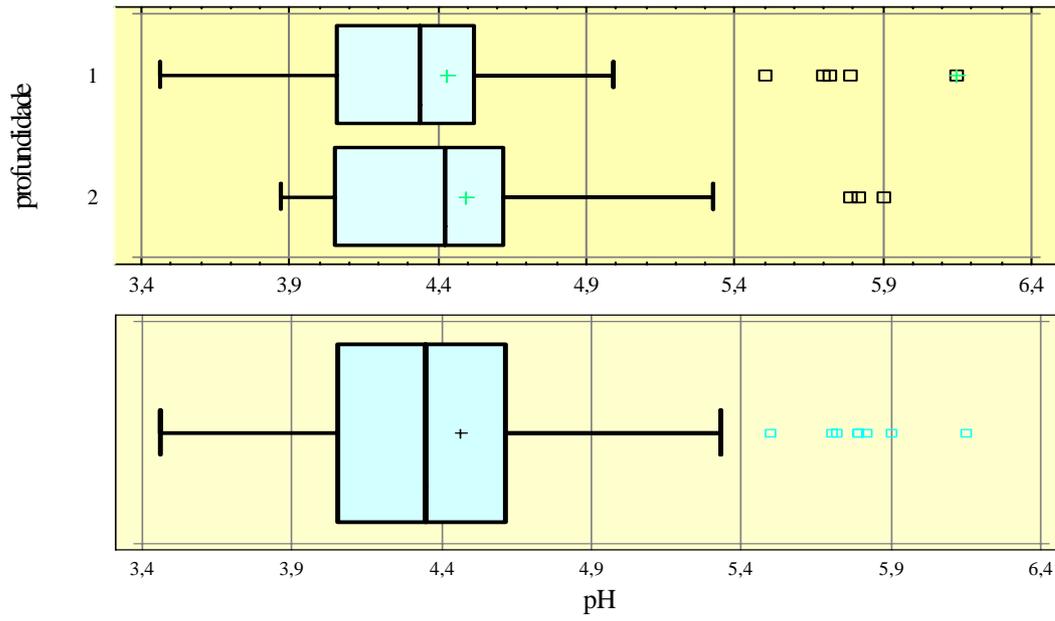












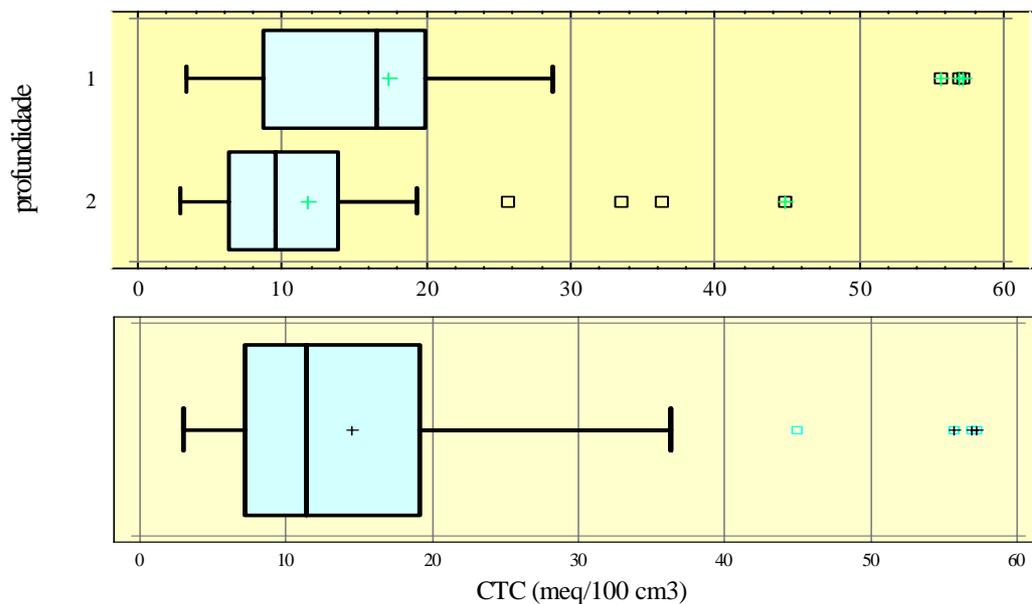


Tabela C.1. Resultados do teste Anova para as variáveis que apresentaram diferenças estatísticas entre as profundidades amostradas pelo teste Kruskal-Wallis.

Transformação	Matéria Orgânica*	CTC*
	Ln	Ln
F	34,47	7,71
p	0,00	0,007

Ln = logaritmo natural

* existe diferença estatisticamente significativa entre as profundidades ($p \leq 0,05$)



apêndice - D

TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS:

ANÁLISE MULTIVARIADA

Resultados dos Testes e Métodos Estatísticos Utilizados para a Análise de Regressão

Segundo a revisão apresentada por MATOS (1995) as características do solo citadas como de melhores correlações para adsorção de cádmio são o pH, teor de matéria orgânica, a CTC e a superfície específica. O chumbo correlaciona-se melhor com o teor de argila, pH, soma de bases ou cálcio trocável. Com o cobre foram pH, soma de bases ou cálcio trocável, teor de matéria orgânica e CTC, enquanto para o zinco foram o pH, CTC, superfície específica e com os óxidos de ferro amorfos.

Korte *et al.*, 1976 *apud* MATOS (1995) cita que obteve modelos, com as variáveis teor de argila, superfície específica, teor de óxidos de ferro livre e carbonatos, explicando de 83 a 94% da variação na adsorção de cádmio, zinco, níquel e cromo; KING (1988) verificou que as variáveis que melhor explicavam em modelos de regressão a adsorção de metais pesados foram o pH, teores de óxidos de ferro e a argila.

A análise multivariada, realizada pela CETESB, teve como objetivo derivar as concentrações de metais, nos diferentes tipos de solos do Estado de São Paulo, a partir de parâmetros do solo. Desta forma, os metais foram considerados como variáveis dependentes, descritos por outras variáveis independentes ou explicativas, a saber: resíduo volátil, matéria orgânica, óxidos de ferro, de manganês e de alumínio, pH, CTC, e granulometria.

A análise estatística selecionada foi a regressão passo a passo ou “*Stepwise*” que é uma combinação dos métodos de regressão múltipla, permitindo a cada passo uma avaliação das variáveis incorporadas no modelo, no passo anterior (VALENTIN, 1996). Em cada passo, uma análise de significância das variáveis é efetuada, sendo eliminada a variável menos significativa. Este processo é repetido até que nenhuma das variáveis independentes testadas seja eliminada do modelo (KLEINBAUM *et al.*, 1988).

Analisou-se, algumas possibilidades de agrupamento de dados, mantendo ou excluindo os extremos superiores apontados nos gráficos “box-plot”, apresentados no Apêndice C. Este procedimento gerou as seguintes matrizes de agrupamento de dados, para efeito das análises de regressão realizadas:

- matriz 1 = conjunto total de dados das 2 profundidades;
- matriz 2 = conjunto de dados das 2 profundidades, excluídos os extremos superiores.

Para avaliação da forma de distribuição dos dados, utilizou-se os testes de Skewness e Kurtosis, cujos resultados são apresentados na Tabela D.1. Estes testes indicam o grau de desvio ou afastamento de uma distribuição de dados da simetria ou da normalidade, por meio da avaliação da tendência central, dispersão e forma de distribuição, esta última por meio do coeficiente de assimetria (“Skewness”) e do coeficiente de achatamento (“Kurtosis”). Valores destes coeficientes fora da faixa de -2 a $+2$ indicam um desvio significativo da normalidade.

Não foi possível realizar esta análise estatística para antimônio, cádmio, cobalto, chumbo, molibdênio, prata, mercúrio, selênio e vanádio, devido o número de amostras com resultados abaixo do limite de detecção do método analítico (LD). Uma tentativa de regressão foi efetuada para bário, com resultados insatisfatórios. Assim os metais (variáveis dependentes) considerados na análise de regressão foram alumínio, arsênio, cromo, cobre, ferro, manganês, níquel e zinco.

Como as variáveis independentes CTC e matéria orgânica apresentaram diferenças estatisticamente significativas, entre as duas profundidades amostradas, Tabela C.1 do Apêndice C, elas foram eliminadas da análise de regressão. Selecionou-se como representante da granulometria a fração argila, por esta formar importantes sítios de ligação para os metais.

Nenhuma das variáveis apresentou distribuição normal, indicando a necessidade de transformação das mesmas através de funções matemáticas, uma vez que o modelo utilizado na análise



de regressão (passo a passo ou “stepwise”) pressupõe uma distribuição normal dos dados. As transformações testadas foram o logaritmo natural, a raiz quadrada e, no caso da argila, o arcoseno da raiz quadrada. O parâmetro pH é uma exceção por se tratar de uma variável já expressa por uma função logarítmica. As transformações selecionadas para análise de regressão são aquelas destacadas em negrito nesta mesma tabela.

Foi realizada uma análise preliminar das inter-relações entre variáveis, do tipo paramétrico - correlação simples (coeficiente de Pearson), eliminando-se as variáveis independentes cujos coeficientes de correlação r com os metais não apresentaram um nível de significância aceitável, de acordo com o modelo (nível de significância $p \leq 0,05$). Os resultados dos testes de correlação são apresentados na Tabela D.2.

A simplificação do modelo, quanto a profundidade de amostragem e o número de variáveis independentes participantes, diminui o risco de erro. Sendo assim, selecionou-se a porcentagem de argila, resíduo volátil e pH como variáveis independentes para efeito de regressão .

Os resultados das análises de regressão passo a passo (*Stepwise*), são apresentados nas Tabela D.3 e D.4.

A Tabela D.4 mostra para cada matriz testada, as variáveis independentes que participaram do modelo formulado, com os respectivos R^2 ajustados, os quais representam o quanto em porcentagem a variação da concentração do metal é descrita pelas variáveis independentes.

Tabela D.1. Resultados dos testes de Skewness e Kurtosis para os dados analíticos e suas transformações matemáticas- variáveis dependentes e independentes.

Variáveis		Coeficientes para os Dados Originais		Coeficientes para os Dados Transformados							
				Matriz 1				Matriz 2			
				LN		RQ		LN		RQ	
		Sk	Kur	Sk	Kur	Sk	Kur	Sk	Kur	Sk	Kur
Dependentes	Alumínio	2,17	-1,87	-2,39	-1,13	0,31	-2,35	-2,39	-1,13	0,31	-2,35
	Arsênio	9,77	14,40	-0,28	-0,88	4,81	3,36	-0,45	-0,80	4,94	4,67
	Bário	4,81	3,32	-0,67	-2,17	1,81	-1,10	-0,67	-2,17	1,76	1,10
	Cromo	12,20	35,42	-2,06	0,08	3,10	5,07	-2,78	-0,30	-0,22	-1,79
	Cobre	9,53	10,27	2,06	-0,25	6,99	4,98	-0,33	-1,82	2,06	-0,38
	Ferro	5,12	1,16	-2,55	-0,01	2,50	-1,00	-2,55	-0,01	2,50	-1,00
	Manganês	8,20	9,03	-2,17	1,14	4,00	1,81	-2,84	1,54	2,80	0,60
	Níquel	8,21	8,07	2,13	-1,39	5,22	2,25	1,59	-1,81	3,50	-0,40
Zinco	5,70	2,23	-1,22	-0,80	3,1	-0,38	-1,22	-0,80	3,0	-0,30	
Independentes	pH	4,51	2,26	—	—	—	—	—	—	—	—
	Fração Argila	0,06	-2,51	-3,29	-0,21	-1,36	-1,99	-3,29	-0,21	-1,36	-1,99
	Resíduo Volátil	11,40	17,21	0,54	1,15	7,06	7,91	-2,85	0,21	-0,0005	-0,88

Matriz 1 - com todos os dados

Matriz 2 - sem dados extremos superiores

LN – Logaritmo natural

RQ – Raiz Quadrada

SK – Coeficiente de assimetria (Skewness)

Kur – Coeficiente de achatamento (Kurtosis)

Negrito – transformações adotadas na análise de regressão



Tabela D.2. Resultados das análises de correlação r de Pearson.

Variáveis	SQRT(Al)	LOG(As)	LOG(Cr)	LOG(Cu)	LOG(Fe)	LOG(Mn)	LOG(Ni)	LOG(Zn)
sqrt(argila)	0,8838	0,6583	0,6812	0,7711	0,8367	0,6387	0,5652	0,6621
	-81	-81	-81	-81	-81	-81	-81	-81
	0	0	0	0	0	0	0	0
Log (resíduo volátil)	0,5345	0,1351	0,5745	0,5018	0,3564	0,2610	0,4908	0,5271
	-81	-81	-81	-81	-81	-81	-81	-81
	0	0,2293	0	0	0,0011	0,0186	0	0
pH	0,6800	0,2050	0,4458	0,7725	0,7129	0,7355	0,6694	0,6868
	-81	-81	-81	-81	-81	-81	-81	-81
	0	0,0664	0	0	0	0	0	0

(*) nível de significância não aceitável ($p > 0,05$)

0,2227	Coeficiente r de Pearson
-81	Número de amostras
0,05	nível de significância (P-value)

nível de significância (P-value) $\leq 0,05$	Seleciona
nível de significância (P-value) $> 0,05$	Exclui

Tabela D.3. Variáveis selecionadas pela análise de regressão passo a passo e o R^2 de cada matriz testada.

	Matriz 1		Matriz 2	
	Variáveis selecionadas	R^2	Variáveis selecionadas	R^2
Al	argila, resíduo volátil e pH	82,4	argila, resíduo volátil e pH	82,4
As	argila, resíduo volátil e pH	53,4	argila, resíduo volátil e pH	55,8
Cu	argila, resíduo volátil e pH	79,2	argila, resíduo volátil e pH	81,5
Cr	argila, resíduo volátil	52,5	argila, resíduo volátil e pH	39,3
Fe	argila e pH	76,7	argila e pH	76,7
Mn	argila e pH	59,7	argila e pH	70,8
Ni	resíduo volátil e pH	58,9	resíduo volátil e pH	59,7
Zn	resíduo volátil e pH	63,2	argila, resíduo volátil e pH	63,4

As equações de regressão obtidas para alumínio, cobre e ferro apresentaram R^2 ajustados superiores a 85%, ou seja explicam mais de 85% da variação de concentração desses metais no solo, porcentagem bastante significativa, não havendo necessidade portanto, de maiores avaliações para aprimoramento dos mesmos. Para os demais metais (arsênio, cromo, manganês, níquel e zinco), os valores de R^2 ajustados estiveram entre 52% e 63%, indicando que outros parâmetros de solo poderão ser selecionados como por exemplo a porcentagem de silte.



A matriz número 1 foi a que apresentou R^2 com maior significância, sendo aquela que incluiu os valores de extremo. A Tabela D.4 apresenta os modelos finais selecionados para cada metal elaborados a partir desta matriz.

A Figura D.1, apresenta os gráficos dos resultados determinados em comparação com os resultados previstos por essas equações.

Os modelos apresentados nesta tabela foram elaborados a partir das concentrações totais de metais, talvez por isso não tenha sido encontrado valores de R^2 tão significativos. Pode ser também, que variáveis importantes não foram avaliadas, necessitando a inclusão de novos parâmetros a serem determinados.

Quanto a baixa contribuição obtida para a matéria orgânica talvez possa estar relacionada a complexação desta com o alumínio, pois TYLER e McBRIDE (1982) verificaram que em solos ácidos minerais, a matéria orgânica apresentava pequena capacidade de complexação com metais pesados, em decorrência da complexação com o alumínio.

Estes resultados foram considerados não conclusivos para o objetivo proposto. Assim, temporariamente, em função do conhecimento atual, o valor de referência de qualidade para metais foram estabelecidos como sendo o valor do quartil superior (75%) das interpretações estatísticas dos dados analíticos, obtidos a partir da análise de amostras de solo, coletadas em áreas com pouca influência antrópica.

Entretanto, o estudo realizado pode servir como subsídio de pesquisa a ser efetuada por instituições com essa atribuição, reiterando a necessidade de parcerias entre a CETESB e as Universidades e Institutos.

Tabela D.4. Equações finais selecionadas para cada metal.

Metal	Equação	R^2
Al	$Al = [-229 + 29 \times (\text{argila})^{1/2} + 20 \times \text{Ln} (\text{Resíduo Volátil}) + 44,5 \times \text{pH}]^2$	82
As	$As = \text{Exp} [0,58 + 0,58 \times (\text{argila})^{1/2} - 0,38 \times \text{Ln} (\text{resíduo volátil}) - 0,67 \times \text{pH}]$	53
Cu	$Cu = \text{Exp} [-4,76 + 0,22 \times (\text{argila})^{1/2} + 0,35 \times \text{Ln} (\text{resíduo volátil}) + 1,27 \times \text{pH}]$	79
Cr	$Cr = \text{Exp} [0,95 + 0,23 \times (\text{argila})^{1/2} + 0,29 \times \text{Ln} (\text{resíduo volátil})]$	52
Fe	$Fe = \text{Exp} [2,87 + 0,51 \times (\text{argila})^{1/2} + 0,9 \times \text{pH}]$	76
Mn	$Mn = \text{Exp} [-1,57 + 0,22 \times (\text{argila})^{1/2} + 1,24 \times \text{pH}]$	60
Ni	$Ni = \text{Exp} [-4,44 + 0,48 \times \text{Ln} (\text{resíduo volátil}) + 1,2 \times \text{pH}]$	59
Zn	$Zn = \text{Exp} [-4,27 + 0,57 \times \text{Ln} (\text{resíduo volátil}) + 1,41 \times \text{pH}]$	63

Ln = logaritmo natural

Exp = exponencial

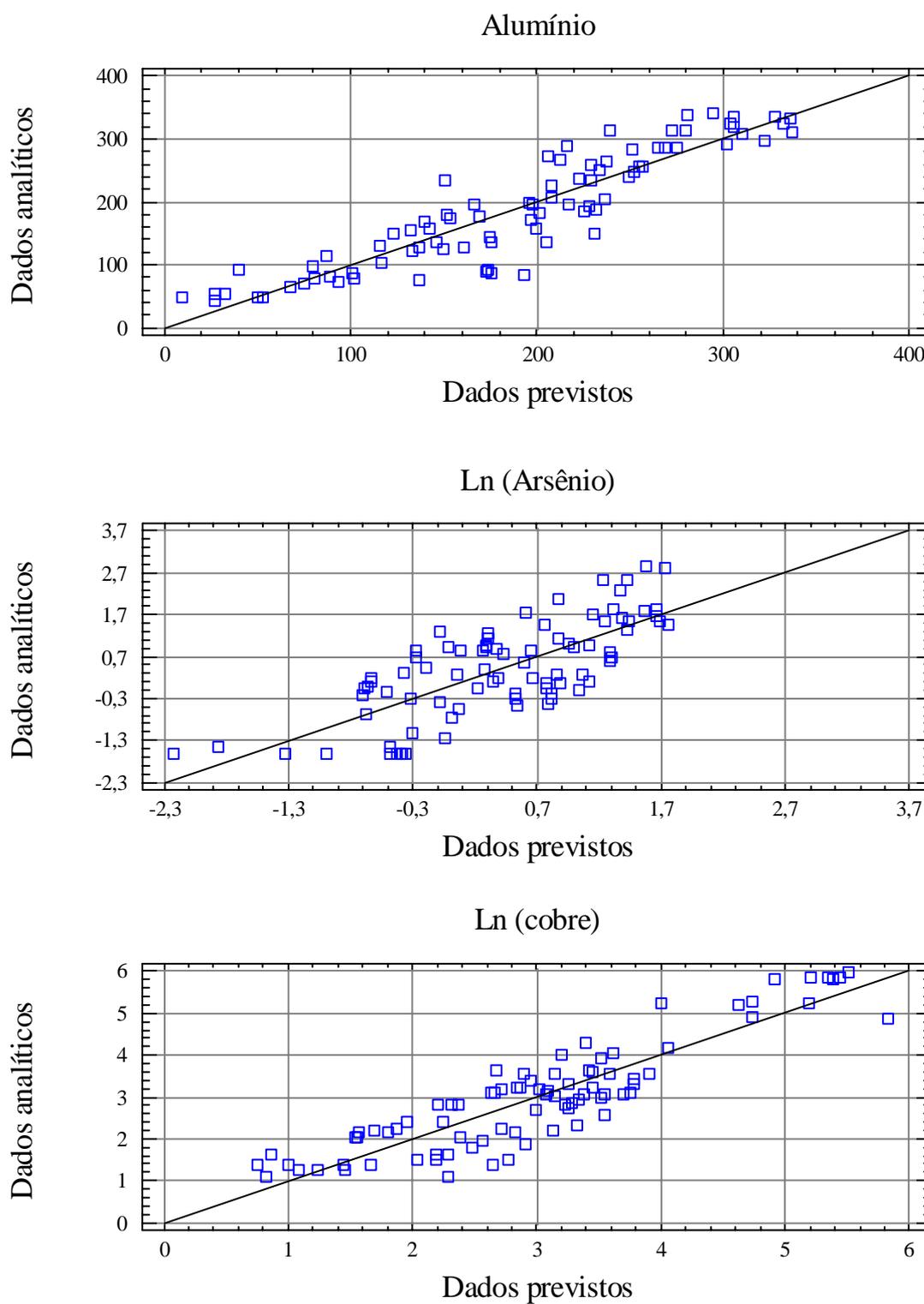
Para: % de Argila entre 4 a 81

% de Resíduo Volátil entre 0,94 a 81,49

pH entre 3,46 a 6,15

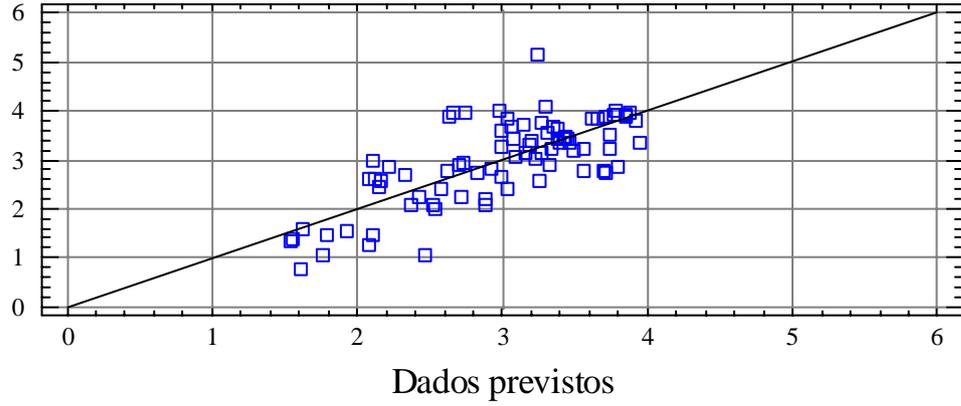


Figura D.1. Resultados determinados versus dados previstos pela análise de regressão.



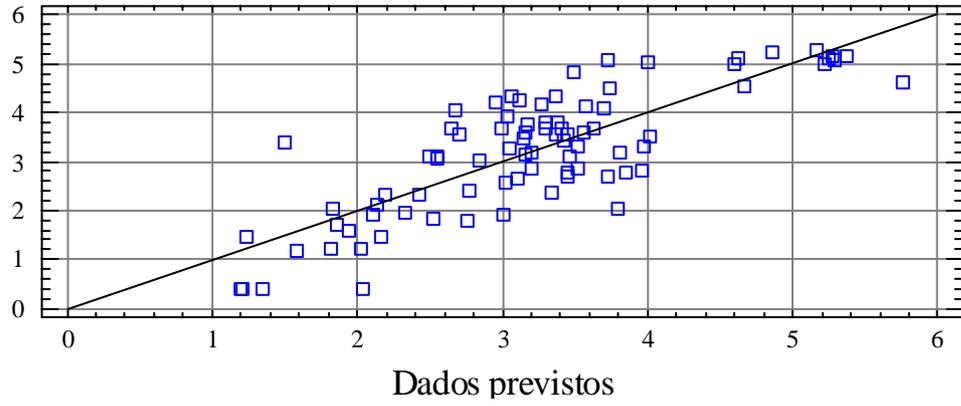
Dados analíticos

Ln (cromo)



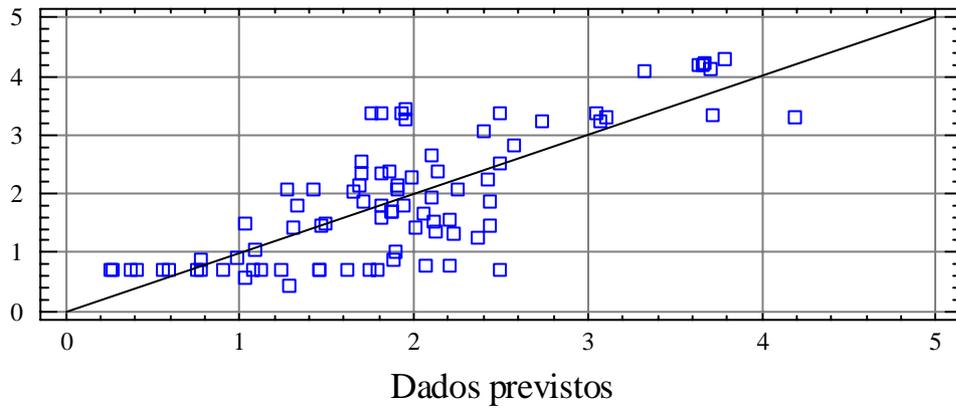
Dados Analíticos

Ln (Zn)

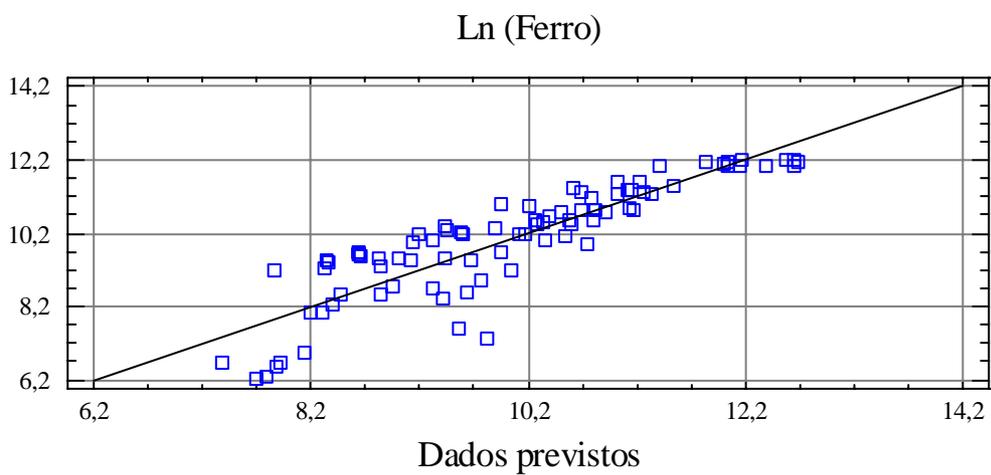


Dados Analíticos

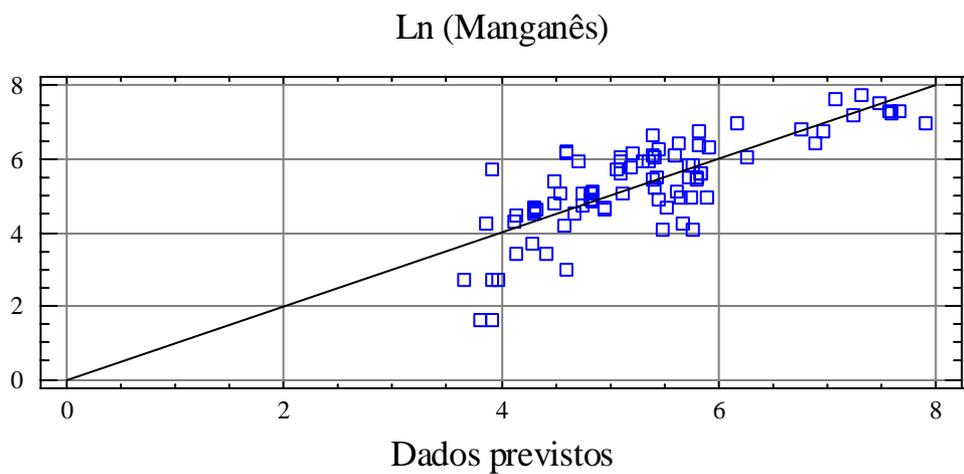
Ln (Ni)



Dados Analíticos

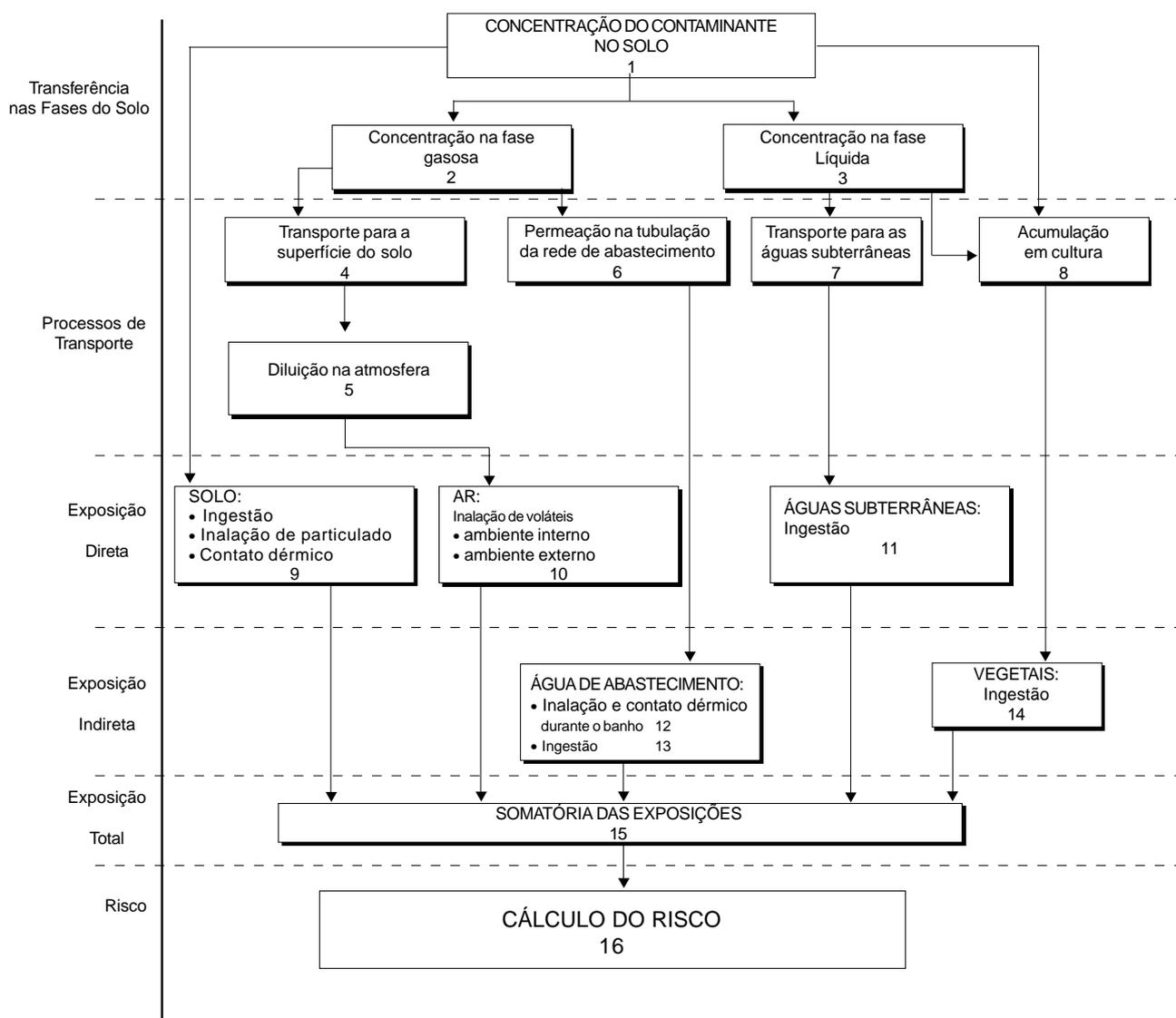


Dados Analíticos



apêndice - E

FÓRMULAS UTILIZADAS PELO MODELO C-SOIL



Fórmulas para calcular a distribuição do contaminantes entre as fases do solo.

• *Substâncias orgânicas*

$$Z_a = 1 / (R \cdot T)$$

Z_a : constante de capacidade de fugacidade em ar

R : constante dos gases

T : temperatura

mol m³.Pa⁻¹
8.3144 Pa.m³.mol⁻¹.K⁻¹
K

$$Z_w = S / V_p$$

Z_w : constante de capacidade de fugacidade em água

S : solubilidade em água

V_p : Pressão de vapor da substância pura

mol.m⁻³.Pa⁻¹
mol.m⁻³
Pa



$$Z_s = K_d * SD * Z_w/V_s$$

Z_s : constante de capacidade de fugacidade em solo

K_d : coeficiente de partição solo-água

SD : massa do volume de solo seco

$$\text{mol.m}^{-3}.\text{Pa}^{-1}$$

$$\text{mol.kg}^{-1} \text{ solo} / \text{mol.dm}^{-3}$$

$$\text{kg solo seco. dm}^{-3} \text{ solo}$$

húmido

V_s : volume da fração sólida

$V_s = 1 - \text{porosidade}$

$$= 1 - (V_a + V_w)$$

V_a : volume da fração ar

V_w : volume da fração água

$$K_d = K_{oc} * f_{oc}$$

K_{oc} : coeficiente de partição solo-água
correlacionado ao carbono orgânico

$$(\text{mol.kg}^{-1} \text{ C org}) / (\text{mol.dm}^{-3})$$

f_{oc} : fração do carbono orgânico

$$(\text{Kg C org.} / \text{kg solo seco})$$

$$K_{oc} = 0,411 * K_{ow} \text{ ou } \log K_{oc} = 0,989 * \log K_{ow} - 0,346$$

K_{ow} : coeficiente de partição octanol - água

$$(\text{mol.dm}^{-3} / \text{mol.dm}^{-3})$$

$$K_{lw} = Z_a / Z_w$$

$$= V_p / (S * R * T)$$

$$(\text{mol.m}^{-3} \text{ ar}) / (\text{mol.m}^{-3} \text{ água})$$

CÁLCULO DA FRAÇÕES DE MASSA

$$P_a = (Z_a * V_a) / (Z_a * V_a + Z_w * Z_w + Z_s * V_s)$$

$$P_w = (Z_w * V_w) / (Z_a * V_a + Z_w * Z_w + Z_s * V_s)$$

$$P_s = (Z_s * V_s) / (Z_a * V_a + Z_w * Z_w + Z_s * V_s)$$

P_a : fração de massa do ar do solo

P_w : fração de massa da solução do solo

P_s : fração de massa da fase sólida do solo

• Substâncias inorgânicas

$$Z_a = 0$$

$$C_{sa} = 0$$

$$P_a = 0$$

$$P_w = 1$$

$$P_s = 0$$

• Metais e arsênio

$$Z_a = 0$$

$$C_{sa} = 0$$

$$P_a = 0$$

$$P_w = V_w / (V_w + K_d * SD)$$

$$P_s = 1 - P_w$$



1. Concentração do contaminante no solo

c_s = Concentração de entrada para o modelo mg.kg^{-1}

2. Fórmulas para calcular a concentração na fase gasosa

$$C_{sa} = C_s * SD * P_a / V_a$$

C_{sa} : concentração no ar do solo mol.dm^{-3} ou g.m^{-3}

C_s : concentração inicial no solo mol.kg^{-1} solo seco ou mg.kg^{-1}

3. Fórmulas para calcular a concentração na fase líquida

$$C_{pw} = C_s * SD * P_w / V_w$$

C_{pw} : concentração na solução do solo mol dm^{-3} ou g.m^{-3} ou mgL^{-1}

se $C_{pw} > S$ então : $C_{pw} = S$

PROCESSOS DE TRANSPORTE

4. Fórmulas para o transporte do fluxo do ar até a superfície do solo

$$D_{sa} = V_a^{10/3} * D_a / (1 - V_s)^2$$

$$D_a = 0,036 * (76/M)^{1/2}$$

D_{sa} : coeficiente de difusão solo - gás $\text{m}^2.\text{h}^{-1}$

D_a : coeficiente de difusão no ar $\text{m}^2.\text{h}^{-1}$

M : massa molecular g.mol^{-1}

$$D_{sw} = V_w^{10/3} * D_w / (1 - V_s)^2$$

$$D_w = 3,6 * 10^{-6} * (76/M)^{1/2}$$

D_{sw} : coeficiente de difusão solo - água $\text{m}^2.\text{h}^{-1}$

D_w : coeficiente de difusão na água $\text{m}^2.\text{h}^{-1}$

$$D_u = (P_a * D_{sa} / V_a) + (P_w * D_{sw} / V_w)$$

D_u : coeficiente de difusão no solo $\text{m}^2.\text{h}^{-1}$

$$J_2 = D_a * C_{sa} / d$$

$$J_3 = C_{pw} * E_v / 24$$

$$J_4 = D_u * C_s * SD / dp$$

Se $C_{pw} > S$, então

$$J_4 = D_u * S * V_w / (dp * P_w)$$

J_2 : fluxo na camada de divisa solo - ar $\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$

J_3 : fluxo de evaporação da água $\text{g.m}^{-1}.\text{h}^{-1}$

J_4 : fluxo de difusão água - solo para o nível superficial $\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$

E_v : coeficiente de evaporação da água $0,0001 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$

d : espessura da camada de divisa solo-ar $0,005 \text{ m}$

dp : profundidade média da contaminação $1,5 \text{ m}$

Se : $J_3 + J_4 < J_2$ então $J_o = J_4 + J_3$

Se : $J_3 + J_4 > J_2$ então $J_o = J_2$

J_o : total do fluxo de ar do solo sob espaço livre $\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$



Nas condições adaptadas, onde o piso das casas está diretamente em contato com o solo (não há porão), o cálculo do fluxo do vapor através do concreto é dado pelo sub modelo HESP :

CNS	= -1 - CNP	
CNs	: fração do volume sólido do concreto	
CNp	: porosidade do concreto	0,02
Dsac	= $CNa^{(10/3)} * DA / (1-CNs)^2$	
Dsac	: coeficiente de difusão do ar no concreto	$m^2.h^{-1}$
CNa	: fração do volume ocupado por ar no concreto	0,01
DA	: coeficiente de difusão no ar livre	$m^2.h^{-1}$
Jba	= $[(Dsa / DP) * (Dsac / dc) / ((Dsa / DP) + (Dsac / dc))] * Csa$	
Jba	: total do fluxo do ar do solo sob construções	$g.m^{-2}.h^{-1}$
Dsa	: coeficiente de difusão solo - gás	$m^{-2}.h^{-1}$
DP	: profundidade média da contaminação	m
dc	: espessura do concreto	m
Csa	: concentração do contaminante no ar do solo	$mol.dm^{-3}$ ou $g.m^{-3}$

5. Fórmulas para cálculo da diluição na atmosfera (Submodelo SOILRISK)

Vf	= $Vg * Sz / Lp$	
Vf	: velocidade de diluição	$m.h^{-1}$
Vg	: velocidade média do vento	$m.h^{-1}$
Sz	: coeficiente Pasquill de dispersão vertical (classe D)	10,31 m
Lp	: diâmetro da área contaminada	10 m
Vg	= $(Vx + V') / 2$	
Vx	: velocidade do vento a x metros de altura	$m.h^{-1}$
V'	: velocidade de fricção	3127 $m.h^{-1}$
Vx	= $\ln (Z / Zo) * V' / k$	
Z	: altura de respiração 1,0 m crianças 1,5 m adultos	m
Zo	: rugosidade da superfície (residencial)	1
k	: constante de Karman	0,4
V'	= $k * V10 / \ln (Z10 / Zo)$	
Z10	: altitude	10 m
V10	: velocidade do vento a 10 m de altitude	18000 $m.h^{-1}$
Sz	= $Co * 0,20 * Lp^{0,76}$	
Co	= $(10 * Zo)^{(0,53 * Lp^{-0,22})}$	
Co	= fator de correção para rugosidade	



6. Fórmulas para permeação

6.1. Fórmulas para cálculo da concentração na água potável após permeação

$$C_{max} = C_{pw} * 2 * D_{pe} * t / (r * d)$$

C_{max} : concentração máxima na água de abastecimento público após t dias de estagnação $mg.dm^{-3}$

D_{pe} : coeficiente de permeação $m^2.d^{-1}$

t : período de tempo de estagnação 1/3 d

r : raio do encanamento 0,0098 m

d : espessura do encanamento 0,0027 m

24 horas de permeação

$$C_{dw} = C_{max} * 3 * \pi * r^2 * L / Q_{wd}$$

C_{dw} : concentração média durante 24 horas de permeação $mg.dm^{-3}$

L : comprimento do encanamento pelo qual pode ocorrer a permeação 14 m

Q_{wd} : consumo diário de água 500 dm^3

6.2. Fórmula para cálculo da concentração no ar do banheiro após banho

$$k_{wa} = [(H_{sh} / RT_{sh}) * k_L * k_G] / [(H_{sh} / RT_{sh}) * k_G + k_L] * [A_d / V_d] * t_f$$

k_{wa} : grau de evaporação do contaminante

H_{sh} / RT_{sh} : coeficiente de partição ar-água a 313 K

k_L : coeficiente de transporte de massa de água $m.s^{-1}$

k_G : coeficiente de transporte de massa de vapor $m.s^{-1}$

A_d : área da superfície da gota de água m^2

V_d : volume da gota de água m^3

t_f : tempo de queda da gota 1 s

correção de temperatura para a constante de Henry:

$$\ln H_{sh} = \ln (K_{lw} * R * T_o) + 0,024 * (T_{sh} - T_o)$$

H_{sh} : constante de Henry à temperatura de 313 K $Pa.m^3.mol^{-1}$

T_{sh} : temperatura da água de banho 313 K

H_o : constante de Henry para a situação de referência ($T_o = 293$ K)

$$A_d = 4 * \pi * r^2$$

$$V_d = 4/3 * \pi * r^3$$

$$A_d / V_d = 3 / r$$

r : raio da gota de água 0,5 mm = 0,0005 m

$$k_L = K_I * (44/M)^{1/2} / 3600$$

$$k_G = K_g * (18/M)^{1/2} / 3600$$

K_I : velocidade de troca da fase líquida 0,2 $m.h^{-1}$

K_g : coeficiente de transporte de massa da fase gasosa 29,88 $m.h^{-1}$

M : peso molecular

$$C_{bk} = k_{wa} * V_{wb} * C_{dw} / (2 * V_{bk})$$

C_{bk} : concentração no ar do banheiro $g \text{ subst. } m^{-3}$

V_{wb} : volume de água consumida 0,15 m^3

V_{bk} : volume do banheiro ($l * b * h = 1,5 * 2 * 2 = 6 \text{ m}^3$)



7. Fórmulas para Transporte para as águas subterrâneas

$$C_{gw} = C_{pw} / DAF$$

C_{gw}	: concentração na água subterrânea	mgL^{-1}
C_{pw}	: concentração na solução do solo	mol dm^{-3} ou g.m^{-3} ou mgL^{-1}
DAF	: fator de diluição e atenuação	10

8. Fórmulas para acumulação em culturas vegetais

8.1. Deposição foliar

$$C_{dp} = TSPo * DRo * frs * Cs * [fin / (Yv * fEi)] * \{1 - [1 - \exp(fEi * te)] / (fEi * te)\}$$

C_{dp}	: concentração na vegetação devido à deposição	mg subst.kg^{-1} peso seco
fin	: fração de interceptação foliar	0,4
Yv	: produção de massa vegetal	$0,28 \text{ kg peso seco. m}^{-2}$
fEi	: constante de florescência	$0,033 \text{ d}^{-1}$
$TSPo$: concentração de partículas em ar de ambiente externo	$0,07 \text{ mg.m}^{-3}$
frs	: fração de partículas no solo	0,5
Dro	: velocidade de deposição	$1 \text{ cm.s}^{-1} = 864 \text{ m. d}^{-1}$
te	: período de crescimento da produção	180 d

$$C_{dp} = 1.089 * 10^{-3} * Cs$$

8.2. Concentração nos vegetais

8.2.1. Metais

• Tubérculos

$$C_{pr} = BCFr * Cs$$

C_{pr}	: Concentração nas raízes (tubérculos)	mg subst.kg^{-1} peso seco vegetais
$BCFr$: fator de bioconcentração nas raízes	mg subst kg^{-1} peso seco vegetais mg subst. kg^{-1} solo seco

• Folhas

$$C_{ps} = BCFs * Cs + C_{dp}$$

C_{ps}	: concentração nas folhas	mg subst. kg^{-1} peso seco vegetais
$BCFs$: fator de bioconcentração nas folhas	mg subst kg^{-1} peso seco vegetais mg subst. kg^{-1} solo seco

Se não forem conhecidos $BCFr$ ou $BCFs$, esses fatores podem ser estimados pela seguinte fórmula:

$$\ln BCFr/s = 2,67 - 1.12 * \ln Kd$$



8.2.2. Outras substâncias inorgânicas

A premissa básica é que a concentração na solução do solo é igual à concentração na água das plantas.

• Tubérculos

$$C_{pr}' = C_{pw} * (i-fdwr)$$

C_{pr}'' : concentração nos tubérculos mg subst. kg^{-1} peso fresco
 $fdwr$: razão entre peso fresco e peso seco nas raízes 0,202 kg peso seco. kg^{-1} fresco

$$BCFr = (1-fdwr)$$

• Folhas

$$C_{ps}' = C_{pw} * (i-fdws) + C_{dp} * fdws$$

C_{ps}'' : concentração nas folhas mg subst. kg^{-1} peso fresco $fdws$
 : razão entre peso fresco e peso seco nas folhas 0,117 kg peso seco. kg^{-1} fresco

$$BCFs = (1-fdws)$$

8.2.3. Substâncias Orgânicas

• Tubérculos

$$BCFr = 10^{(0,77 * \log Kow - 1,52)} + 0,82$$

$BCFr$: fator de bioconcentração mg subst kg^{-1} peso fresco vegetais
 mg subst. dm^{-3} solução do solo

$$C_{pr} = BCFr * C_{pw} \quad \text{mg subst } kg^{-1} \text{ peso fresco de vegetais}$$

• Folhas

$$BCFs = [10^{(0,95 * \log Kow - 2,05)} + 0,82] * (0,784 * 10^{(-0,434 * (\log kow - 1,78)^2/2,44)})]$$

$BCFs$: fator de bioconcentração mg subst kg^{-1} peso fresco vegetais
 mg subst. dm^{-3} solução do solo

$$C_{ps} = BCFs * C_{pw} + C_{dp} * fdws \quad \text{mg subst } kg^{-1} \text{ peso fresco de vegetais}$$



FÓRMULAS PARA QUANTIFICAÇÃO DA EXPOSIÇÃO DIRETA

9. Solo

9.1. Ingestão

$$D_i = AID * C_s * f_a / W$$

D_i	: Ingestão de contaminante via ingestão de solo	$\text{mg subst. kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
AID	: ingestão diária de solo	$\text{kg solo seco} \cdot \text{d}^{-1}$
W	: Peso corpóreo	
f_a	: fator de absorção relativa, assumido como sendo igual a 1	
C_s	: concentração do contaminante no solo	

9.3. Contato dérmico

$$D_A = A_{exp} * f_m * DAE * DAR * C_s * t * frs / W$$

D_a	: absorção de contaminante via contato com o solo	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
A_{exp}	: área da superfície do corpo humano exposta	m^2
f_m	: fator de matriz	0,15
DAE	: grau de recobrimento ou taxa de deposição dermal	$\text{mg solo} \cdot \text{cm}^{-2}$
DAR	: velocidade de absorção	h^{-1}
t	: duração da exposição	
frs	: fração de solo na poeira	ambiente interno = 0,8 ambiente externo = 0,5

9.2. Inalação de partículas

$$IP = ITSP * C_s * fr * f_a / W$$

IP	: ingestão de partículas inaláveis de solo	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
$ITSP$: quantidade de partículas inaladas	$\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$
fr	: fator de retenção de partículas no pulmão	0,75
$ITSP = TSP * frs * AV * t$		
TSP	: quantidade de partículas suspensas no ar	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
	TSP_o : ambiente externo = $70 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$	
	TSP_i : ambiente interno = $0,75 * 70 = 52,5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$	
AV	: Capacidade pulmonar	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$



10. Ar

• Fórmula para cálculo da concentração no ar - Ambiente externo

$$Coa = Jo / Vf$$

Coa : concentração no ar em ambiente externo $g.m^{-3}$

• Fórmula para cálculo da concentração no ar - Ambiente interno

$$CCia = Jba * Bc / (Bc * Hc * Vvc)$$

CCia : concentração do contaminante no ar em ambiente interno $g.m^{-3}$

Bc : área da superfície do concreto m^2

Hc : altura da construção m

Vvc : taxa de ventilação (renovação do volume de ar) $1,25 . h^{-1}$

10.1. Inalação de voláteis

$$IV = [AV * CCia * ti + AV * Coa * to] * fa * 10^{-3} / W$$

IV : absorção de contaminante via inalação de vapores $mg.kg^{-1}.d^{-1}$

CCia : concentração de contaminante no ar de ambiente interno $g.m^{-3}$

Coa : concentração de contaminante no ar de ambiente externo $g.m^{-3}$

ti / to : duração diária da exposição (ambiente interno / externo)h

11. Ingestão de água do aquífero freático

$$Dlw = Qdw * (Cpw/10) * fa / W$$

Dlw : absorção de contaminantes através da ingestão de água $mg.kg^{-1}.d^{-1}$

Qdw : ingestão diária de água $m^3.d^{-1}$

Cpw : concentração de contaminante na solução do solo $mg.dm^{-3} = g.m^{-3}$

Considerou-se um fator de atenuação (10) com relação à contaminação no aquífero a partir de uma concentração na solução do solo.

FÓRMULAS PARA QUANTIFICAÇÃO DA EXPOSIÇÃO INDIRETA

12. Banho

12.1. Inalação de vapores durante o banho

$$IVw = Cbk * AV * Td * fa ** 1000 / W$$

IVw : ingresso de contaminantes via inalação $mg.kg^{-1}.d^{-1}$

Cbk : concentração no ar do banheiro $g.m^{-3}$

td : duração do tempo gasto no banheiro
12 min. banho + 12 minutos permanência no banheiro 0,4 h



12.2. Contato Dérmico durante o Banho

$$Daw = Ato * fexp * DAR * tdc * (1-kwa) * Cdw * fa / W$$

DAw : absorção como resultado do contato dérmico durante o banho $mg.kg^{-1}.d^{-1}$

Ato : superfície corpórea total m^2

fexp : fator de exposição 0,4[-]

DAR : velocidade de absorção dérmica

tdc : tempo de contato (duração do banho) $0,25 h.d^{-1}$

(1-kwa) : substância remanescente na água após evaporação [-]

$$DAR = P1 * P2$$

$$P1 = (0,038 + 0,153 * Kow)$$

$$P2 = \exp(-0,016 * M) / 1,5$$

13. Ingestão de água potável (abastecimento público)

$$Dlw = Qdw * Cdw * fa / W$$

Dlw : absorção de contaminantes através da ingestão de água $mg.kg^{-1}.d^{-1}$

Qdw : ingestão diária de água $m^3.d^{-1}$

Cdw : concentração de contaminante na água $mg.dm^{-3} = g.m^{-3}$

14. Ingestão de Vegetais : folhas e tubérculos

• Metais

$$VI = (Qfvk * Cpr + Qfvb * Cps) * fv * fa / W$$

VI : ingestão de contaminante via consumo de vegetais $mg.kg^{-1}.d^{-1}$

Qfvk : consumo diário de tubérculos $kg \text{ peso seco}.d^{-1}$

Qfvb : consumo diário de folhas $kg \text{ peso seco}.d^{-1}$

Cpr : concentração do contaminante nos tubérculos $mg \text{ subst.}kg^{-1} \text{ peso seco de tubérculos}$

Cps : concentração do contaminante nas folhas $mg \text{ subst.}kg^{-1} \text{ peso seco de folhas}$

• Outras substâncias

$$VI = (Qfvk' * Cpr' + Qfvb' * Cps') * fv * fa / W$$

VI : ingestão de contaminante via consumo de vegetais $mg.kg^{-1}.d^{-1}$

Qfvk' : consumo diário de tubérculos $kg \text{ peso fresco}.d^{-1}$

Qfvb' : consumo diário de folhas $kg \text{ peso fresco}.d^{-1}$

Cpr' : concentração do contaminante nos tubérculos $mg \text{ subst.}kg^{-1} \text{ peso fresco}$

Cps' : concentração do contaminante nas folhas $mg \text{ subst.}kg^{-1} \text{ peso fresco}$



EXPOSIÇÃO TOTAL

15. Somatória das exposições

$$TAD = DIa + DAa + IPa + IVa + VIa + DIWa + DIWxa + IVwa + DAwa$$

$$TCH = DIc + DAc + IPc + IVc + VIc + DIWc + DIWxc + IVwc + DAwc$$

$$TAD : \text{exposição total de adultos} \quad \text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$$

$$TCH : \text{exposição total de crianças} \quad \text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$$

$$DO : (TCH * tc + TAD * ta) / (tc+td)$$

$$DO : \text{exposição diária media durante todo o período de exposição} \quad \text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$$

$$tc : \text{tempo considerado como criança} \quad 6 \text{ anos}$$

$$ta : \text{tempo considerado como adulto na área contaminada} \quad \text{anos}$$

16. Cálculo do risco

16.1. Substâncias não carcinogênicas

$$Q = DO / TDI$$

$$Q : \text{Quociente de risco} \quad 1$$

$$TDI : \text{Ingresso diário tolerável} \quad \text{mg.kg}^{-1}.\text{d}^{-1}$$

16.2. Substâncias carcinogênicas

$$R = 1 - \exp(-DO \times FC)$$

$$R : \text{Risco} \quad 10^{-4}$$

$$FC : \text{Fator de carcinogenicidade}$$



apêndice - F

DADOS TOXILÓGICOS SOBRE OS CONTAMINANTES

Índice

1. SOLVENTES HALOGENADOS	168
Clorofórmio	168
1,2 Dicloroetano	169
Tetracloroetileno	170
1,1,1 tricloroetano	171
Tricloroetileno	172
2. HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS	173
Benzeno	173
Bifenilas PoliCloradas (PCB)	174
Clorobenzenos	175
Estireno	176
Hexaclorobenzeno	177
Tolueno	178
Xilenos	179
3. PESTICIDAS ORGANOCLORADOS	180
Aldrin	180
DDT e grupo	181
Endrin	182
Lindano	183
4. COMPOSTOS FENÓLICOS	184
Clorofenóis	184
Pentaclorofenol	185
5. INORGÂNICOS	186
Alumínio	186
Arsênio	186
Bário CAS N°: 7440 – 39 – 3	187
Cádmio CAS N°: 7440-43-9	188
Chumbo Inorgânico CAS N°: 7439-92-1	189
Cobalto	190
Cobre CAS N°: 7440-50-8	190
Cromo CAS N°: 7440-47-3	191
Manganês CAS N°: 7439-96-5	192
Mercúrio Inorgânico CAS No: 7439-97-6	192
Níquel CAS N°: 7440-02-0	193
Selênio CAS No: 7782-49-2	194
Vanádio	194
ZINCO	195

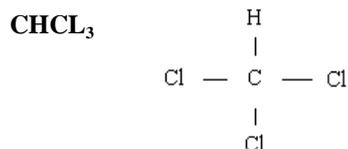


1. SOLVENTES HALOGENADOS

Clorofórmio

(163 – WHO, 1994)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS N°: 67-66-3

Cor : Incolor

Massa Molecular: 119,38

Densidade Relativa: 1,484

Solubilidade em água: 7,5 a 9,3 g/L a 25 °C

Vapor de Pressão: 21,28 kPa a 20 °C

Coef. de partição n-octanol/água (Log Kow): 1,97

Fator de conversão: 1 mg /m³ ar = 0,204 ppm a 25 °C e 101,3 kPa (760 mmHg)
1ppm = 4,9 mg / m³ ar

O clorofórmio é um hidrocarboneto alifático que foi desenvolvido em 1831. Atualmente nos Estados Unidos, a produção é feita pela hidrocloreção de metanol ou cloração de metano. No Japão e na Europa ocidental, é produzido por cloração de metano. Pode ser produzido ainda, de forma indireta no meio ambiente, pela reação de cloro com compostos orgânicos.

O clorofórmio tem sido utilizado em formulações de pesticidas, na produção de outros compostos (80% da produção mundial destina-se à produção de clorodifluormetano) e como solvente. É também utilizado formalmente como um anestésico e como um dos ingredientes do selante dentário de canal de raiz. Alguns cosméticos e medicamentos possuem clorofórmio como ingrediente, mas seu uso para este fim tem sido banido. Também é intermediário na produção de refrigerantes e plásticos.

As principais fontes de emissão para a atmosfera são a clarificação de papel com cloro, cloração de água de abastecimento e residuária, gases de veículos automotores (decomposição do 1,2 dicloroetano) e decomposição na atmosfera do tricloroetano e do 1,1,1 tricloroetano. Sua concentração no ar em regiões sem fontes antropogênicas têm variado entre 0,015 µg/m³ na África do Sul a 0,225 µg/m³ no Oregon (USA). O nível encontrado em ambiente interno de áreas remotas dos Estados Unidos foi de 0,1 a 0,25 µg/m³, enquanto que em áreas urbanas está entre 0,3 a 9,9 µg/m³. Em áreas próximas a fontes deste composto verificou-se concentrações de 4,1 a 110 µg/m³.

No solo, não há registros de ter sido encontrado clorofórmio em áreas não contaminadas, entretanto, em 9,9 % dos locais com resíduos perigosos, nos Estados Unidos, a concentração média foi de 12,5 µg/kg.



O teor nas águas subterrâneas é bastante variável dependendo principalmente da proximidade à locais com deposição de resíduos perigosos. Foram encontradas no Estado de Nevada (USA), concentrações entre 11 e 866 µg/L em poços perfurados a uma distância de 64 m de uma área contaminada, onde o nível de água esteve entre 2 a 4 m de profundidade. Em uma investigação em áreas suspeitas de contaminação, conduzida pela US EPA, o clorofórmio foi detectado em 45% desses locais, sendo a concentração média de 1,5 µg/L e a máxima de 300 µg/L. É possível também encontra-lo em água potável, quando se utiliza como tratamento o processo de cloração, que dependendo da qualidade da água forma uma ampla gama de compostos orgânicos (trihalometanos).

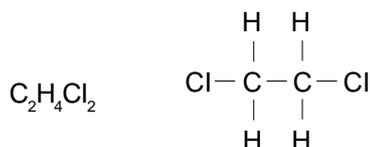
Com base em estimativas médias, as principais vias de exposição humana não ocupacional são pela ingestão de alimentos (aproximadamente 1 µg/kg do peso corpóreo/dia), de água (aproximadamente 0,5 µg/kg do peso corpóreo/dia) e inalação em ambiente interno (de 0,3 a 1 µg/kg do peso corpóreo/dia).

Após uma exposição por inalação, 60 a 80 % da quantidade inalada é absorvida. É também rapidamente absorvido através da pele devido ao contato dermal durante o banho. O clorofórmio distribui-se por todo o corpo, embora tenda a se acumular no tecido adiposo, sangue, fígado, rins, pulmões e sistema nervoso. A distribuição pelo corpo é dependente da via de exposição. O clorofórmio provoca câncer em animais, sendo considerado potencialmente cancerígeno ao ser humano, faltando ainda evidências conclusivas.

1.2. Dicloroetano

(62 - WHO, 1987)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS N°: 107-06-02

Fator de conversão: 1ppm = 4,05 mg/m³ no ar a 25°C e 760 mmHg.

Limite de odor: percepção - 25 a 450 mg/m³

reconhecimento - 162 a 750 mg/m³

Limite de detecção na água: 0,02 - 1,2 µg/m³

Emissões no ar de 1,2 dicloroetano, ocorrem normalmente em processos industriais. Emissões também podem ocorrer quando este contaminante é usado como fumegante ou solvente e via evaporação de águas contaminadas. O total estimado de emissão é 0,2% do volume da produção (23.000 toneladas em 1981).

Os níveis médios encontrados em água, estão geralmente abaixo de 1 µg/L. Em águas superficiais muito poluídas tem sido encontrada a média de 5,6 µg/L com a máxima concentração determinada de 90 µg/L.



A degradação fotoquímica, via oxidação por radicais hidroxila é a principal via de sua eliminação do ar, gerando como subprodutos: monóxido de carbono, dióxido de carbono, cloreto de hidrogênio cloro-fórmio e cloreto de cloroacetil. O processo é rápido o suficiente para evitar o acúmulo na atmosfera.

Na água, a degradação não é esperada e a biodegradação não é rápida o suficiente para ser significativa. Embora tenha baixo peso molecular parece ser resistente a degradação microbiana (McConnell *et al.* 1975 **apud** MOORE, 1984). Devido ao baixo coeficiente de partição octonal/água, não é significativa a bioconcentração em espécies aquáticas. Não há dados suficientes para avaliar os efeitos do 1,2 dicloroetano no solo.

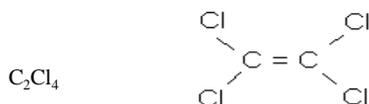
A exposição humana geralmente ocorre em fábricas de produção de 1,2 dicloroetano e suas vizinhanças através de contato dermal e inalação. A inalação afeta primeiramente o sistema nervoso central. Os sintomas incluem dor de cabeça, tontura, fraqueza, espasmos musculares, vômitos e perda de consciência. O sistema respiratório pode ficar irritado, provocando tosse. Após a absorção oral aguda, os sintomas são os mesmos descritos acima, porém mais intensos. Dose oral de 20 a 50 ml é letal. Autópsias revelaram danos na mucosa gastrointestinal, fígado, rim, pulmão, coração e cérebro.

Na ausência de dados humanos e levando-se em consideração o fato de o 1,2 dicloroetano produzir tumores em ratos e apresentar mutagenicidade em testes "in vitro", é prudente considerá-lo como carcinogênico para o homem. As concentrações deste contaminante no ambiente devem ser mantidas o mais baixo possível.

Tetracloroetileno

(31 – WHO, 1984)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS N°: 127-18-4

Sinônimo: 1,1,2,2 tetracloroetileno

Fator de conversão: 1ppm = 6,78 mg/m³

O tetracloroetileno é usado principalmente como solvente em limpeza a seco e limpeza de metais. É usado também como anti-helmíntico de uso veterinário, na fumigação de grãos, na produção de fluorcarbonetos e nas indústrias têxteis. Aproximadamente 85% da quantidade usada anualmente nos EUA é perdida para a atmosfera.

Na atmosfera, reage com radicais hidroxila, sendo hidrolizado em fase aquosa, principalmente a ácido tricloroacético, que por sua vez é vagarosamente decomposto em dióxido de carbono e íons cloreto. Em ambiente urbano, as concentrações máximas, não excedem na atmosfera 50 µg/m³.

Em água de abastecimento público os níveis não excedem a 35 µg/L. Na Holanda, a concentração máxima mensurada na água subterrânea foi de 22 µg/L, causada provavelmente por lixiviação do solo, após um derrame industrial. O tetracloroetileno é marcadamente persistente em água.

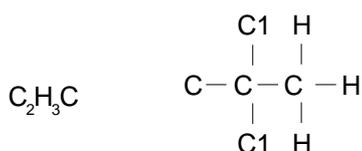


A principal via de exposição humana é a inalação de vapores, algumas vezes acompanhada de contato dermal, no ambiente de trabalho ou vizinhanças. A dose diária total (ar, água, alimentos) para seres humanos é estimada entre 113 e 144 µg/dia. Com base nos resultados de estudos com exposição humana de curta-duração, considera-se que efeitos agudos ocorrem a uma concentração de 140mg de tetracloroetileno/m³. Os efeitos são reversíveis, quando cessada a exposição. Devido a baixa taxa de excreção, uma alta dose permanecerá nos tecidos atingidos por vários dias após a exposição. O contato direto com a pele resulta em irritação da mesma. Não há dados conclusivos sobre a carcinogenicidade do tetracloroetileno .

1,1,1 tricloroetano

(136 – WHO, 1992)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS N^o: 71-55-6

Sinônimos: metilclorofórmio e 1,1,1 TCE

Fator de conversão: 1ppm = 5,40 mg/m³

O 1,1,1 tricloroetano é produzido a partir da hidrocloreção do cloreto de vinila a 1,1 dicloroetano, seguida de cloração térmica. Ele é utilizado como solvente em várias formulações incluindo adesivos, tintas, vernizes e fluidos de correção gráfica e como desengraxante de metais. Sua produção tende a diminuir gradativamente devido aos acordos internacionais para controle de substâncias que afetam a camada de ozônio. Todo o tricloroetano encontrado no ambiente tem origem antropogênica. Nos Estados Unidos, estima-se que no ano de 1978, 97,3% do total de 1,1,1 tricloroetano produzido foi liberado no ambiente, sendo que destes, 6% foram emitidos durante o processo industrial e o restante liberado durante o uso.

No ar, o tempo de residência é de seis anos (troposfera), sendo oxidado a tricloacetaldeído e ácido tricloroacético. Na água, este contaminante é lentamente dehidroclorado a 1,1 dicloroetano e hidrolisado a ácido etanóico. A concentração encontrada em águas subterrâneas tem variado de 0,02 a 1.600 ppb, sendo 0,2 ppb o valor típico.

O 1,1,1 tricloroetano não é adsorvido pelas partículas do solo, sendo lixiviado rapidamente para a água subterrânea. Assim, a partição deste composto é aproximadamente 99,92% no ar, 0,08% na água e 0% no solo. Na água intersticial, tem sido encontrado valores próximos ao limite de detecção (0,1 µg/L) e no ar do solo, as concentrações foram 1 µg/m³ em área rural, 2,2 µg/m³ em áreas agrícolas próximas a fontes industriais e 9 mg/L em áreas urbanas. A biodegradação do 1,1 dicloroetano e cloroetano ocorre sob condições anaeróbias. O 1,1,1 tricloroetano parece não ser bioacumulado.

A principal via de exposição humana é a inalação. Para a população de modo geral, a água e alimentos, tem menor importância. O uso abusivo de produtos (aerossóis) e cosméticos contendo este composto como solvente pode elevar o nível de exposição. Em exposição ocupacional, de trabalhadores que operam sistemas de desengraxamento e limpeza a seco, o contato dermal também pode ocorrer. O 1,1,1 tricloroetano é rapidamente absorvido pelos pulmões. A absorção através do

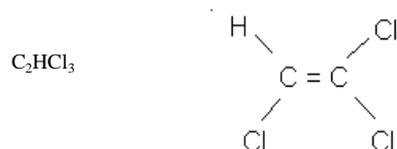


trato gastrointestinal e dermal também ocorrem, porém com menor grau de importância. No organismo, este composto é distribuído pelos tecidos do corpo, especialmente aqueles com altos teores de lipídios, como cérebro e tecido adiposo. Exposições via inalação, tanto agudas como crônicas, podem provocar distúrbios no sistema nervoso central, variando desde leve tontura até a perda de consciência. A morte pode ocorrer por parada respiratória ou cardíaca. Dermatites ocorrem após exposições prolongadas e repetitivas. Não há evidências suficientes para concluir a respeito de efeitos carcinogênicos aos seres humanos.

Tricloroetileno

(50 – WHO, 1985)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS Nº: 79-01-6

Sinônimos: acetileno tricolorado, TCE

Fator de Bioconcentração: K^o/w x 0,048

Os principais usos são desengraxante para metais, limpezas têxteis e solvente em processos de extração. A maior parte da produção anual mundial (de 60 a 90%) é liberada no ambiente.

O tricloroetileno tem sido encontrado em solos próximos a fábricas que o produzem, a uma concentração de 100 µg/Kg. Porém, distante das fontes, em áreas urbanas, a concentração variou de poucos ng/Kg a 70 µg/Kg.

A presença deste contaminante no ar tem sido intensamente estudada, por sua possível contribuição à diminuição da camada de ozônio. Alguns trabalhos indicam que as concentrações em áreas rurais são da ordem de ng/m³. Foi observada uma concentração de 0,85µg/m³ na área urbana de Liverpool (Inglaterra).

Também, tem sido detectado em águas superficiais, pluviais, de poço e potável (tratada) devido a várias fontes. Alguns poços em Milão na parte da cidade mais industrializada, devido à poluição, apresentaram, entre 1976 a 1983, concentrações de 150-200 µg/L (Ziglio 1981 **apud** MOORE, 1984).

Sua degradação na água é muito baixa. No ar, as reações fotoquímicas iniciam o processo de degradação, formando ácidos que tem meia-vida variando de 6 a 12 semanas.

A maior exposição se dá em ambientes de trabalhos, principalmente em processos abertos de “desengraxar”, sendo a principal via a inalação de vapores, mas contato dermal com líquidos também ocorre. Viciados em vapor de tricloroetileno têm o fígado e rins afetados podendo levar à morte. A dose letal foi estimada em 7 g/Kg peso vivo. Os sinais e sintomas de uma super exposição em humanos são principalmente correlacionados ao sistema nervoso central (dor de cabeça, taquicardia e até mesmo coma). O tricloroetileno é analgésico e anestésico. Inalação deste composto em concentrações variando de 27.000 mg/m³ (500 ppm) a 108.000 mg/m³ (20.000 ppm) tem sido usada em procedimentos anestésicos. Os dados de carcinogenicidade são inconclusivos.

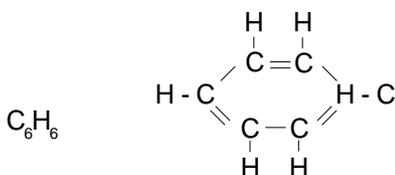


2. HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS

Benzeno

(150 – WHO, 1993)

Fórmula molecular e estrutural:



CAS Nº: 71-43-2

Fator de Conversão: 1 ppm = 3,2 mg/m³ a 20°C 1 mg/m³ = 0,31 ppm

Limite de odor: 4,8 - 15,0 mg/m³

Limite de gosto (água): 0,5 - 4,5 mg/L

Limite de detecção no solo: cromatógrafo a gás / ionização chama = 0,1 µg/Kg
ionização de chama = 1 µg/Kg

Limite de detecção na água: ionização de chama = 1 a 7,2 µg/L

Alta resolução = 0,1 µg/L

O benzeno é encontrado no petróleo em concentração de 4 g/L. Emissões ocorrem durante a produção de derivados de petróleo como tolueno e xileno e outros compostos aromáticos e do seu uso como componente de gasolina ou solvente industrial.

É utilizado principalmente como intermediário da síntese de produtos químicos e farmacêuticos tais como, estireno, detergentes, pesticidas, aditivo de combustível, solvente para extração industrial, thinner para lacas, solvente de indústria de borracha e na preparação de tintas.

O benzeno geralmente é detectado na atmosfera. O nível varia de 0,2 µg/m³ em áreas rurais a 349 µg/m³ em centros industriais. Durante a operação de abastecimento em postos de gasolina, tem sido medidos concentrações de até 10 mg/m³. Tem sido reportadas em ambientes internos concentrações de 500 µg/m³. Fumantes inalam 1800 µg de benzeno/dia e não fumantes 50 µg/dia.

No solo pode ser transportado para o ar via volatilização e para as águas superficiais. Segundo Versar (1979 **apud** MOORE, 1984) a meia vida para volatilização do benzeno é de 4,81 hs. Se for enterrado no subsolo, poderá ser transportado para a água subterrânea, pois é moderadamente solúvel em água. Bactérias do solo podem utiliza-lo como fonte de carbono a partir de degradação oxidativa.

A principal via de exposição é a inalação. Água e alimentos pouco contribuem para a exposição humana total. O efeito mais conhecido da exposição ao benzeno é a depressão da medula, levando à anemia. O benzeno é carcinogênico, tendo sido correlacionado a casos de leucemia. Concentrações acima de 32 mg/m³ (10 ppm) devem ser evitadas.

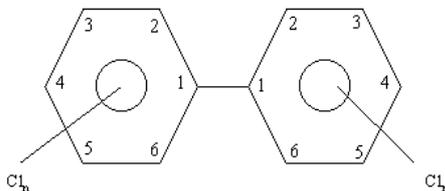


Bifenilas PoliCloradas (PCB)

(140 - WHO ,1993)

Fórmula Molecular e Estrutural:

$C_{12}H_{10-n}Cl_n$
onde n varia de
1 a 10



O monoclorobifenil tem uma massa molecular de 188, enquanto que a bifenila completamente clorada ($C_{12}Cl_{10}$) tem massa molecular de 494.

Os PCB's são hidrocarbonetos aromáticos clorados, manufaturados comercialmente pela cloração progressiva de bifenilas, em presença de um catalizador (ex: cloreto de ferro). Dependendo das condições da reação, o grau de cloração pode variar entre 21 e 68%. O produto é então, sempre uma mistura de diferentes congêneros. De um total de 209 diferentes compostos teóricos, apenas cerca de 130 ocorrem em produtos comerciais.

A produção comercial de PCB começou em 1930 e tem sido largamente utilizado em equipamentos elétricos e pequenos volumes são usados como líquido anti-fogo em sistemas fechados. Um exemplo é o óleo ascarel, utilizado em transformadores. Apesar de, nos últimos anos, sua produção e uso tenha reduzido, grandes quantidades de PCB's continuam presentes no ambiente, tanto em uso como na forma de resíduos.

Para cada congênero, existem diferentes valores de solubilidade em água (todos bastante baixos), constante de Henry e Log Kow, variando de 4,46 a 8,18. As misturas comerciais são de coloração amarelo claro ou escuro, não ocorrendo cristalização, mesmo a baixas temperaturas, mas tornam-se resinas sólidas, são resistentes ao fogo, com alto ponto de fulgor. Formam vapores mais densos que o ar mas não são explosivos. Tem baixíssima condutividade elétrica e alta condutividade térmica. São quimicamente bastante estáveis sob condições normais, entretanto quando aquecidos, outras substâncias tóxicas como por exemplo dibenzofuranos policlorados (PCDF's) podem aparecer.

Globalmente, os PCB's são encontrados no ar, em concentrações variando entre 0,002 até 15 ng/m³. Em áreas industriais, os níveis podem alcançar valores na ordem de µg/m³. Em ambiente ocupacional, na manufatura de transformadores e capacitores, foram encontrados níveis de até 1000 mg/m³.

Na atmosfera, existem preferencialmente na forma de vapor. A tendência de serem adsorvidos ao material particulado cresce com o grau de cloração.

Na água, são adsorvidos aos sedimentos e matéria orgânica em suspensão, especialmente os altamente clorados, diminuindo a taxa de volatilização. O sedimento é o local primário de depósito, continuando ser a maior fonte de contaminação para a cadeia alimentar por muitos anos. A baixa solubilidade e a forte tendência de serem adsorvido, limita sua lixiviação no perfil do solo.

No ambiente, são resistentes a maioria das reações de degradação química, exceto pela quebra por processo fotoquímico. A redistribuição de PCBs, previamente introduzidos no ambiente, envolve a volatilização a partir do solo e água para a atmosfera, transporte aéreo e remoção do ar (deposição) por via úmida ou seca.

Os microrganismos degradam bifenilas mono, di e tricloradas, relativamente rapido e o tetraclorados lentamente. A transferência de PCB's para os vegetais, a partir de uma contaminação do solo, se dá principalmente por adsorção nas superfícies externas, ocorrendo pouca translocação nas plantas.



Os PCB's são lipofílicos e por isso entram facilmente na cadeia alimentar, acumulando-se nos tecidos adiposos.

A principal via de exposição humana não ocupacional é através da ingestão de alimentos, enquanto na exposição ocupacional é a inalação. O sintomas de intoxicação são comparáveis àqueles associados a pesticidas organoclorados (náusea, dor de cabeça, diarreia, etc). Os PCBs induzem uma ampla gama de patologias no fígado. O grau de carcinogenicidade induzida pelos PCB's é relativamente menor do que os organoclorados. Muitos estudos epidemiológicos não tem sido capazes de mostrar correlação significativa entre níveis de exposição e mortalidade devido a câncer. Em estudos com animais mamíferos, os PCB's têm induzido ao aparecimento de nódulos de neoplasia e carcinomas. Também são mutagênicos e teratogênicos.

Clorobenzenos

(128 – WHO, 1991 e Moore, 1994)

Clorobenzenos são compostos aromáticos, formados pela adição de 1 a 6 cloros ao anel benzeno, resultando em 12 compostos: monoclorobenzeno, três formas isômeras de cada di-, tri- e tetraclorobenzeno, além de penta- e hexaclorobenzeno.

São usados principalmente como intermediários na síntese de pesticidas, sendo o 1,4 diclorobenzeno utilizado em desodorantes e como repelente de mariposas.

A liberação de clorobenzenos no ambiente ocorre primeiramente durante o processo de síntese, e também devido à natureza dispersiva de seu uso (fonte dispersa). A liberação de clorobenzenos a partir de disposição de resíduos, incluindo resíduos de incineração, é muito menor. Entretanto, a incineração de clorobenzenos pode resultar na emissão de dibenzodioxinas policloradas (PCDDs) e dibenzofurano policlorados (PCDFs).

Os níveis médios de clorobenzenos (mono- a tri-) no ar estão na faixa de 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com o máximo em 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Em águas superficiais, tem sido detectados de mono a penta clorobenzenos na ordem de ng/L a $\mu\text{g}/\text{L}$, com níveis ocasionais de centésimos de mg/L, próximos a fontes industriais.

Quanto maior número de cloro no anel, o composto apresenta menor solubilidade, maior poder solvente, viscosidade, reatividade química do anel benzeno e valor de log Kow. Os valores relativamente altos de Kow indicam a tendência de serem fortemente adsorvidos pela fração orgânica do solo. A meia vida para volatilização varia de 8 a 11 hs.

Vários microrganismos do solo e da água podem utilizar alguns destes compostos como fonte de carbono. O 1,2 diclorobenzeno e o 1,4-triclorobenzeno não são degradáveis. Os clorobenzenos são considerados moderadamente persistentes em água, ar, e sedimentos. Tem sido reportados tempo de residência de 1 dia em águas superficiais e 100 dias em águas subterrâneas. No ar, as reações químicas e fotolíticas são as vias predominantes de degradação e o tempo de residência varia de 13 a 116 dias.

Os sintomas de toxicidade por exposição a clorobenzenos sobre humanos são: efeitos sobre o sistema nervoso central (dor de cabeça, letargia e tremor), irritação dos olhos e do trato respiratório. Clorobenzenos são rapidamente absorvidos nos sistemas gastrointestinal e respiratório e a absorção dérmica tem menor importância. São termicamente estáveis e altamente solúveis em lipídeos, ocorrendo comumente na gordura humana e no leite.

Para os congêneres de clorobenzenos, pouco clorados e portanto mais voláteis, a inalação parece ser a principal via de exposição (0,2 a 0,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corpóreo). A importância da ingestão via alimentação cresce com o aumento da cloração, entretanto essa via é responsável por menos de 0,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corpóreo. Poucos dados relatam a exposição ocupacional, entretanto níveis entre 42 e 288 mg/m^3 de 1,4 diclorobenzeno tem sido encontrados em indústrias químicas. Experimento de



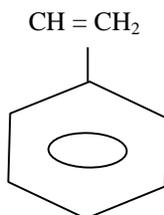
longa duração em diversas espécies de animais indicam a tendência dos clorobenzenos serem mais tóxicos quanto maior for o nível de cloração. Há correlação também do aumento de toxicidade com o grau de acumulação nos tecidos. Os órgãos mais afetados são rins e fígado.

Apesar de não haver indicação de carcinogenicidade, deve-se procurar reduzir sua distribuição no ambiente porque os clorobenzenos são precursores na formação de PCDDs e PCDFs, principalmente em processos de incineração, conferem odor a água e peixes, e os resíduos são persistentes em sedimentos, solos e águas.

Estireno

(26 – WHO, 1983)

Fórmula molecular e estrutural:



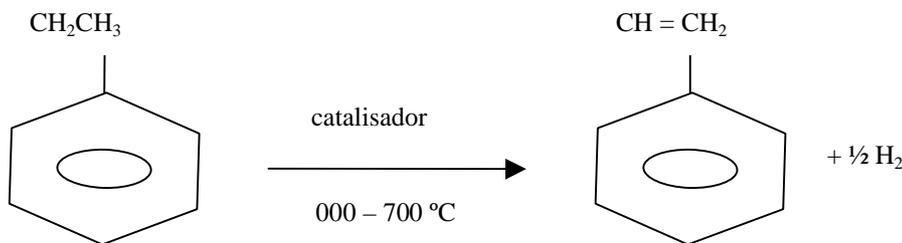
CAS N°: 100-42-5

Sinônimos: feniletileno ou vinilbenzeno

Fator de conversão: 1 ppm = 4,2 mg/m³

O primeiro passo na produção de estireno é a alquilação do benzeno com etileno, ambos da indústria petrolífera.

O etilbenzeno é dehidrogenado a estireno pela seguinte reação.



O efluente do reator contém 0,7% de benzeno e 1,0% de tolueno, retirados em coluna de destilação.

A maior fonte de contaminação são as indústrias petroquímicas, devido a emissões durante a produção, vazamentos de tanques de armazenamento, águas residuárias e resíduos sólidos. Na emissão de veículos, do total de hidrocarbonetos 0,76 a 2,67% estão na forma de estireno. Também tem sido mensurado na fumaça de cigarros em concentrações variando de 18 a 48 µg/cigarro.

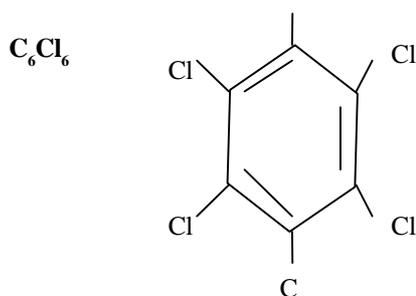
As vias de exposição são a inalação e o contato dermal. A absorção dermal de estireno é 30 vezes maior do que para o benzeno, anilina ou nitrobenzeno. O uso doméstico de resinas tem aumentado a exposição. Não há indicação de risco de câncer, embora existam poucos trabalhos.



Hexaclorobenzeno

(195 – WHO, 1997)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS Nº: 118-74-1

Sinônimos: perclorobenzeno e HCB

Pressão de Vapor: 0,0023 Pa a 25°C

Coef. Partição octanol/água (log Kow): 5,5

Solubilidade em água: 0,005 mg/L a 25°C

Constante de Henry : 131 Pa/mol/m³Fator de conversão: 1ppm=11,8 mg/m³

O HCB técnico contém 98% de HCB, 1,8% de pentaclorobenzeno, 0,2% de 1,2,4,5 tetraclorobenzeno e algumas impurezas como hepta e octaclorodibenzofuran, octaclorodibenzo-p-dioxina e decaclorobifenila.

A síntese industrial de HCB dá-se por meio da cloração de benzeno a 150-200°C, usando cloreto férrico como catalisador ou a partir da destilação de resíduos da produção de tetracloroetileno. É também gerado como resíduo durante a síntese de solventes clorados (tetracloroeto de carbono, tri e tetracloroetileno), aromáticos clorados e pesticidas.

Tem sido usado na manufatura de pirotécnicos, fogos de sinalização, na produção de alumínio, como agente conservante de madeira, agente controlador da porosidade na manufatura de ânodos de grafite e na produção de pneus. As indústrias de cloro-soda que produzem cloretos (Cl₂), hidrogênio e soda cáustica (NaOH) por eletrólise de cloreto de sódio purificado (NaCl), quando utilizam no processo os ânodos de grafite, há produção de HCB como subproduto. Na agricultura, o principal uso do HCB tem sido como fungicida, no tratamento de sementes. Seu uso tem sido reduzido em muitos países devido aos efeitos sobre o ambiente e seres humanos.

O HCB é liberado no ambiente principalmente durante a síntese de solventes organoclorados, aplicação de pesticidas e incineração inadequada de resíduos clorados. Não é facilmente lixiviado para a água subterrânea a partir de disposições adequadas no solo (aterros). Sua volatilização em aterros é vagarosa.

No ar, sua concentração varia de 0,04 a 0,6 ng/m³, não havendo diferenças significativas entre áreas rurais, urbanas e remotas. Porém, em área de indústrias de pesticidas, este nível eleva-se para até 24 µg/m³.

Encontra-se amplamente distribuído na água devido seu uso na agricultura, apresentando uma meia vida próxima a 8 hs, pela sua alta afinidade de sorção nos sólidos em suspensão. Os resíduos



são geralmente baixos de ng/L a µg/L (MOORE, 1984). Nas águas superficiais da Europa e Estados Unidos, as concentrações estão geralmente abaixo de 1 ng/L. Próximo a descargas industriais, encontram-se níveis mais elevados, da ordem de 80 ng/L.

Na Europa, a concentração média encontrada em solos não contaminados variou de 0,3 a 5,1 ng/g. No Canadá, próximo a fontes industriais, foi reportado concentração de 12.600 ng/g (peso seco) e nos Estados Unidos 570 µg/g (não indicado se em base seca ou úmida).

Por ser considerado móvel e resistente à degradação o HCB encontra-se distribuído em todos os compartimentos ambientais. A bioacumulação resulta da combinação de suas propriedades físico-químicas, como o elevado Kow e a sua lenta eliminação pelos organismos.

A principal via de exposição humana não ocupacional é a ingestão de água e alimentos. Em ambientes ocupacional, a inalação também é uma via importante. Por ser altamente lipofílico, geralmente ficam acumulados no tecido adiposo e no leite. A maioria dos efeitos sobre os seres humanos foram estudados a partir de um acidente ocorrido na Turquia entre 1955 e 1959, onde foram identificados mais de 600 casos de porfíria cutânea. Verificou-se também a ocorrência de lesões dermatológicas, hiperpigmentação, inchaço dos rins, aumento do tamanho das glândulas tiróides e nódulos linfáticos, além de osteoporose e artrites. Ocorreram mortes de crianças com menos de um ano de vida, amamentadas com leite de mães expostas ao HCB neste acidente.

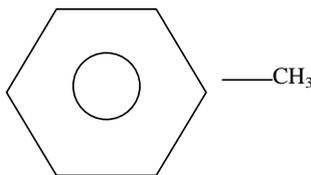
Os estudos epidemiológicos disponíveis são insuficientes para avaliar a carcinogenicidade do HCB para humanos. Porém, é proposto para evitar efeitos carcinogênicos, um valor de ingestão diária tolerável, de 0,17 µg/kg do peso corpóreo por dia.

Tolueno

(52 – WHO, 1985)

Fórmula molecular e estrutural:

C_7H_8



CAS N°: 108-88-3

Sinônimo: metilbenzeno

Fator de Conversão: 1 ppm = 3,75 mg/m³

Limite de odor: 9,4 mg/m³

O tolueno é um solvente importante e um dos componentes da gasolina. É formado quando um átomo de hidrogênio de uma molécula de benzeno é substituído com um grupo metil. O isômero O de tolueno-sulfonulcloreto é convertido em sacarina. Após a Segunda Guerra Mundial a quantidade de tolueno obtida a partir do petróleo aumentou drasticamente, com relação àquela produzida a partir do carvão e alcatrão.

O tolueno encontra-se no solo, adsorvido a minerais de argila (bentonita e caolinita) e a capacidade de adsorção cresce quando o pH diminui.

No Canadá, a análise da água tratada revelou que a concentração média é de 0,002 mg/L e o máximo de 0,027 mg/L. Foi detectado em água de poço concentrações entre 0,005 a 0,1 mg/L. A passagem do tolueno da água para o ar é bastante rápida. Sua meia-vida para volatilização é de 5 horas (Versar 1979 **apud** MOORE, 1984).



O tolueno é um componente comum na atmosfera urbana devido primariamente a emissão veicular e por indústrias que usam solventes. Em um monitoramento realizado em 1980, as concentrações no ar a distâncias de 1,6; 6 e 16,5 Km de uma fábrica de tintas automotivas foram de 0,6; 0,075 e 0,055 mg/m³ respectivamente, na direção predominante a favor do vento. A concentração, considerada natural, a 1,6 km desta fábrica na direção oposta ao vento predominante, foi de 0,0055 mg/m³.

As exposições estimadas de tolueno em diferentes condições são:

mg/semana	Inalação		Ingestão		Inalação ^a (377mg/m ³)	Dermal	Inalação (20cigarros por dia)
	Áreas Urbanas	Áreas Rurais	Água Potável	Alimento (peixe)			
População em geral	0,02 – 3,2	Traços - 0,6	0 – 0,3	0 – 0,45	—	—	—
Grupo Ocupacional	—	—	—	—	18 - 100	0 – 1,0	—
Fumantes	—	—	—	—	—	—	14

^a – Este valor é similar ao padrão permissível em vários países e representa o pior caso estimado.

O efeito primário é sobre o sistema nervoso central, sendo o sintoma inicial o de euforia, seguido de desorientação, tremedeira, alucinações, convulsões e coma. Exposições agudas provocam irritação nos olhos e trato respiratório. A inalação de tolueno é uma importante causa de encefalopatia em crianças e pode levar a danos neurológicos permanentes. Não há estudos suficientes para avaliar o efeito teratogênico do tolueno.

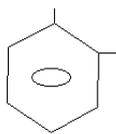
Xilenos

(190 – WHO, 1997)

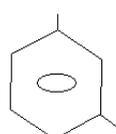
Fórmula Molecular e Estrutural:

Formas Isoméricas

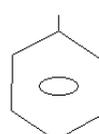
C₈H₁₀



O (orto)
1,2



M (meta)
1,3



P (para)
1,4



CAS N°: formas isômeras : (O) - 95-47-6 (M) - 108-38-3 (P) - 106-42-3

"Mistura": 1330-20-7

Sinônimo: dimetilbenzeno

Fator de Conversão: 1ppm = 4,35 mg/m³ a 25°C, 101 a 3 KPa

Limite de odor da mistura : 4,35 mg/m³

O produto comercial xileno contém aproximadamente 60–70% de M-xileno. O produto técnico "Mistura de Xilenos", contém aproximadamente 40% M-xileno e 20% de etilbenzeno, 20% de O-xileno e 20% de P-xileno. Pequenas concentrações de tolueno e Cg aromático também estão presentes.

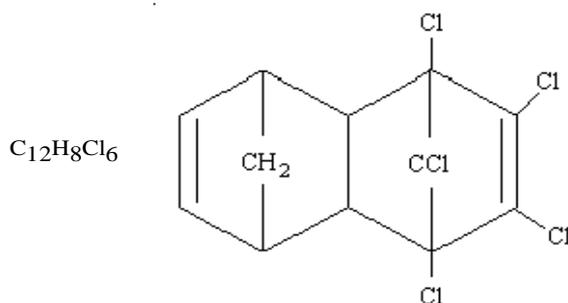
A volatilização no M-xileno tem meia vida menor do que 4 horas (Laity *et al.* 1993 **apud** MOORE, 1984)

3. AGROTÓXICOS ORGANOCLORADOS

Aldrin

(91 – WHO, 1989; MOORE, 1984 e OPAS/OMS, 1997)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS N°: 309-00-2

É um pesticida organoclorado, utilizado no combate a pragas de solo, conservante de madeira e tratamento de sementes. Sua produção tem sido severamente restringida ou banida em muitos países. No Brasil seu uso foi limitado pela Portaria n° 329, de 02/09/85, que permitiu sua utilização somente no controle de formigas.

As impurezas do aldrin incluem octaclorociclopentano (0,4%), hexaclorobutanieno (0,5%), tolueno (0,6%) e compostos carbonil (2%).

É muito pouco solúvel em água e fortemente adsorvido ao solo, sendo resistente ao lixiviamento e a sua perda no solo deve-se em parte à volatilização.

O aldrin tem sido encontrado na atmosfera, na fase de vapor, adsorvido na poeira ou a água de chuva em níveis variados. Em áreas agrícolas, a concentração média no ar é de 1-2 ng/m³, com níveis máximos de 40 ng/m³. Na água de chuva a concentração está na ordem de 10 a 20 ng/L. As concentrações encontradas no ar de casas que foram tratadas para eliminação de insetos é muito maior, variando de 0,04 a 7 mg/m³, dependendo do período amostrado após a aplicação. Após 8 semanas, a concentração cai rapidamente.



A meia-vida para volatilização em água calculada por Versar (1979 **apud** MOORE, 1984) é de 7,7 dias, embora Singmaster (1975 **apud** MOORE, 1984) tenha encontrado valores menores que 1 dia, em água pura, na água do Rio Sacramento, Rio Americano e na Baía de São Francisco. No ambiente, a volatilização pode ser o processo dominante.

Nos alimentos, o aldrin é raramente encontrado.

O aldrin é altamente tóxico aos seres humanos. A menor dose que pode levar à morte é estimada em 10mg/kg do peso corpóreo. Ele é rapidamente absorvido pela corrente sanguínea através do trato gastrointestinal, da derme e dos pulmões. Normalmente avalia-se a concentração de dieldrin ($C_{12}H_8OCl_6$) no sangue, porque o aldrin no organismo é rapidamente convertido neste composto. O aldrin pode ser oxidado para dieldrin por átomo de oxigênio ou ozônio em condições de laboratório.

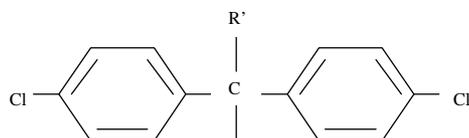
Como os demais organoclorados ele atua sobre o sistema nervoso central resultando em alterações comportamentais, distúrbios sensoriais, do equilíbrio, atividade da musculatura involuntária e depressão dos centros vitais, particularmente a respiração. Os efeitos agudos são reversíveis. Como manifestações crônicas podem ocorrer lesões hepáticas, renais arritmias cardíacas e dermatoses.

Um estudo de longo período (mais de 20 anos) envolvendo 1.000 trabalhadores em fábricas de aldrin, não revelou o aumento na incidência de câncer, mesmo entre trabalhadores expostos a altos níveis de aldrin e dieldrin.

DDT e grupo

(83 – WHO, 1989 e MOORE, 1984)

Fórmula Estrutural:



Este grupo de organoclorado possui 14 compostos.

Principais Compostos	Nome Químico	R'	R''	Fórmula molecular
DDT	1,1(2,2-tricloroetilidano)-bis(4-clorobenzeno)	-H	CCl_3	$C_{14}H_9Cl_5$
DDE	1,1(2,2-dicloroetilidano)-bis(4-clorobenzeno)	nada	CCl_2	$C_{14}H_8Cl_4$

A produção mundial do DDT tem diminuído muito nas últimas décadas. A decisão de proibi-lo (bani-lo) deve-se a persistência dos parentes e metabólitos, a suscetibilidade para transporte em larga escala e volatilização e a extrema afinidade lipofílica. No Brasil seu uso está limitado pela Portaria nº 329, de 02/09/85, que permite sua utilização somente nas campanhas de saúde pública (OPAS/OMS, 1997).

Na década de sessenta o resíduo de DDT no ar na região rural nos EUA, Canadá e Europa estava entre 0,1 a 10 ng/m³ com alguns picos excedendo 5000 ng/m³. Por deposição em água superficiais a média caiu para 0,01 a 0,1 ng/m³.

Estes compostos são resistentes à degradação e fortemente adsorvidos em sedimentos e solos, onde podem agir como fonte de exposição por longo período (muitos anos), em decorrência de sua elevada meia-vida. As propriedades físicas e químicas do DDT e dos seus metabólitos, tornam estes compostos prontamente assimiláveis pelos organismos.



As taxas de acumulação variam de acordo com as espécies, com a duração e concentração da exposição e com as condições ambientais. De modo geral, organismos de maior nível trópico possuem concentrações maiores de compostos tipo DDT. O DDE e DDT respectivamente possuem os maiores fatores de concentração entre os organoclorados.

O DDE é resistente a hidrólise sendo o produto final da hidrólise do DDT entre pH 3 a 11. O DDT pode ser biotransformado por microorganismos em DDE.

Podem ser também transportados a longas distâncias pelos animais migratórios e pelas correntes marinhas e aéreas.

Em pássaros, o principal efeito do DDT e DDE dá-se sobre a reprodução (quebra das cascas dos ovos e/ou morte dos embriões). Em mamíferos, os efeitos de toxicidade manifestam-se principalmente em animais cujo acúmulo e perda de gordura é sazonal. Aparentemente são responsáveis pela baixa performance reprodutiva de mamíferos marinhos perto da Califórnia (Young e Heesen, 1978 **apud** MOORE, 1984).

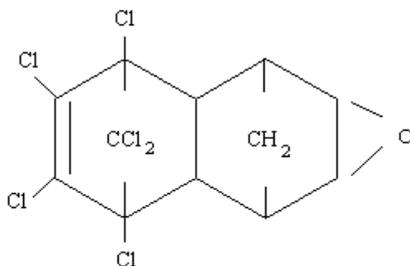
Nos seres humanos podem induzir arteriosclerose vascular, hipertensão e possivelmente diabetes, sendo a principal via de exposição não ocupacional a alimentação por peixes e frutos do mar.

Não há dados conclusivos sobre carcinogenicidade, embora estudos em pacientes terminais mostraram correlação significativa com a concentração de DDE no tecido adiposo (Unger e Olsen, 1980 **apud** MOORE, 1984). Em animais mostram efeitos teratogênicos e fetotóxicos.

Endrin

(130 - WHO,1992)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS Nº : 72-20-8

Fator de Conversão: 1 ppm=16 mg/m³ a 20°C

O endrin é um inseticida organoclorado, utilizado desde 1950 contra pragas do algodão, arroz, cana de açúcar, milho e outras culturas. É utilizado também como raticida.

É liberado na atmosfera, principalmente pela volatilização após aplicações em culturas. A volatilização a partir do solo é baixa e dependente de diversos fatores como teor de matéria orgânica, umidade, fluxo de ar e área da superfície das plantas.

A persistência no solo é altamente dependente das condições locais. Sua meia-vida no solo pode atingir até 12 anos, sendo a volatilização e a fotodecomposição os primeiros mecanismos de decomposição do endrin.

A principal rota de contaminação de águas superficiais é através do escoamento superficial. Contaminações locais podem ocorrer devido a efluentes industriais e práticas agrícolas indevidas. É altamente tóxico a invertebrados aquáticos, com LC₅₀ inferior a 0,005 mg/L (MOORE, 1984).



Nos seres humanos, a dose oral que causa morte é estimada em aproximadamente 10 mg/kg peso corpóreo. A dose única que causa convulsões foi estimada entre 0,25 e 1,0 mg/kg peso corpóreo.

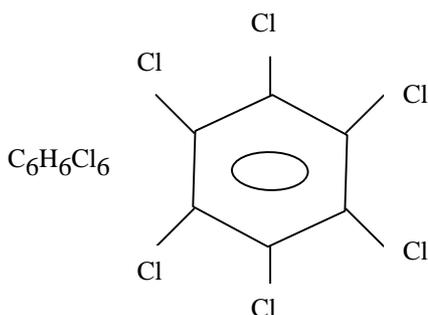
O endrin age primeiramente no sistema nervoso central. Os sinais de intoxicação são excitabilidade e convulsões. A morte ocorre entre 2 e 12 horas após a exposição, se o tratamento apropriado não for administrado imediatamente. A recuperação após um envenenamento é rápida e completa. Não se acumula no corpo humano.

Os dados obtidos até o momento são insuficientes para indicar o endrin como carcinogênico ao homem.

Lindano

(124 - WHO 1991 e MOORE, 1984)

Fórmula Molecular e Estrutural:



CAS Nº: 58-89-9

Sinônimos: gama-hexaclorociclohexano e (gama HCH). O termo hexacloreto de benzeno também é utilizado, principalmente em sua forma abreviada gama-BHC.

Fator de Conversão: 1ppm=12,1 mg/m³

Pressão de Vapor: 0,434 x 10⁻⁵ kPa a 20 °C

Coefficiente de Partição n-octanol/água (log Kow): 3,2 - 3,7

O HCH foi desenvolvido em 1825, mas somente em 1949 começou a ser produzido comercialmente, sendo sintetizado a partir do benzeno e cloro, na presença de luz ultravioleta, gerando 65-70% de alfa-HCH, 7-10% de beta-HCH, 14-15% de gama-HCH (lindano), aproximadamente 7% de delta-HCH, 1-2% de epsilon-HCH e 1-2% de outros componentes.

A extração do lindano do HCH produz 85% de isômeros não inseticidas que podem ser usados na produção de triclorobenzeno e ácido hidroclórico.

O lindano é um inseticida de amplo espectro, usado principalmente com propósitos agrícolas (80% da produção). É usado também contra ectoparasitas em produtos veterinários e farmacêuticos. No Brasil seu uso está limitado pela Portaria nº 329, de 02/09/85, que permite sua utilização somente em campanhas de saúde pública (OPAS/OMS, 1997).

Aproximadamente 1% do total processado de lindano atinge as águas residuárias das indústrias que o formulam e através das estações de tratamento das águas, permanece no resíduo sólido que deve ser incinerado. Também entra no ambiente pelas aplicações de pesticidas e por deposição inadequada no solo, sendo que as plumas de contaminação atravessam grandes distâncias, carregadas pela água e pelo vento. Na Holanda, o total de lindano que atravessa o país via águas superficiais do Rio Reno é aproximadamente 1,8 t/ano.



O lindano tem sido encontrado no ar, sobre oceanos, em concentrações de 0,039 a 0,68 ng/m³ e em alguns países tem sido mensurado concentrações de até 11 ng/m³. Em solos, a concentração é geralmente baixa, variando de 0,001 a 0,01 mg/kg, exceto em áreas de disposição. A concentração estimada em água superficiais em países europeus está abaixo de 0,1 µg/L.

Embora, agora banido do uso geral o HCH excedeu 500 ng/L na água potável em pelo menos 2 áreas do Japão (Shinohara *et al* 1981 **apud** MOORE, 1984).

A meia-vida de volatilização calculada por Versar (1979 *apud* MOORE, 1984) para o lindano é de 200 dias. Embora seja um pesticida estável o lindano pode ser biotransformado por microrganismos do solo e plantas (Versar, 1979, Engst *et al*, 1978 *apud* MOORE, 1984).

Os fatores de concentração dos pesticidas organoclorados nas plantas apresentam a seguinte ordem: DDE > DDT > dieldrin >= toxafeno >= aldrin >= endrin >= heptachlor > lindano.

Na maioria das espécies a via primária de exposição é o alimento. Nos seres humanos cerca de 90% da ingestão é originária de alimentos. Na década de 70, a ingestão atingiu 0,05 mg/kg de peso corpóreo por dia e nos anos 80, essa taxa caiu para 0,003 µg/kg de peso corpóreo por dia. Os pesticidas organoclorados são lipofílicos, acumulando-se nos tecidos gordurosos.

Vários casos de intoxicação fatal e não-fatal causadas por lindano tem sido registrados. Podem ser tanto acidentais como intencionais (suicídios) ou devido a negligência quanto aos procedimentos de segurança. Os sintomas incluem náusea, dor de cabeça, vômitos, tremor, convulsões e mudanças no padrão de eletroencefalograma. Estes efeitos são reversíveis após a descontinuidade da exposição ou tratamento sintomático. Pode causar anemia "hipoplastia" e danos a bainha marrom, resultando na diminuição da eritropoeisi. Alguns trabalhos indicam que doses de aproximadamente 1,0 mg/kg do peso corpóreo não induz a envenenamento, entretanto doses de 15 a 17 mg/kg de peso corpóreo resultam em sintomas severos de toxicidade. Não há dados conclusivos sobre sua carcinogenicidade.

4. COMPOSTOS FENÓLICOS

Clorofenóis

(93 – WHO, 1989)

Os clorofenóis são compostos orgânicos, formados a partir do fenol (1-hidroxibenzeno) pela substituição no anel de um ou mais átomos por cloro. Dezenove congêneros podem ser possíveis, variando de mono até pentaclorofenol. Tri, tetra e pentaclorofenol são disponíveis também como sais de sódio ou potássio.

São sólidos à temperatura ambiente, com exceção do 2-monoclorofenol, que é líquido. São pouco solúveis, porém os sais tem solubilidade maior quatro ordens de grandeza.

Por serem tóxicos para um grande número de organismos, são utilizados como conservante de madeira, na produção de pesticidas (2,4-D) e como aditivo inibidor de crescimento microbial em diversos produtos como adesivos, óleos, têxteis e farmacológicos.

As quantidades de resíduos contendo clorofenóis são baixas devido aos métodos de tratamento disponíveis. A separação gravimétrica no tratamento primário recupera óleos e clorofenóis para reciclagem. No tratamento secundário, os microrganismos podem degradar cerca de 90% do clorofenol, desde que não ocorra uma sobre carga do sistema. A adsorção em carvão ativado como tratamento final remove quase 100% dos clorofenóis restantes. A incineração é eficiente se a temperatura e tempo de residência forem adequados para assegurar a completa combustão e prevenir a formação de dioxinas (PCDD e PCDF).



A contaminação ambiental ocorre por derrames, lixiviação a partir de madeiras tratadas, incineração inadequada de resíduos de madeira e lixo municipal e degradação de pesticidas. Clorofenóis podem ser formados e posteriormente lançados ao ambiente em processos de clarificação de polpa de celulose e papel por cloro, cloração de águas residuárias e águas tratadas para consumo.

Os clorofenóis podem ocorrer naturalmente, como metabólitos de certos organismos (flora e fauna), porém essa quantidade é negligenciável.

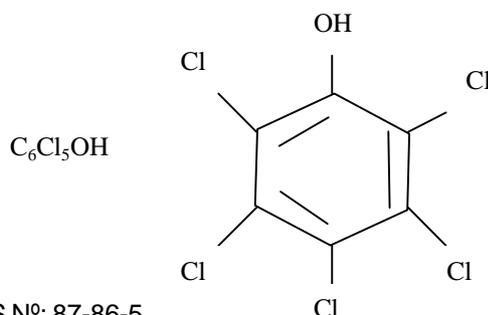
São removidos do meio ambiente por degradação biológica e não biológica. A sorção de clorofenóis em detritos orgânicos pode ser importante (MOORE, 1984). A bioacumulação é moderada e é uma função positiva do número de moléculas de cloro.

Nos seres humanos são rapidamente absorvidos através da pele e trato gastrointestinal. Em animais de laboratório se acumulam principalmente no fígado e rins, devido à circulação sanguínea e com menor importância no cérebro, músculos e tecidos adiposos. As principais vias de exposição para a população em geral são a ingestão de água e alimentos. No cenário industrial (exposição ocupacional), as vias de inalação e contato dermal são as mais relevantes. Os sintomas clínicos são irritação de olhos e vias respiratórias, dermatites e proíria. Disfunção do fígado, mudanças na atividade das ondas cerebrais e reação visual lenta têm sido associadas a exposições crônicas excessivas. Não há informações sobre aumento na incidência de câncer ou efeitos teratogênicos.

Pentaclorofenol

(71 – WHO, 1987; MOORE, 1984 e OPAS/OMS, 1997)

Fórmula molecular e estrutural:



CAS Nº: 87-86-5

Sinônimo: PCP

Fator de conversão: 1ppm = 10,9 mg/m³ a 25°C

O PCP tem baixa solubilidade em água, sendo solúvel em óleo, embora o pentaclorofenol sódico (Na – PCP) seja solúvel em água.

É usado como algicida, bactericida, fungicida, herbicida e inseticida, tendo, entretanto amplo uso como conservante de madeiras e cupincida. Este composto possui na sua formulação, impurezas chamadas de dioxinas, principalmente o hexaclorodibenzodiorina (HCDD) que é extremamente tóxico, cancerígeno e fetotóxico.

No ar, tem sido detectado a níveis variando de 0,25 a 0,93 ng/m³ em áreas rurais e 5,7 a 7,8 ng/m³ em áreas urbanas.

Solos altamente contaminados (45,6 mg/kg) foram observados nas vizinhanças de áreas de tratamento de madeiras. São sorvidos para solo somente em condições ácidas (pH governa) e a quantidade sorvida está diretamente correlacionada com o conteúdo orgânico do solo. O PCP é tem maior mobilidade em solos com pH alto do que em solos com pH baixo.



O nível de PCP em águas superficiais geralmente varia de 0,1 a 1,0 µg/L. Elevadas concentrações podem ser encontradas em águas subterrâneas (3 – 23 µg/L) e águas superficiais (0,07 – 31 µg/L) próximo a áreas de tratamento de madeira. Concentrações na ordem de mg/L podem ser obtidas próximas a descargas industriais.

O PCP é degradado por algumas espécies de fungo de madeira. Estes fungos reduzem sua toxicidade inativando o grupo hidroxila.

A principal via de exposição não ocupacional é através da ingestão de água e de alimentos. Também pode ocorrer exposição via inalação em ambientes internos após tratamento de residências (0,1 µg/m³ na ocasião do tratamento, 20 µg/m³ após o tratamento). O PCP pode significar risco à saúde humana, principalmente a trabalhadores envolvidos na sua produção e no seu uso. É bem absorvido pelas vias cutânea, digestiva e respiratória. Tem sido documentados problemas de pele, doenças respiratórias, mudanças neurológicas, dor de cabeça, náuseas e fraqueza. Mudanças nos processos industriais tem sido feitas e diminuído a exposição, porém mortes ainda estão sendo reportadas devido à super exposição. Não há trabalhos conclusivos sobre o aumento da incidência de câncer em trabalhadores expostos ao PCP.

5. INORGÂNICOS

Alumínio

(194 – WHO, 1997 e MOORE, 1990)

O alumínio é produzido e consumido em grandes quantidades em muitas nações, sendo o Brasil um grande produtor, em torno de 762.000 t/ano.

É o principal constituinte de um grande número de componentes atmosféricos, particularmente de poeira derivada de solos e partículas originadas da combustão de carvão. Em áreas urbanas, a concentração de Al na poeira das ruas varia de 3,7 a 11,6 µg/kg. No ar, a concentração varia de 0,5 ng/m³ sobre a Antártica a mais de 1000 ng/m³ em áreas industrializadas.

Na água, o alumínio é complexado e influenciado pelo pH, temperatura e a presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. A solubilidade é baixa em pH entre 5,5 e 6,0.

Outro aspecto chave da química do alumínio é sua dissolução no solo para neutralizar a entrada de ácidos com as chuvas ácidas. Nesta forma, ele é extremamente tóxico à vegetação e pode ser escoado para os corpos d'água.

A principal via de exposição humana não ocupacional é pela ingestão de alimentos e água. A toxicidade aguda por alumínio metálico e seus compostos é baixa, variando o LD₅₀ oral de algumas centenas a 1.000 mg de alumínio 1 kg peso corpóreo por dia. A osteomalacia é observada em humanos expostos ao alumínio. Há considerável evidência que o alumínio é neurotóxico. Em experimentos com animais, porém há uma grande variação desse efeito, dependendo da espécie analisada. O acúmulo de alumínio no homem tem sido associado ao aumento de casos de demência senil do tipo Alzheimer. Brown (1989, **apud** MOORE, 1990) correlacionou o aumento do risco relativo da ocorrência do Mal de Alzheimer com o nível de alumínio na água de abastecimento. Não há indicação de carcinogenicidade para o alumínio.

Arsênio

(WHO, 1981 e MOORE, 1990)

O arsênio é um elemento raro com ciclo rápido através dos sistemas água, terra e ar. Ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 2 a 5 mg/kg, principalmente como complexos de sulfitos e óxidos. A produção mundial na década de 80 foi de 45 X 10³ toneladas métricas anuais. Os



principais usos estão em inseticidas, rodenticidas, dissecante de plantas, detergentes e na indústria farmacêutica e têxtil.

Em corpos d'água o arsênio é predominantemente encontrado no sedimento. Sua desorção é controlada pelo pH, ferro total e carbonato de cálcio. Em ambientes reduzidos, e presença de oxihidróxidos de ferro e manganês dissolvidos o arsênio é liberado para a água subterrânea.

Efeitos agudos e subagudos de arsênio inorgânico podem envolver diversos órgãos incluindo o sistema respiratórios, gastrointestinal, cardiovascular nervoso e pele. Baixos níveis de ingestão (1 a 10 mg/L) em grandes períodos, podem levar a um quadro de toxicidade aguda. Envenenamento agudo é caracterizado por efeitos no sistema central, levando a coma e eventual morte. O As^{3+} inorgânico é metilado no fígado da maioria dos mamíferos e o As^{5+} antes de ser metilado é reduzido no sangue. Aproximadamente 70% do arsênio ingerido é excretado pela urina, tendo uma meia vida de 10 a 30 hs.

Intoxicação crônica resulta em desordens neurológicas, fraqueza muscular, perda de apetite, náuseas, hiperpigmentação e queratoses. Exposição ocupacional são reportados em fundições, onde o alto nível de arsênio inorgânico encontrado no ar, pode provocar lesões nas membranas mucosas do sistema respiratório, incluindo perfurações do septo nasal.

Quanto a carcinogenicidade, o arsênio inorgânico é classificado no grupo 1, inadequada evidência em animais e suficientes evidências humanas. Há substancial evidência epidemiológica de carcinogenicidade respiratória em associação com exposição a arsênio inorgânico durante a fabricação de inseticidas. Também pode causar câncer de pele. Isto tem sido observado, acompanhando a absorção do arsênio pela ingestão de água ou drogas.

Em mamíferos ele é prontamente transportado para o feto, podendo apresentar efeitos teratogênicos e ser letal ao feto. Vários estudos indicam que o arsênio inorgânico afeta os mecanismos de reparo do DNA.

Muitas nações adotam como padrão de potabilidade a recomendação da Organização Mundial de Saúde, de 0,05 mg/L. Este padrão não considera o potencial de efeitos carcinogênicos, projetando um possível aumento de 2,5 casos de câncer de pele por milhão.

Bário

CAS N°: 7440 – 39 – 3

(107 – WHO, 1990 e MOORE, 1990)

A concentração de bário na crosta terrestre geralmente encontra-se entre 300 e 500 mg/kg. É um metal que existe naturalmente, como minério barita (sulfato de bário). A maior aplicação da barita é como um fluido de perfuração.

No ar sua concentração na Antártica está abaixo de 0,02 ng/m³. O nível natural em solo está na faixa de 100 a 3000 mg/kg; sendo a média de 500 mg/kg. A concentração basal em sedimento são geralmente menor que 100 mg/kg de peso seco.

Estudos nos EUA mostraram que a concentração de bário nas águas potáveis varia desde traços a 10 µg/L. No Canadá a concentração varia de 5 a 600 µg/L e na Suécia na água municipal varia de 1 a 20 µg/L.

Na água a taxa de desorção aumenta grandemente com o declínio de pH. A fotólise, hidrólise e transformação biológica não parecem afetar significativamente.

O bário é acumulado por organismos, passado através da cadeia alimentar, mas não é concentrado.

A principal via de exposição humana é a ingestão de água e alimentos, não sendo a inalação uma importante via. Doses baixas como 0,2 – 0,5 mg/kg do peso corpóreo, geralmente resultante de



uma ingestão de cloreto ou carboneto de bário, tem levado a efeitos tóxicos em adultos. Exposição aguda resulta em náuseas, vômitos e diarreias, seguido por estimulação muscular. Podem ocorrer gastroenterites, perda de reflexos e paralisia muscular. Foi diagnosticado em trabalhadores e residentes nas proximidades de um aterro contendo bário, um aumento de distúrbios respiratórios, gastrointestinais e problemas com pele. Exposição crônica, por via respiratória, resulta em "pneumocosis", conhecida como "baritones". Não há evidências de carcinogenicidade.

Cádmio

CAS N°: 7440-43-9

(134 e 135 – WHO, 1992 e MOORE, 1990)

O cádmio ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 0,2 mg/kg. A produção anual de cádmio refinado na década de 80 foi de aproximadamente de 1500 toneladas métricas anuais. Este metal é introduzido no ambiente terrestre por mineração, produção de metais não ferrosos, aterros e aplicação de fertilizantes fosfatados e lodo de efluentes domiciliares. As concentrações naturais no solo variam entre 0,1 e 0,4 mg/kg e podem atingir 4,5 mg/kg em rochas vulcânicas. Níveis de até 160 mg/kg tem sido encontrado próximo a fontes de processamento de metais.

O cádmio é usado em galvanoplastia, ligas para proteção contra corrosão e na manufatura de baterias, cerâmicas de vidro e alguns biocidas. Ele foi utilizado em larga escala como um pigmento de pintura, revestimento e plásticos.

A absorção e acumulação por plantas ocorre de forma limitada. Em locais onde há alta concentração (centenas de mg/kg) ocorre redução do crescimento vegetal. Plantas expostas por longos períodos ao cádmio podem desenvolver tolerância à esse metal.

Em sedimentos não contaminados, o cádmio varia de 0,1 a 10 mg/kg de peso seco, aumentando em áreas contaminadas para 4 a 10 mg/kg.

Na água encontra-se em concentração muito variável tanto na forma dissolvida como em particulados. O potencial redox tem pouco efeito na especiação. A sorção em sólidos em suspensões tais como argila é o processo dominante. Outros processos como a fotólise e a volatilização tem pouco importância.

A concentração em plantas aquáticas geralmente está abaixo de 5 mg/kg, perto de fontes de poluição a concentração pode exceder 342 mg/kg. O ferro e manganês competem com o cádmio pelo mesmo sítio de absorção.

Exposição aguda por inalação de óxido de cádmio resulta em pneumotites agudas com edema pulmonar, podendo ser letal, e por ingestão de sais de cádmio solúvel causa gastroenterites agudas. Também pode provocar náuseas, vômitos, salivação e caimbra. Casos severos podem mostrar injúrias no fígado, convulsões, choques, problemas renais e depressões cardiopulmonares podendo levar a morte. O efeito crônico geralmente ocorre no rim em decorrência do acúmulo de cádmio neste órgão. O sintoma mais comum é "proteinúria". Também são reportados, disfunções renais e danos no rim. Exposição crônica ocupacional tem causado severos efeitos predominantemente em pulmões e rins. Dados de estudos com trabalhadores mostram que há uma relação entre os níveis de exposição, duração e a prevalência de efeitos renais.

Não há uma firme conclusão sobre efeito carcinogênico. Existem poucas evidências de carcinogenicidade pela via oral, sendo classificado para exposição via inalação no grupo 2B: evidências limitadas em homens e suficientes evidências em animais.

Muitas nações usam como padrão de potabilidade a recomendação da Organização Mundial de Saúde, de 0,005 mg/L.



Chumbo Inorgânico

CAS Nº: 7439-92-1

(165 – WHO, 1995 e MOORE, 1990)

O chumbo ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 15 mg/kg. A produção mundial na década de 80 foi de 3100×10^3 toneladas métricas anuais. É usado para a produção de baterias, pigmentos e químicos. Está presente no combustível fóssil, embora a partir da década de 80 sua concentração diminuiu drasticamente.

O chumbo é emitido para a atmosfera em grande quantidade em área urbana por incineração de resíduos e descarga de efluentes. Uma fonte elevada de chumbo provém de resíduos metalúrgicos/sucata.

Concentrações atmosféricas de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ têm sido encontradas em áreas remotas. Em áreas urbanas próximas a siderúrgicas tem sido reportado concentração de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto que em cidades, onde o chumbo não é adicionado a gasolina, a concentração está abaixo de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Níveis naturais no solo variam entre 10 e 70 mg/kg e a média em solos próximos a estradas é de 138 mg/kg.

Na água seu teor raramente ultrapassa poucos miligramas por litro. A concentração natural em águas superficiais está estimada em $0,02 \mu\text{g}/\text{L}$. Na água potável, as concentrações estão usualmente abaixo de $5 \mu\text{g}/\text{L}$, porém, se o encanamento residencial contiver chumbo, a concentração pode chegar a $100 \mu\text{g}/\text{L}$. Forma, na água, complexos pouco solúveis com muitos ânions, incluindo, hidróxidos, carbonatos, sulfatos e sulfatos, além de ácidos húmicos e fúlvicos. A sorção ao sedimento tem papel chave em sua dinâmica ambiental. Preferencialmente se adere as frações de menores tamanhos. A desorção é um processo lento. A presença de cobre e zinco e outros metais retardam sua absorção.

O chumbo inorgânico pode ser metilado para diversas formas orgânicas. É encontrado em altas concentrações em plantas aquáticas que crescem em corpos d'água que recebem rejeitos industriais ou de minerações.

De uma maneira geral, para a população adulta não fumante, a principal via de exposição é pela ingestão de alimentos e água. Para crianças, as principais vias são alimento, água, ar, poeira e solo. A absorção no ser humano via inalação varia de 4 a 200 $\mu\text{g}/\text{dia}$.

O efeito agudo geralmente é restrito a exposição ocupacional. Os primeiros sintomas são fadiga, anemia e distúrbios neurológicos. A anemia é decorrência de sua ação negativa sobre a síntese de hemoglobina. Este sintoma foi observado em crianças que absorveram $40 \mu\text{g}/\text{L}/\text{dia}$. Dependendo do nível e duração da exposição, o chumbo pode resultar em uma variedade muito grande de efeitos, desde efeitos subcelulares a mal funcionamento geral do corpo, de inibição de enzimas a mudanças morfológicas e a morte. As crianças são, geralmente, mais sensíveis do que os adultos. Segundo Landrigam (1988 **apud** MOORE 1990) o adulto absorve 10 % de chumbo que passa pelo trato digestivo, enquanto que crianças absorvem 50%, sendo a maior parte retida e acumulada no esqueleto, apresentando meia-vida de 20 anos.

Os efeitos crônicos produzem sintomas de perda de apetite, constipação, anemia, fraqueza, cólicas e dores musculares e nas juntas. Os efeitos incluem, hipertensão, disfunção renal, mal formações congênitas, diminuição da quantidade de espermatozoides e danos ao sistema nervoso periférico, afetando principalmente a camada de mielina das fibras motoras. Quando o chumbo afeta o sistema nervoso central, as crianças também são mais susceptíveis que os adultos. O efeito sobre o coração é indireto, pois o chumbo atua no sistema nervoso autônomo. Não há indícios de carcinogenicidade para seres humanos.

Aparentemente o valor de $0,05 \text{ mg}/\text{L}$ como padrão de potabilidade providência adequada proteção aos consumidores. Entretanto, recentes estudos indicam que uma tolerância de $3 \text{ mg}/\text{semana}$ é alta, e que o padrão deveria ser reduzido para $0,02 \text{ mg}/\text{L}$.



Cobalto

(MOORE, 1990)

O cobalto ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 25 mg/kg. A produção mundial de cobalto refinado na década de 80 foi de 31×10^3 toneladas métricas anuais. Do total produzido, 75% é usado na manufatura de ligas. Outros usos incluem implementos de aço, agente secante e catalisador de oxidação na indústria de petróleo e na polimerização de glicéridos não saturados.

Na água, a concentração de cobalto total encontra-se geralmente abaixo de 0,001 mg/L, aumentando para 0,001 a 0,010 mg/L em áreas altamente industrializadas ou em minerações. Em sedimentos não contaminados a concentração varia entre 1 e 10 mg/kg de peso seco, aumentando para 25 a 50 mg/kg em áreas contaminadas. Em ambiente aquoso a concentração do metal dissolvido é significativamente correlacionada com pH e a concentração de sólidos em suspensão.

A concentração deste elemento em plantas aquáticas é geralmente baixa, menor do que 2 mg/kg do peso seco, mas ocasionalmente é reportado níveis de 5 a 25 mg/kg. Espécies terrestres contêm concentrações menores de 0,05 a 0,5 mg/kg. Parece que a absorção de cobalto por plantas é extremamente rápida.

Para os seres humanos, a inalação é uma via de exposição insignificante, exceto em casos de exposição ocupacional. Exposição aguda pode levar a depressão da absorção de iodo, anorexia, náuseas, vômitos e diarreia. Sintomas neurotóxicos incluem dor de cabeça e mudanças nos reflexos. Exposição crônica podem provocar a completa perda do olfato, problemas gastrointestinais, dilatação do coração, trombose secundária, aumento dos eritrócitos no sangue, e diminuição de absorção de iodo pela tireóide. Não existe nenhuma evidência de carcinogenicidade ao ser humano, mesmo para aqueles expostos ocupacionalmente através da via de inalação.

A maioria dos países não tem padrões. Na URSS o padrão de proteção para cobalto é de 1,0 mg/L.

Cobre

CAS Nº: 7440-50-8

(MOORE, 1990)

O cobre ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 50 mg/kg. A produção mundial de cobre na década de 80 foi de 7660×10^3 toneladas métricas anuais. Na indústria é utilizado para fiação elétrica, galvanização, produção de ligas, conservante de pintura, em construção e tubulações hidráulicas. Na forma de sulfato de cobre é usado como algicida e fungicida.

Na água, o cobre total é detectado em baixas concentrações, geralmente inferior a 0,020 mg/L. Por causa de sua forte afinidade a argilas, óxidos de ferro e manganês, e materiais carbonatados, a concentração em sedimentos é geralmente elevada. Na água o fator de concentração sedimento/água típico excede 100. Quando o pH está em torno do neutro, a maioria do cobre inorgânico da solução está complexado com carbonatos, nitratos, sulfatos e cloretos. Em algumas águas, mais de 90% pode estar aderido a ácidos húmicos. A concentração em plantas aquáticas é tipicamente abaixo de 10 mg/kg de peso seco, exceto perto de fontes de poluição onde já foi encontrado valores acima de 100 mg/kg.

No caso de seres humanos, o alimento contribui com pelo menos 78% do total de cobre ingerido diariamente, seguido pelo consumo de água. A inalação e absorção dermal são geralmente desprezíveis, mesmo em exposição ocupacional. Existem poucos casos reportados para efeitos agudos. O principal sintoma após a ingestão é a queimação epigástrica, náuseas, vômitos e diarreia. Podem ocorrer lesões no trato gastrointestinal e indução de anemia hemolítica. A inalação de cobre produz sintomas similares a silicose e dermatites de contato. Efeito crônico é raramente reportado, exceto para portadores do Mal de Wilson, doença congênita que provoca acúmulo de cobre no fígado, cérebro e rim resultando em anemia hemolítica, anormalidades neurológicas e córnea opaca. Em relação a carcinogenicidade, o cobre é classificado como grupo D, informações inadequadas humanas e em experimentos com animais.



Muitas nações usam como limite máximo na água, para proteção à saúde humana, 1,0 mg/L. Utilizando-se estudos toxicológicos, ou seja, os valores de LOAEL para homens e animais e 2 como fator de incerteza resulta-se no valor para água potável de 1,3 mg/L.

Cromo

CAS Nº: 7440-47-3

(61 – WHO, 1988 e MOORE, 1990)

O cromo ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 100 mg/kg. A produção mundial na década de 80 foi de 11.200×10^3 toneladas métricas anuais. O uso primário metalúrgico do cromo é produção de ligas que são usadas em aço inox e outros produtos especializados. Os cromitos são primeiramente convertido em dicromato de sódio e depois usados na manufatura de ácido crômico, pigmentos e agentes tânicos para couro. A emissões atmosféricas de cromo são provenientes das indústrias, queima de combustíveis fósseis e incineração de resíduos.

O cromo ocorre no ar em concentrações menores de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. embora varie com o local. A média americana em 1964 foi de $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ variando de não mensurável a $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nas proximidades de parques, indústrias a resíduo de cromo pode ser alto sendo reportado concentrações de $1000 \text{ mg}/\text{m}^3$ perto de usina de cimento e incineradores municipais. A volatilização, fotólise e biotransformação não parecem ser importantes processos na dinâmica ambiental do cromo.

Na maioria dos solos ocorre em baixas concentrações, de 2 a 60 mg/kg. Na água, o teor natural é baixo entre 0,001 a 0,010 mg/L. A concentração basal no sedimento varia de 9 a 86 mg/kg (Mudroch *et al*, 1988 **apud** MOORE, 1990). Níveis altos, acima de 665 mg/kg são encontrados em sedimentos de embasamentos ricos em cromo.

A concentração de cromo em plantas aquáticas é geralmente baixa, menor do que 5 mg/kg do peso seco. Perto de fontes de poluição, os resíduos aumentam para 50 mg/kg do peso seco. Espécies terrestres também contém níveis baixos, entre 0,1 a 45,2 mg/kg com média de 2,7 mg/kg.

Lodo de esgoto pode conter elevados níveis de cromo (900 mg/kg). Estudos em áreas com aplicação de lodo no solo mostram aumento de teor deste metal no solo e nas plantas. Entretanto, a maioria do cromo absorvido pela planta é retido nas raízes. Importância particular é a concentração encontrada nas forragens para animais. Estudos mostram altos níveis de cromo em gramíneas.

A principal via de exposição da população em geral é a ingestão de alimentos e água, enquanto na exposição ocupacional é a inalação, também podendo ocorrer dermatites por contato dermal. Os compostos de Cr^{6+} são mais tóxicos aos humanos do que o Cr^{3+} . A exposição aguda ao Cr^{6+} produz náuseas, diarreias, danos no fígado e rim, hemorragias internas, dermatites e problemas respiratórios, enquanto que a exposição aguda ao Cr^{3+} raramente reflete em efeitos tóxicos. Exposição crônica geralmente estão associadas com alergias. Envenenamento por ingestão de cromo pode provocar necrose no fígado e rim. No caso de inalação (exposição ocupacional) pode provocar irritações do trato respiratório, ulceração ou perfurações no septo nasal. Também tem sido reportado, bronquite, rinite e pneumonia.

Existe evidências suficientes para carcinogenicidade respiratória por exposição ocupacional, via inalação, durante a produção de cromados. Estudos em trabalhadores da produção de sais e pigmentos cromados mostram aumento no risco de desenvolver carcinoma bronquial e no septo nasal. Não existe evidências de carcinogenicidade por ingestão oral.

Muitas nações usam o padrão de potabilidade recomendado pela Organização Mundial de Saúde de 0,05 mg/L, neste caso é assumido que o Cr^{6+} e a espécie dominante. A EPA (1989) desenvolveu padrão menos restritivo de 0,12 mg/L, que foi derivado com base em ingestão crônica de água contendo Cr^{3+} e Cr^{6+} .



Manganês

CAS N°: 7439-96-5

(17 – WHO, 1981 e MOORE, 1990)

O manganês ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 950 mg/kg. A produção mundial de manganês na década de 80 foi de $26,7 \times 10^6$ toneladas métricas anuais. Os países que mais exportam manganês refinado são África do Sul, Gabão, antiga USSR, Austrália e Brasil, sendo que o Brasil exporta 328.000 t/ano (Cordero, 1988 **apud** MOORE, 1990). Os principais usos são na fabricação de ligas e “células-secas”.

Sua concentração no ar, em áreas rurais varia de 0,01 a 0,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e em áreas próximas de indústrias de ferro/manganês é da ordem de 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Na água, seu teor é extremamente variável, de 0,002 a 4 mg/L. Diversos lagos norte-americanos apresentaram concentrações variando de 0,02 a 87,5 $\mu\text{g}/\text{L}$ com a média de 3,8 $\mu\text{g}/\text{L}$. Estudos em rios do Reino Unido indicaram variação entre 1 a 530 $\mu\text{g}/\text{L}$.

Na Rússia, nas águas subterrâneas, não associadas a rochas ricas em manganês, os níveis variam de 1 a 250 $\mu\text{g}/\text{L}$. No Japão, na cidade de Takamatsu a concentração nas águas subterrâneas variam de 0,22 a 2,76 mg/L. Ainda no Japão, a média entre 6329 amostras de água subterrânea não tratada foi de 0,55 mg/L. Nos Estados Unidos encontrou-se na água de abastecimento, concentrações entre não detectável a 1,1 mg/L, com média de 5 $\mu\text{g}/\text{L}$ e na Alemanha variou de 1 a 63 $\mu\text{g}/\text{L}$.

O ciclo de oxi-redução é importante no controle da dinâmica do manganês, semelhante ao ferro. Na interface água-sedimento, quando o oxigênio dissolvido é zero ocorre sua redução para a forma dissolvida (Mn^{+2}) retornando para a coluna d'água. Altos potenciais redox também reduzem o manganês. A taxa de oxidação no sedimento aumenta na presença de bactérias oxidativa de manganês.

A principal via de exposição humana é a inalação. A suscetibilidade individual aos efeitos tóxicos pela exposição ao manganês é bastante variável. A concentração mínima que produz efeitos adversos sobre o sistema nervoso central não é conhecida, mas sinais podem ocorrer quando a concentração estiver entre 2 e 5 mg/m^3 . A inalação de grandes doses resulta em necroses pulmonares localizadas. Efeitos crônicos são observados em trabalhadores de mineração e processamento de minério de manganês, fundição e indústrias de bateria tipo “célula-seca” e soldas. O distúrbio é caracterizado por manifestações psicológicas e neurológicas. Sua ação no sistema nervoso central, afeta a função neurotransmissora, inicialmente provocando apatia, insônia, alucinações e anorexia, chegando com a continuidade da exposição a provocar rigidez muscular e tremores. Populações residentes próximas à indústrias de processamento de manganês, onde a exposição era de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sofreram aumento na incidência de doenças respiratórias. Alguns efeitos crônicos tem sido reportados para consumo de água e peixes em áreas sem controle de efluentes de mineração e/ou industrial. Não há indicação de carcinogenicidade para o manganês.

O padrão de potabilidade de 0,05 mg/L está mais baseado em considerações estéticas do que de saúde.

Mercúrio Inorgânico

CAS N°: 7439-97-6

(118 – WHO, 1991 e MOORE)

O mercúrio ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 0,08 mg/kg. A produção mundial na década de 80 foi de 6×10^3 toneladas métricas anuais. Tem ampla aplicação em biocidas e na indústria farmacêutica. Os principais usos são na fabricação de aparatos elétricos e produção de soda cáustica. Por causa de suas propriedades estereoespecíficas, tem sido utilizado como catalisador, principalmente na manufatura de polímeros sintéticos.



O mercúrio existe em três estados: Hg^0 (metálico), Hg_2^{++} (mercúrio) e Hg^{+++} (mercúrico). Pode formar compostos organometálicos, alguns dos quais são utilizados na indústria e agricultura.

Na água, sua concentração é normalmente baixa, entre 10 e 100 mg/L. No sedimento varia entre 0,1 e 0,5 mg/kg de peso seco, aumentando para 5 mg/kg em áreas contaminadas.

Ele se adere a grande número de ligantes orgânicos e inorgânicos, formando complexos estáveis, principalmente com aqueles que contêm enxofre. Dependendo das condições ambientais (pH entre 3 e 5 e material orgânico em excesso), a complexação com ligantes orgânicos pode ser dominante. A desorção é um processo lento, facilitado por pH baixo, quantidade de cloretos e outros ligantes.

No ambiente, o mercúrio inorgânico pode ser metilado para formas altamente solúveis e espécies tóxicas. Estes compostos são rapidamente absorvidos e bioacumulados por plantas e animais. Bactérias e fungos tem sido implicados no processo de metilação. O metilmercúrio se concentra em todos os níveis tróficos.

Nos seres humanos uma das principais vias de exposição e a ingestão de alimentos como os peixes. Devido a escassez de estudos, os resultados obtidos da avaliação do mercúrio metálico sobre a saúde pública, são inconclusivos até o momento. A biotransformação ocorre dentro do corpo, particularmente a transformação de vapor de mercúrio metálico para compostos de mercúrio. Isso significa que alguns dos efeitos causados por mercúrio inorgânicos podem ser observados após a exposição ao vapor de mercúrio metálico. Trabalhadores exposto a uma concentração de mercúrio (4 – 8h) de 1,1 a 44 mg/m³ devido a um acidente exibiram dores no peito, dispneia, tosse, falta de ar e pnemotites. O efeito agudo geralmente é caracterizado por faringite, dores abdominais, náuseas, vômitos e diarréias sanguinolentas. Nefrites e hepatites podem ocorrer seguido de morte por lesões intestinais e renais. A dose letal varia de 29 a 50 mg/kg peso corpóreo. A exposição crônica pode provocar o Mal de Minamata. Em casos severos o cérebro torna-se atrofico com neuroses de nerônios. Exposição ocupacional ao mercúrio metálico tem sido associada com o desenvolvimento de proteinuria. Mercúrio inorgânico é geralmente considerado não carcinogênico.

Níquel

CAS Nº: 7440-02-0

(108 – WHO e MOORE, 1990)

O níquel ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 75 mg/kg. A produção mundial na década foi de 800×10^3 toneladas métricas anuais. Áreas urbanas e rurais usualmente apresentam no ar níveis variando entre 5 a 35 ng/m³. Os níveis mais altos foram encontrados em áreas largamente industrializadas e grandes cidades. Em Ontário, na vizinhança de uma mineradora de níquel encontrou-se no ar concentração de 124 ng/m³. Na água, a concentração de níquel tipicamente varia entre 0,001 e 0,003 mg/L. Entradas antropogênicas podem aumentar para 0,01 a 0,05 mg/L. Nos EUA, durante os anos de 1965-70, a concentração média de níquel na água amostrada na TAP do consumidor era de 4,8 µg/L. Na Itália, o nível de Ni na água potável está abaixo de 10 µg/L e na Alemanha entre 6,8 e 10,9 µg/L.

Em ambientes reduzidos, forma sulfitos insolúveis. Em condições aeróbias e pH inferiores a 9 se complexa com hidróxidos, carbonatos, sulfatos e ligantes orgânicos. Também, pode se aderir reversivelmente a compostos de alumínio e manganês. Há uma significativa correlação entre as concentrações de níquel e alumínio. Também se adere a argilas e outras partículas finas. A fotólise, volatilização e biotransformação não parecem ser processos significantes.

A inalação é uma via importante de exposição ao níquel e seus sais em relação a riscos à saúde humana. A via gastrointestinal é de menor importância. O níquel está normalmente presente em tecidos humanos e sob condições de alta exposição, esses níveis podem crescer significativamente. A ocorrência de toxicidade aguda é rara. Exposição crônica pode provocar irritação de pele e olhos. Dermatites são um resultado comum à sua exposição, principalmente para mulheres. Rinite,



sinusite, perfurações no septo nasal e asma têm sido reportados em exposição ocupacional de trabalhadores de refinaria e siderúrgicas. Há falta de evidência de carcinogenicidade através da inalação de metal níquel presente em poeiras.

Selênio

CAS N°: 7782-49-2

(58 – WHO, 1984 e MOORE, 1990)

O selênio ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 0,1 mg/kg. A produção mundial é relativamente baixa de $1,5 \times 10^3$ toneladas métricas anuais. É usado principalmente em células fotoelétricas, produção de vidro e cerâmica, retíficas e produção de ligas metálicas e borracha. Em menor aplicação, também é utilizado em inseticidas e agentes terapêuticos de uso utópico.

Dados atmosféricos, obtidos na calota polar, no oceano atlântico e áreas com poucas atividades humanas, sugerem que a média no ar, advindo de fontes naturais do solo, é menor do que $0,04 \text{ ng/m}^3$, exceto próximo a atividades vulcânicas.

Sob condições naturais, sua concentração em águas geralmente varia de 0,3 a 3 $\mu\text{g/L}$. As propriedades organolépticas da água podem ser afetadas a partir de concentrações de 10 a 25 $\mu\text{g/L}$ (odor). Águas superficiais apresentam níveis de selênio menores do que as encontradas nas águas subterrâneas. Um estudo em Nebraska (USA), encontrou águas com altas concentrações de selênio, onde um terço dos 161 poços amostrados continham mais de 10 $\mu\text{g/L}$ e aproximadamente 4% acima de 100 $\mu\text{g/L}$.

Na água a maior parte do selênio está em complexos orgânicos, como resultante de sorções em partículas biogênicas e metilações. Em condições redutoras (ambientes anóxicos) ele é remobilizado para a coluna d'água. Em condições oxidantes e alcalinas há um favorecimento da formação de selenatos, que são solúveis e facilmente transportados.

A principal via de exposição humana não ocupacional é através dos alimentos. A ingestão típica é de 20 a 300 $\mu\text{g/dia}$. Para exposição ocupacional a principal via é a inalação e em alguns casos, contato dermal. Os sinais de toxicidade mais marcantes documentados são a queda de cabelos e problemas nas unhas. Enfraquecimento de dentes também tem sido associado ao excesso de selênio na dieta. Exposição industrial freqüentemente resulta em respostas alérgicas e/ou de irritação, primeiramente nas mucosas e olhos (Carson *et al*, 1987 *apud* MOORE, 1990). Efeitos crônicos são raros. Não há dados conclusivos sobre a sua carcinogenicidade ao homem. Alguns casos de câncer estão ligados à deficiência de selênio.

Vanádio

(81 – WHO, 1988 e MOORE, 1990)

CAS N°: 7440-62-2

O vanádio ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 150 mg/kg. A produção mundial na década de 80 foi inferior a 40×10^3 toneladas métricas anuais. O uso primário é na metalurgia. Também é usado como catalisador na produção de plásticos e ácidos nítrico e sulfúrico, corantes e tintas.

A fonte na atmosfera deve-se principalmente a combustíveis fósseis e em menor grau da poeira. A concentração de vanádio no ar varia consideravelmente em áreas rurais remotas, com níveis abaixo de 1 ng/m^3 , mas a queima de combustíveis fósseis pode aumentar essa concentração para 75 ng/m^3 .



A concentração típica em áreas urbanas varia de 0,25 a 300 ng/m³. Grandes cidades têm a média da ordem de 20-100 ng/m³, com as maiores concentrações ocorrendo no inverno. Na vizinhança de indústrias metalúrgicas, são freqüentemente encontradas concentrações de 1 µg/m³.

Na água seus níveis geralmente variam entre abaixo de 0,5 e 50 µg/L. No caso da água potável geralmente a concentração é menor do que 10 µg/L. Uma variação típica é de 1 a 30 µg/L com a média em torno de 5 µg/L. O vanádio freqüentemente aparece em associação com ácidos húmicos.

Para a população em geral, a principal via de exposição é a ingestão de alimentos. Em exposição ocupacional a principal via é a inalação. Uma vez absorvido ele é concentrado no pulmão e em menor quantidade no intestino e pele. O sistema respiratório pode ser afetado, causando irritações no trato respiratório, tosse, rinites e bronquites crônicas. Há poucos relatos sobre os efeitos do vanádio sobre a pele, embora equizemas podem desenvolver. Há trabalhos relacionando a exposição a poeiras contendo vanádio, com irritações das mucosas, olhos, nariz e garganta.

Não há indicação de carcinogenicidade ou mutagenicidade.

No passado, compostos de vanádio foram prescritos como agentes terapêuticos para anemia, cloroses, tuberculoses e diabetes. Devido a baixa absorção do vanádio no trato gastrointestinal, este metal não é muito tóxico ao homem quando ingerido, mas se introduzido diretamente na corrente sanguínea numa forma solúvel, a dose letal é estimada em apenas 30 mg de V₂O₅ para uma pessoa de 70 kg (0,42 mg V₂O₅/kg peso corpóreo).

ZINCO

(MOORE, 1991)

CAS Nº: 7440-66-6

O zinco ocorre na crosta terrestre em uma concentração de 70 mg/kg. A produção mundial é aproximadamente de 7000 x 10³ toneladas métricas por ano. O maior uso do zinco são para revestimento de proteção do ferro e aço e fabricação de ligas e latão.

Aproximadamente 34% do total emitido de zinco na atmosfera são de fonte natural, o restante tem origem em produção do metal, queima de carvão e óleo, fertilizantes e produção de cimento.

Em água potável no Rio de Janeiro a concentração variou de 0,007 a 0,32 mg/L (Azaue et al, 1988 apud MOORE, 1990).

Em condições aeróbias, Zn⁺² é espécie predominante para pH ácido. Em condições anaeróbias, forma ZnS entre pH 1 a 14. O zinco se adere rapidamente a muitos ligantes orgânicos, principalmente na presença de compostos de nitrogênio e enxofre doadores de átomos.

Em plantas aquáticas, em áreas não poluídas a concentração de zinco varia entre 5 e 35 mg/kg (peso seco). Em áreas poluídas, junto a mineração, Mason e Macdonald (1988 apud MOORE 1990), encontraram em musgo concentração de 2810 mg/kg.

A principal via de exposição humana é a ingestão. A inalação é uma fonte insignificante para exposição não ocupacional. Ingestão superior à 72g de Zn produz sintomas de febre, diarreia, vômitos e outras irritações gastrointestinais. Em exposição ocupacional os trabalhadores podem mostrar distúrbios gastrointestinais e disfunções do fígado. O zinco não é considerado carcinogênico.



apêndice - G

RESULTADOS DO MODELO C-Soil

Tabela G1 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Agrícola/Apmax(*)

Cenário: Agrícola/Apmax									
Adultos	Unidade	Antimônio	risco ⁽¹⁾	Arsênio	risco ⁽¹⁾	Bário	risco ⁽¹⁾	Cádmio	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,04E-05		5,21E-05		6,25E-04		2,08E-05	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,01E-08		1,00E-07		1,20E-06		4,01E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	7,55E-04		1,09E-04		2,54E-03		7,48E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,37E-08		1,68E-07		2,02E-06		6,74E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,95E-04		8,50E-05		1,66E-02		1,75E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	9,61E-04	1,12	2,46E-04	0,117	1,98E-02	0,99	9,44E-04	0,944
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	5,00E-05		2,50E-04		3,00E-03		1,00E-04	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,28E-08		1,64E-07		1,97E-06		6,56E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,27E-03		3,27E-04		7,63E-03		2,24E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,18E-07		5,91E-07		7,09E-06		2,36E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	3,91E-04		1,70E-04		3,32E-02		3,51E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	2,71E-03	3,15	7,48E-04		4,39E-02	2,194	2,69E-03	2,695
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	5,00E+00		1,00E+02		3,00E+02		1,00E+01	
Água subterrânea	µg/L	5,86E+01		8,32E+02		4,99E+03		5,26E+01	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,10E-04		4,20E-03		1,26E-02		4,20E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,75E-04		3,50E-03		1,05E-02		3,50E-04	
Tubérculos	mg/kg	6,06E-01		3,03E-01		3,03E-01		3,03E-01	
Folhas	mg/kg	5,27E-01		3,51E-01		3,51E+00		8,19E-01	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,12E-03	1,31	2,93E-04	0,14	2,21E-02	1,103	1,11E-03	1,108
TDI	mg/kg dia	8,60E-04		2,10E-03		2,00E-02		1,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		1,50E+00		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		4,40E-04		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

(*) área de proteção máxima



Tabela G1 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Agrícola/Apmax(*).

continuação

Cenário: Agrícola/Apmax									
Adultos	Unidade	Chumbo	risco ⁽¹⁾	Cobalto	risco ⁽¹⁾	Cobre	risco ⁽¹⁾	Cromo	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	4,17E-04		8,33E-05		2,08E-04		6,25E-04	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	8,02E-07		1,60E-07		4,01E-07		1,20E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	4,95E-04		1,74E-04		2,13E-03		5,49E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,35E-06		2,70E-07		6,74E-07		2,02E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,78E-04		1,11E-03		6,17E-04		6,94E-05	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	1,19E-03	0,33	1,37E-03	0,977	2,95E-03	0,021	1,25E-03	0,249
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,00E-03		4,00E-04		1,00E-03		3,00E-03	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,31E-06		2,63E-07		6,56E-07		1,97E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,48E-03		5,23E-04		6,38E-03		1,65E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,73E-06		9,45E-07		2,36E-06		7,09E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	5,56E-04		2,22E-03		1,23E-03		1,39E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	4,05E-03	1,12	3,14E-03	2,245	8,62E-03	0,062	4,79E-03	0,959
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	2,00E+02		4,00E+01		1,00E+02		3,00E+02	
Água subterrânea	µg/L	8,33E+01		3,33E+02		1,85E+02		2,08E+01	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	8,40E-03		1,68E-03		4,20E-03		1,26E-02	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	7,00E-03		1,40E-03		3,50E-03		1,05E-02	
Tubérculos	mg/kg	4,04E-02		1,21E-01		2,02E+00		1,21E-01	
Folhas	mg/kg	7,02E-01		1,40E-01		1,17E+00		7,02E-01	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,46E-03	0,41	1,53E-03	1,095	3,48E-03	0,025	1,58E-03	0,316
TDI	mg/kg dia	3,60E-03		1,40E-03		1,40E-01		5,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

(*) área de proteção máxima



Tabela G1 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Agrícola/Apmax(*)

continuação

Cenário: Agrícola/Apmax									
Adultos	Unidade	Mercurío	risco ⁽¹⁾	Molibdênio	risco ⁽¹⁾	Níquel	risco ⁽¹⁾	Prata	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	5,21E-06		1,04E-04		1,04E-04		5,21E-05	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,00E-08		2,01E-07		2,01E-07		1,00E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,09E-05		1,27E-03		8,61E-04		1,12E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,68E-08		3,37E-07		3,37E-07		1,68E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,53E-06		8,27E-03		2,98E-04		6,50E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	1,87E-05	0,031	9,65E-03	0,96	1,26E-03	0,025	1,82E-03	0,364
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,50E-05		5,00E-04		5,00E-04		2,50E-04	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,64E-08		3,28E-07		3,28E-07		1,64E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,27E-05		3,81E-03		2,58E-03		3,35E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	5,91E-08		1,18E-06		1,18E-06		5,91E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	5,05E-06		1,65E-02		5,95E-04		1,30E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	6,28E-05	0,103	2,09E-02	2,09	3,68E-03	0,074	4,90E-03	0,98
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	2,50E+00		5,00E+01		5,00E+01		2,50E+01	
Água subterrânea	µg/L	7,58E-01		2,48E+03		8,93E+01		1,95E+02	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	1,05E-04		2,10E-03		2,10E-03		1,05E-03	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	8,75E-05		1,75E-03		1,75E-03		8,75E-04	
Tubérculos	mg/kg	7,58E-03		1,52E-01		7,07E-01		5,05E-01	
Folhas	mg/kg	8,78E-03		1,76E+00		5,85E-01		1,17E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	2,28E-05	0,037	1,07E-02	1,07	1,49E-03	0,03	2,11E-03	0,422
TDI	mg/kg dia	6,10E-04		1,00E-02		5,00E-02		5,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

(*) área de proteção máxima



Tabela G1 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Agrícola/Apmax(*)(*).

continuação

Cenário: Agrícola/Apmax					
Adultos	Unidade	Zinco	risco ⁽¹⁾	Benzeno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,04E-03		1,25E-06	
Contato dermal	mg/kg dia			2,53E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,01E-06		2,41E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia			2,04E-05	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,23E-02		9,50E-04	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia			1,73E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,37E-06		4,04E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia			1,36E-03	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	6,66E-03		2,29E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia			2,07E-05	
Banhos	mg/kg dia			1,55E-05	
Exposição	mg/kg dia	3,00E-02	0,03	4,66E-03	1,08
Criança					
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	5,00E-03		6,00E-06	
Contato dermal	mg/kg dia			5,88E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,28E-06		3,94E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia			6,73E-05	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	6,70E-02		2,85E-03	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia			5,16E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,18E-05		1,42E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia			4,77E-03	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,33E-02		4,58E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia			4,14E-05	
Banhos	mg/kg dia			4,05E-05	
Exposição	mg/kg dia	8,53E-02	0,085	1,24E-02	2,87
Meios de Contato					
Solo	mg/kg	5,00E+02		6,00E-01	
Água subterrânea	µg/L	2,00E+03		6,88E+02	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		1,23E+02	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		6,36E+00	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		2,69E-01	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,10E-02		2,52E-05	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,75E-02		2,10E-05	
Tubérculos	mg/kg	1,01E+01		8,82E-01	
Folhas	mg/kg	2,34E+01		5,42E-01	
Água encanada	µg/L	#N/D		6,21E-01	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	3,52E-02	0,035	5,38E-03	1,25
TDI	mg/kg dia	1,00E+00		4,30E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		2,90E-02	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		1,56E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

(*) área de proteção máxima



Tabela G1 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Agrícola/Apmax(*).(*)

continuação

Cenário: Agrícola/Apmax									
Adultos	Unidade	Tolueno	risco ⁽¹⁾	Xilenos	risco ⁽¹⁾	Estireno	risco ⁽¹⁾	Naftaleno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	6,25E-05		6,25E-06		3,13E-05		3,13E-05	
Contato dermal	mg/kg dia	1,27E-05		1,27E-06		6,33E-06		6,33E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,20E-07		1,20E-08		6,02E-08		6,02E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	7,39E-04		2,17E-05		4,63E-05		2,49E-06	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	6,21E-02		3,84E-03		1,50E-02		1,13E-02	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	8,67E-07		8,67E-08		4,33E-07		4,33E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,02E-07		2,02E-08		1,01E-07		1,01E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	4,79E-02		1,39E-03		3,44E-03		5,81E-05	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	7,81E-02		2,74E-03		1,10E-02		5,65E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	6,04E-04		2,83E-05		1,42E-04		1,82E-05	
Banhos	mg/kg dia	6,75E-04		4,79E-05		2,38E-04		3,36E-05	
Exposição	mg/kg dia	1,90E-01	0,442	8,09E-03	0,81	3,00E-02	0,39	1,71E-02	0,34
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	3,00E-04		3,00E-05		1,50E-04		1,50E-04	
Contato dermal	mg/kg dia	2,94E-05		2,94E-06		1,47E-05		1,47E-05	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,97E-07		1,97E-08		9,84E-08		9,84E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,44E-03		7,16E-05		1,52E-04		8,22E-06	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,86E-01		1,15E-02		4,51E-02		3,38E-02	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	2,58E-06		2,58E-07		1,29E-06		1,29E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	7,09E-07		7,09E-08		3,54E-07		3,54E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,68E-01		4,89E-03		1,21E-02		2,04E-04	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,56E-01		5,49E-03		2,21E-02		1,13E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,21E-03		5,66E-05		2,85E-04		3,64E-05	
Banhos	mg/kg dia	1,68E-03		1,15E-04		5,74E-04		7,81E-05	
Exposição	mg/kg dia	5,16E-01	1,2	2,22E-02	2,22	8,04E-02	1,04	4,56E-02	0,91
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	3,00E+01		3,00E+00		1,50E+01		1,50E+01	
Água subterrânea	µg/L	2,34E+04		8,23E+02		3,31E+03		1,69E+03	
Ar do solo	µg/m³	4,79E+03		1,52E+02		3,10E+02		6,73E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	2,24E+02		6,52E+00		1,61E+01		2,72E-01	
vapor em ambiente externo	µg/m³	9,75E+00		2,86E-01		6,10E-01		3,29E-02	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	1,26E-03		1,26E-04		6,30E-04		6,30E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,05E-03		1,05E-04		5,25E-04		5,25E-04	
Tubérculos	mg/kg	6,15E+01		4,10E+00		1,60E+01		1,27E+01	
Folhas	mg/kg	3,16E+01		1,66E+00		6,56E+00		4,21E+00	
Água encanada	µg/L	1,81E+01		8,49E-01		4,27E+00		5,46E-01	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	2,21E-01	0,513	9,41E-03	0,94	3,47E-02	0,45	1,97E-02	0,39
TDI	mg/kg dia	4,30E-01		1,00E-02		7,70E-02		5,00E-02	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

(*) área de proteção máxima



Tabela G1 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Agrícola/Apmax(*).(*)

continuação

Cenário: Agrícola/Apmax									
Adultos	Unidade	Dicloro- benzeno	risco ⁽¹⁾	Hexacloro- benzeno	risco ⁽¹⁾	Tetracloro- etieno	risco ⁽¹⁾	Tricloro- etieno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	4,17E-06		2,08E-07		2,08E-06		1,04E-05	
Contato dermal	mg/kg dia	8,44E-07		4,22E-08		4,22E-07		2,11E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	8,02E-09		4,01E-10		4,01E-09		2,01E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	6,78E-06		1,25E-09		5,59E-05		1,19E-04	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,88E-03		1,82E-04		1,42E-03		6,64E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	5,78E-08		2,89E-09		2,89E-08		1,44E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,35E-08		6,74E-10		6,74E-09		3,37E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	4,70E-04		1,07E-08		4,52E-03		9,35E-03	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,84E-03		3,82E-06		2,01E-03		8,14E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	2,37E-05		2,47E-08		9,97E-06		8,40E-05	
Banhos	mg/kg dia	3,88E-05		4,98E-08		5,44E-06		6,49E-05	
Exposição	mg/kg dia	6,26E-03	0,033	1,86E-04	0,372	8,03E-03	0,502	2,44E-02	0,045
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,00E-05		1,00E-06		1,00E-05		5,00E-05	
Contato dermal	mg/kg dia	1,96E-06		9,79E-08		9,79E-07		4,90E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,31E-08		6,56E-10		6,56E-09		3,28E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,23E-05		4,13E-09		1,84E-04		3,92E-04	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,16E-02		5,45E-04		4,27E-03		1,99E-02	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	1,72E-07		8,60E-09		8,60E-08		4,30E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,73E-08		2,36E-09		2,36E-08		1,18E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,65E-03		3,76E-08		1,59E-02		3,28E-02	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	3,67E-03		7,65E-06		4,01E-03		1,63E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	4,74E-05		4,93E-08		1,99E-05		1,68E-04	
Banhos	mg/kg dia	9,28E-05		1,15E-07		1,42E-05		1,64E-04	
Exposição	mg/kg dia	1,71E-02	0,09	5,54E-04	1,109	2,44E-02	1,523	6,98E-02	0,129
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	2,00E+00		1,00E-01		1,00E+00		5,00E+00	
Água subterrânea	µg/L	5,51E+02		1,15E+00		6,02E+02		2,44E+03	
Ar do solo	µg/m³	5,33E+01		1,60E-03		5,02E+02		9,43E+02	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	2,20E+00		5,01E-05		2,11E+01		4,37E+01	
vapor em ambiente externo	µg/m³	8,93E-02		1,65E-05		7,37E-01		1,57E+00	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	8,40E-05		4,20E-06		4,20E-05		2,10E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	7,00E-05		3,50E-06		3,50E-05		1,75E-04	
Tubérculos	mg/kg	4,41E+00		2,70E-01		1,39E+00		6,61E+00	
Folhas	mg/kg	1,41E+00		3,18E-03		7,42E-01		3,36E+00	
Água encanada	µg/L	7,10E-01		7,40E-04		2,99E-01		2,52E+00	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	7,28E-03	0,038	2,20E-04	0,441	9,56E-03	0,597	2,87E-02	0,053
TDI	mg/kg dia	1,90E-01		5,00E-04		1,60E-02		5,40E-01	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	2,40E-02		1,60E+00		5,10E-02		1,10E-02	
Risco de câncer	mg/kg dia	1,75E-04		3,53E-04		4,87E-04		3,15E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI
^(*) área de proteção máxima



Tabela G1 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Agrícola/Apmax(*).(*)

continuação

Cenário: Agrícola/Apmax									
Adultos	Unidade	111 Tricloroetano	risco ⁽¹⁾	12 Dicloroetano	risco ⁽¹⁾	Cl. vinila	risco ⁽¹⁾	Pentaclorofenol	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,67E-05		1,04E-06		2,08E-07		4,17E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	3,38E-06		2,11E-07		4,22E-08		8,44E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,21E-08		2,01E-09		4,01E-10		8,02E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	5,27E-04		6,24E-06		4,51E-05		7,15E-09	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,34E-02		7,86E-04		8,39E-05		8,00E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	2,31E-07		1,44E-08		2,89E-09		5,78E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	5,39E-08		3,37E-09		6,74E-10		1,35E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	4,15E-02		4,07E-04		3,60E-03		1,00E-08	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,54E-02		3,29E-03		1,03E-04		2,42E-05	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	3,28E-04		6,37E-06		6,64E-07		3,50E-07	
Banhos	mg/kg dia	2,74E-04		2,92E-06		1,03E-06		8,77E-07	
Exposição	mg/kg dia	9,14E-02	1,143	4,50E-03	0,32	3,84E-03	1,096	8,31E-04	0,028
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	8,00E-05		5,00E-06		1,00E-06		2,00E-05	
Contato dermal	mg/kg dia	7,83E-06		4,90E-07		9,79E-08		1,96E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	5,25E-08		3,28E-09		6,56E-10		1,31E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,74E-03		2,05E-05		1,49E-04		2,36E-08	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	7,01E-02		2,36E-03		2,52E-04		2,40E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	6,88E-07		4,30E-08		8,60E-09		1,72E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,89E-07		1,18E-08		2,36E-09		4,73E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,46E-01		1,43E-03		1,26E-02		3,51E-08	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	5,09E-02		6,59E-03		2,06E-04		4,84E-05	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	6,56E-04		1,27E-05		1,33E-06		7,00E-07	
Banhos	mg/kg dia	6,90E-04		7,88E-06		2,54E-06		2,01E-06	
Exposição	mg/kg dia	2,70E-01	3,371	1,04E-02	0,74	1,32E-02	3,783	2,47E-03	0,082
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	8,00E+00		5,00E-01		1,00E-01		2,00E+00	
Água subterrânea	µg/L	7,63E+03		9,88E+02		3,09E+01		7,27E+00	
Ar do solo	µg/m³	4,23E+03		3,69E+01		2,51E+02		8,21E-04	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	1,94E+02		1,90E+00		1,68E+01		4,68E-05	
vapor em ambiente externo	µg/m³	6,94E+00		8,22E-02		5,95E-01		9,43E-05	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	3,36E-04		2,10E-05		4,20E-06		8,40E-05	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	2,80E-04		1,75E-05		3,50E-06		7,00E-05	
Tubérculos	mg/kg	2,36E+01		7,20E-01		8,35E-02		1,18E+00	
Folhas	mg/kg	1,15E+01		4,59E-01		4,25E-02		2,32E-02	
Água encanada	µg/L	9,85E+00		1,91E-01		1,99E-02		1,05E-02	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,08E-01	1,352	5,06E-03	0,36	4,72E-03	1,348	9,85E-04	0,033
TDI	mg/kg dia	8,00E-02		1,40E-02		3,50E-03		3,00E-02	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		9,20E-02		1,90E+00		1,20E-01	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		4,65E-04		8,92E-03		1,18E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

(*) área de proteção máxima



Tabela G1 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Agrícola/Apmax(*)(*).

continuação

Cenário: Agrícola/Apmax					
Adultos	Unidade	Endrin	risco ⁽¹⁾	Lindano	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,04E-06		1,04E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	2,11E-07		2,11E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,01E-09		2,01E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,43E-09		3,59E-08	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,17E-04		5,30E-04	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia	1,44E-08		1,44E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,37E-09		3,37E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,00E-09		7,64E-08	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	4,81E-06		1,20E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,55E-08		3,86E-07	
Banhos	mg/kg dia	4,77E-09		1,63E-07	
Exposição	mg/kg dia	1,23E-04	1,229	6,52E-04	0,65
Criança					
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	5,00E-06		5,00E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	4,90E-07		4,90E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,28E-09		3,28E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	4,70E-09		1,18E-07	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,50E-04		1,59E-03	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia	4,30E-08		4,30E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,18E-08		1,18E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	7,00E-09		2,68E-07	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	9,62E-06		2,39E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	3,10E-08		7,71E-07	
Banhos	mg/kg dia	1,10E-08		3,74E-07	
Exposição	mg/kg dia	3,66E-04	3,655	1,84E-03	1,84
Meios de Contato					
Solo	mg/kg	5,00E-01		5,00E-01	
Água subterrânea	µg/L	1,44E+00		3,59E+01	
Ar do solo	µg/m³	3,06E-04		1,15E-02	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	9,33E-06		3,57E-04	
vapor em ambiente externo	µg/m³	1,88E-05		4,73E-04	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,10E-05		2,10E-05	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,75E-05		1,75E-05	
Tubérculos	mg/kg	1,70E-01		6,72E-01	
Folhas	mg/kg	5,05E-03		1,23E-01	
Água encanada	µg/L	4,65E-04		1,16E-02	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,46E-04	1,456	7,63E-04	0,76
TDI	mg/kg dia	1,00E-04		1,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		1,33E+00	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		1,01E-03	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

(*) área de proteção máxima



Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial.

Cenário: Residencial									
Adultos	Unidade	Antimônio	risco ⁽¹⁾	Arsênio	risco ⁽¹⁾	Bário	risco ⁽¹⁾	Cádmio	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,78E-06		1,39E-05		1,11E-04		4,17E-06	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	8,02E-09		4,01E-08		3,21E-07		1,20E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	7,55E-04		1,09E-04		1,69E-03		5,61E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	6,74E-08		3,37E-07		2,70E-06		1,01E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,95E-04		8,50E-05		1,11E-02		1,31E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	9,53E-04	1,1085	2,08E-04	0,0992	1,29E-02	0,6446	6,97E-04	0,697
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	4,44E-05		2,22E-04		1,78E-03	3,4719	6,67E-05	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,38E-08		2,19E-07		1,75E-06	0,0034	6,56E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,27E-03		3,27E-04		5,08E-03	9,9288	1,68E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,63E-07		1,31E-06		1,05E-05	0,0205	3,94E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	7,82E-04		3,40E-04		4,43E-02	86,575	5,26E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	3,09E-03	3,5949	8,91E-04	0,4242	5,12E-02	2,5602	2,28E-03	2,276
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	1,00E+01		5,00E+01		4,00E+02		1,50E+01	
Água subterrânea	µg/L	1,17E+02		5,10E+01		6,65E+03		7,89E+01	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	4,20E-04		2,10E-03		1,68E-02		6,30E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	3,50E-04		1,75E-03		1,40E-02		5,25E-04	
Tubérculos	mg/kg	1,21E+00		1,52E-01		4,04E-01		4,55E-01	
Folhas	mg/kg	1,05E+00		1,76E-01		4,68E+00		1,23E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,38E-03	1,6058	3,45E-04	0,1642	2,06E-02	1,0277	1,01E-03	1,013
TDI	mg/kg dia	8,60E-04		2,10E-03		2,00E-02		1,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		1,50E+00		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		5,17E-04		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial.
continuação

Cenário: Residencial									
Adultos	Unidade	Chumbo	risco⁽¹⁾	Cobalto	risco⁽¹⁾	Cobre	risco⁽¹⁾	Cromo	risco⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	9,72E-05		2,22E-05		1,39E-04		1,94E-04	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,81E-07		6,42E-08		4,01E-07		5,61E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	4,33E-04		1,74E-04		5,32E-03		6,40E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,36E-06		5,39E-07		3,37E-06		4,72E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,43E-04		1,11E-03		1,54E-03		8,10E-05	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	7,76E-04	0,22	1,31E-03	0,93	7,00E-03	0,05	9,21E-04	0,184
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,56E-03		3,56E-04		2,22E-03		3,11E-03	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,53E-06		3,50E-07		2,19E-06		3,06E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,30E-03		5,23E-04		1,60E-02		1,92E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	9,19E-06		2,10E-06		1,31E-05		1,84E-05	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	9,72E-04		4,44E-03		6,17E-03		3,24E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	3,84E-03	1,07	5,32E-03	3,8	2,44E-02	0,17	5,38E-03	1,075
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	3,50E+02		8,00E+01		5,00E+02		7,00E+02	
Água subterrânea	µg/L	1,46E+02		6,66E+02		9,26E+02		4,86E+01	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	1,47E-02		3,36E-03		2,10E-02		2,94E-02	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,23E-02		2,80E-03		1,75E-02		2,45E-02	
Tubérculos	mg/kg	7,07E-02		2,42E-01		1,01E+01		2,83E-01	
Folhas	mg/kg	1,23E+00		2,81E-01		5,85E+00		1,64E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,39E-03	0,39	2,11E-03	1,51	1,05E-02	0,07	1,81E-03	0,362
TDI	mg/kg dia	3,60E-03		1,40E-03		1,40E-01		5,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial.

continuação

Cenário: Residencial									
Adultos	Unidade	Mercurío	risco ⁽¹⁾	Molibdênio	risco ⁽¹⁾	Níquel	risco ⁽¹⁾	Prata	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,39E-06		2,78E-05		5,56E-05		1,39E-05	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,01E-09		8,02E-08		1,60E-07		4,01E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,09E-05		1,27E-03		1,72E-03		1,12E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,37E-08		6,74E-07		1,35E-06		3,37E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,53E-06		8,27E-03		5,95E-04		6,50E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	1,49E-05	0,024	9,57E-03	0,9569	2,37E-03	0,05	1,78E-03	0,3562
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,22E-05		4,44E-04		8,89E-04		2,22E-04	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,19E-08		4,38E-07		8,75E-07		2,19E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,27E-05		3,81E-03		5,17E-03		3,35E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,31E-07		2,63E-06		5,25E-06		1,31E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,01E-05		3,31E-02		2,38E-03		2,60E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	6,52E-05	0,107	3,73E-02	3,7339	8,44E-03	0,17	6,17E-03	1,235
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	5,00E+00		1,00E+02		2,00E+02		5,00E+01	
Água subterrânea	µg/L	1,52E+00		4,96E+03		3,57E+02		3,90E+02	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,10E-04		4,20E-03		8,40E-03		2,10E-03	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,75E-04		3,50E-03		7,00E-03		1,75E-03	
Tubérculos	mg/kg	1,52E-02		3,03E-01		2,83E+00		1,01E+00	
Folhas	mg/kg	1,76E-02		3,51E+00		2,34E+00		2,34E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	2,49E-05	0,041	1,51E-02	1,5123	3,59E-03	0,07	2,66E-03	0,532
TDI	mg/kg dia	6,10E-04		1,00E-02		5,00E-02		5,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial..

continuação

Cenário: Residencial					
Adultos	Unidade	Zinco	risco ⁽¹⁾	Benzeno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,78E-04		4,17E-07	
Contato dermal	mg/kg dia			1,21E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	8,02E-07		1,20E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia			1,02E-05	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,23E-02		1,19E-03	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia			4,33E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	6,74E-06		1,01E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia			3,40E-03	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	6,66E-03		2,87E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia			2,59E-05	
Banhos	mg/kg dia			3,88E-05	
Exposição	mg/kg dia	2,93E-02	0,029	7,53E-03	1,751
Criança					
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	4,44E-03		6,67E-06	
Contato dermal	mg/kg dia			9,79E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,38E-06		6,56E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia			1,12E-04	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	6,70E-02		3,56E-03	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia			1,72E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,63E-05		3,94E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia			1,32E-02	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,67E-02		1,15E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia			1,04E-04	
Banhos	mg/kg dia			1,01E-04	
Exposição	mg/kg dia	9,81E-02	0,098	2,86E-02	6,65
Meios de Contato					
Solo	mg/kg	1,00E+03		1,50E+00	
Água subterrânea	µg/L	4,00E+03		1,72E+03	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		3,08E+02	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		1,59E+01	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		6,73E-01	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	4,20E-02		6,30E-05	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	3,50E-02		5,25E-05	
Tubérculos	mg/kg	2,02E+01		2,21E+00	
Folhas	mg/kg	4,68E+01		1,35E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		1,55E+00	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	4,31E-02	0,043	1,17E-02	2,731
TDI	mg/kg dia	1,00E+00		4,30E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		2,90E-02	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		3,40E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial.

continuação

Cenário: Residencial									
Adultos	Unidade	Tolueno	risco ⁽¹⁾	Xilenos	risco ⁽¹⁾	Estireno	risco ⁽¹⁾	Naftaleno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,11E-05		1,67E-06		9,72E-06		1,67E-05	
Contato dermal	mg/kg dia	3,23E-05		4,84E-06		2,82E-05		4,84E-05	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,21E-08		4,81E-09		2,81E-08		4,81E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,97E-04		8,69E-06		2,16E-05		2,00E-06	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	4,14E-02		3,84E-03		1,76E-02		2,25E-02	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	1,16E-06		1,73E-07		1,01E-06		1,73E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,70E-07		4,04E-08		2,36E-07		4,04E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	6,39E-02		2,79E-03		8,02E-03		2,32E-04	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	5,21E-02		2,74E-03		1,29E-02		1,13E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	4,03E-04		2,83E-05		1,66E-04		3,64E-05	
Banhos	mg/kg dia	8,99E-04		9,57E-05		5,56E-04		1,34E-04	
Exposição	mg/kg dia	1,59E-01	0,37	9,51E-03	0,95	3,92E-02	0,51	3,43E-02	0,686
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,78E-04		2,67E-05		1,56E-04		2,67E-04	
Contato dermal	mg/kg dia	2,61E-05		3,92E-06		2,28E-05		3,92E-05	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,75E-07		2,63E-08		1,53E-07		2,63E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,17E-03		9,54E-05		2,37E-04		2,19E-05	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,24E-01		1,15E-02		5,27E-02		6,76E-02	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	4,59E-06		6,88E-07		4,01E-06		6,88E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,05E-06		1,58E-07		9,19E-07		1,58E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,49E-01		1,09E-02		3,13E-02		9,06E-04	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,08E-01		1,10E-02		5,15E-02		4,52E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,61E-03		1,13E-04		6,65E-04		1,46E-04	
Banhos	mg/kg dia	2,24E-03		2,31E-04		1,34E-03		3,13E-04	
Exposição	mg/kg dia	5,88E-01	1,37	3,38E-02	3,38	1,38E-01	1,79	1,15E-01	2,29
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	4,00E+01		6,00E+00		3,50E+01		6,00E+01	
Água subterrânea	µg/L	3,12E+04		1,65E+03		7,73E+03		6,78E+03	
Ar do solo	µg/m³	6,39E+03		3,04E+02		7,23E+02		2,69E+01	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	2,99E+02		1,30E+01		3,75E+01		1,09E+00	
vapor em ambiente externo	µg/m³	1,30E+01		5,72E-01		1,42E+00		1,31E-01	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	1,68E-03		2,52E-04		1,47E-03		2,52E-03	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,40E-03		2,10E-04		1,23E-03		2,10E-03	
Tubérculos	mg/kg	8,21E+01		8,21E+00		3,73E+01		5,08E+01	
Folhas	mg/kg	4,21E+01		3,32E+00		1,53E+01		1,68E+01	
Água encanada	µg/L	2,42E+01		1,70E+00		9,97E+00		2,19E+00	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	2,45E-01	0,57	1,44E-02	1,44	5,90E-02	0,77	5,04E-02	1,007
TDI	mg/kg dia	4,30E-01		1,00E-02		7,70E-02		5,00E-02	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial.

continuação

Cenário: Residencial									
Adultos	Unidade	Dicloro- benzeno	risco ⁽¹⁾	Hexacloro- benzeno	risco ⁽¹⁾	Tetraclo- roetieno	risco ⁽¹⁾	Tricloro- etileno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,94E-06		2,78E-07		2,78E-07		2,78E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	5,64E-06		8,06E-07		8,06E-07		8,06E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	5,61E-09		8,02E-10		8,02E-10		8,02E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	4,74E-06		2,50E-09		1,12E-05		4,76E-05	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	6,79E-03		9,09E-04		7,11E-04		6,64E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	2,02E-07		2,89E-08		2,89E-08		2,89E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,72E-08		6,74E-09		6,74E-09		6,74E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,64E-03		1,07E-07		4,52E-03		1,87E-02	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	3,21E-03		1,91E-05		1,00E-03		8,14E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	4,14E-05		1,23E-07		4,98E-06		8,40E-05	
Banhos	mg/kg dia	1,36E-04		4,98E-07		5,44E-06		1,30E-04	
Exposição	mg/kg dia	1,18E-02	0,062	9,30E-04	1,86	6,26E-03	0,391	3,38E-02	0,063
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	3,11E-05		4,44E-06		4,44E-06		4,44E-05	
Contato dermal	mg/kg dia	4,57E-06		6,53E-07		6,53E-07		6,53E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,06E-08		4,38E-09		4,38E-09		4,38E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	5,21E-05		2,75E-08		1,23E-04		5,23E-04	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,04E-02		2,73E-03		2,13E-03		1,99E-02	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	8,03E-07		1,15E-07		1,15E-07		1,15E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,84E-07		2,63E-08		2,63E-08		2,63E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	6,40E-03		4,17E-07		1,76E-02		7,29E-02	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,28E-02		7,65E-05		4,01E-03		3,26E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,66E-04		4,93E-07		1,99E-05		3,36E-04	
Banhos	mg/kg dia	3,25E-04		1,15E-06		1,42E-05		3,29E-04	
Exposição	mg/kg dia	4,02E-02	0,212	2,81E-03	5,621	2,39E-02	1,496	1,27E-01	0,234
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	7,00E+00		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+01	
Água subterrânea	µg/L	1,93E+03		1,15E+01		6,02E+02		4,89E+03	
Ar do solo	µg/m³	1,87E+02		1,60E-02		5,02E+02		1,89E+03	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	7,68E+00		5,01E-04		2,11E+01		8,74E+01	
vapor em ambiente externo	µg/m³	3,13E-01		1,65E-04		7,37E-01		3,14E+00	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,94E-04		4,20E-05		4,20E-05		4,20E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	2,45E-04		3,50E-05		3,50E-05		3,50E-04	
Tubérculos	mg/kg	1,54E+01		2,70E+00		1,39E+00		1,32E+01	
Folhas	mg/kg	4,94E+00		3,18E-02		7,42E-01		6,72E+00	
Água encanada	µg/L	2,49E+00		7,40E-03		2,99E-01		5,04E+00	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,75E-02	0,092	1,31E-03	2,612	9,79E-03	0,612	5,23E-02	0,097
TDI	mg/kg dia	1,90E-01		5,00E-04		1,60E-02		5,40E-01	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	2,40E-02		1,60E+00		5,10E-02		1,10E-02	
Risco de câncer	mg/kg dia	4,20E-04		2,09E-03		4,99E-04		5,75E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial.

continuação

Cenário: Residencial									
Adultos	Unidade	111 Tricloroetano	risco ⁽¹⁾	12 Dicloroetano	risco ⁽¹⁾	Cl. vinila	risco ⁽¹⁾	Pentaclorofenol	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	5,56E-06		2,78E-07		5,56E-08		1,39E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	1,61E-05		8,06E-07		1,61E-07		4,03E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,60E-08		8,02E-10		1,60E-10		4,01E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,63E-04		2,49E-06		1,80E-05		3,58E-09	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,92E-02		7,86E-04		8,39E-05		1,00E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	5,78E-07		2,89E-08		5,78E-09		1,44E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,35E-07		6,74E-09		1,35E-09		3,37E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,04E-01		8,13E-04		7,20E-03		2,50E-08	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	3,18E-02		3,29E-03		1,03E-04		3,03E-05	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	4,10E-04		6,37E-06		6,64E-07		4,37E-07	
Banhos	mg/kg dia	6,85E-04		5,84E-06		2,05E-06		2,19E-06	
Exposição	mg/kg dia	1,66E-01	2,077	4,91E-03	0,351	7,41E-03	2,12	1,04E-03	0,035
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	8,89E-05		4,44E-06		8,89E-07		2,22E-05	
Contato dermal	mg/kg dia	1,31E-05		6,53E-07		1,31E-07		3,26E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	8,75E-08		4,38E-09		8,75E-10		2,19E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,89E-03		2,74E-05		1,98E-04		3,93E-08	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	8,76E-02		2,36E-03		2,52E-04		3,00E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal									
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,29E-06		1,15E-07		2,29E-08		5,73E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	5,25E-07		2,63E-08		5,25E-09		1,31E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	4,04E-01		3,17E-03		2,81E-02		9,75E-08	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,27E-01		1,32E-02		4,12E-04		1,21E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,64E-03		2,55E-05		2,65E-06		1,75E-06	
Banhos	mg/kg dia	1,72E-03		1,58E-05		5,07E-06		5,02E-06	
Exposição	mg/kg dia	6,25E-01	7,817	1,88E-02	1,341	2,89E-02	8,27	3,15E-03	0,105
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	2,00E+01		1,00E+00		2,00E-01		5,00E+00	
Água subterrânea	µg/L	1,91E+04		1,98E+03		6,17E+01		1,82E+01	
Ar do solo	µg/m³	1,06E+04		7,39E+01		5,03E+02		2,05E-03	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	4,85E+02		3,80E+00		3,37E+01		1,17E-04	
vapor em ambiente externo	µg/m³	1,74E+01		1,64E-01		1,19E+00		2,36E-04	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	8,40E-04		4,20E-05		8,40E-06		2,10E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	7,00E-04		3,50E-05		7,00E-06		1,75E-04	
Tubérculos	mg/kg	5,89E+01		1,44E+00		1,67E-01		2,94E+00	
Folhas	mg/kg	2,87E+01		9,18E-01		8,49E-02		5,81E-02	
Água encanada	µg/L	2,46E+01		3,82E-01		3,98E-02		2,62E-02	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	2,58E-01	3,225	7,68E-03	0,549	1,17E-02	3,35	1,46E-03	0,049
TDI	mg/kg dia	8,00E-02		1,40E-02		3,50E-03		3,00E-02	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		9,20E-02		1,90E+00		1,20E-01	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		7,07E-04		2,20E-02		1,75E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial.

continuação

Cenário: Residencial									
Adultos	Unidade	Tricolofeno	risco ⁽¹⁾	Fenol	risco ⁽¹⁾	Aldrin	risco ⁽¹⁾	DDT	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,39E-06		2,78E-06		2,78E-07		2,78E-07	
Contato dermal	mg/kg dia	4,03E-06		8,06E-06		8,06E-07		8,06E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,01E-09		8,02E-09		8,02E-10		8,02E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia	7,05E-08		3,93E-06		2,50E-09		1,54E-10	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,57E-03		8,00E-03		8,70E-03		2,52E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	1,44E-07		2,89E-07		2,89E-08		2,89E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,37E-08		6,74E-08		6,74E-09		6,74E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	4,94E-07		2,75E-05		7,74E-07		5,10E-09	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	5,98E-04		3,33E-02		4,81E-06		1,21E-06	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	2,08E-06		1,83E-07		1,55E-08		3,90E-09	
Banhos	mg/kg dia	7,37E-06		1,63E-08		2,50E-08		6,01E-09	
Exposição	mg/kg dia	3,18E-03	1,061	4,14E-02	0,69	8,70E-03	87,03	2,54E-04	0,013
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,22E-05		4,44E-05		4,44E-06		4,44E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	3,26E-06		6,53E-06		6,53E-07		6,53E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,19E-08		4,38E-08		4,38E-09		4,38E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	7,75E-07		4,31E-05		2,75E-08		1,69E-09	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	7,71E-03		2,40E-02		2,61E-02		7,55E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	5,73E-07		1,15E-06		1,15E-07		1,15E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,31E-07		2,63E-07		2,63E-08		2,63E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,92E-06		1,07E-04		3,02E-06		1,99E-08	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,39E-03		1,33E-01		1,92E-05		4,83E-06	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	8,33E-06		7,31E-07		6,21E-08		1,56E-08	
Banhos	mg/kg dia	1,69E-05		3,74E-08		6,04E-08		1,39E-08	
Exposição	mg/kg dia	1,02E-02	3,386	1,57E-01	2,62	2,61E-02	261,2	7,65E-04	0,038
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	5,00E+00		1,00E+01		1,00E+00		1,00E+00	
Água subterrânea	µg/L	3,59E+02		2,00E+04		2,89E+00		7,25E-01	
Ar do solo	µg/m³	2,57E-02		2,47E-01		1,31E-01		8,47E-04	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	2,31E-03		1,29E-01		3,62E-03		2,38E-05	
vapor em ambiente externo	µg/m³	4,65E-03		2,59E-01		1,65E-04		1,01E-05	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,10E-04		4,20E-04		4,20E-05		4,20E-05	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,75E-04		3,50E-04		3,50E-05		3,50E-05	
Tubérculos	mg/kg	6,49E+00		1,46E+01		2,61E+01		7,54E-01	
Folhas	mg/kg	1,22E+00		9,35E+00		4,40E-04		9,41E-04	
Água encanada	µg/L	1,25E-01		1,10E-02		9,31E-04		2,34E-04	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	4,58E-03	1,526	6,46E-02	1,08	1,22E-02	121,9	3,56E-04	0,018
TDI	mg/kg dia	3,00E-03		6,00E-02		1,00E-04		2,00E-02	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	1,10E-02		#N/D		#N/D		3,00E-01	
Risco de câncer	mg/kg dia	5,04E-05		#N/D		#N/D		1,07E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G2 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Residencial.

continuação

Cenário: Residencial					
Adultos	Unidade	Endrin	risco ⁽¹⁾	Lindano	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,78E-07		2,78E-07	
Contato dermal	mg/kg dia	8,06E-07		8,06E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	8,02E-10		8,02E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia	5,70E-10		1,44E-08	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,17E-04		5,30E-04	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia	2,89E-08		2,89E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	6,74E-09		6,74E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	3,99E-09		1,53E-07	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	4,81E-06		1,20E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,55E-08		3,86E-07	
Banhos	mg/kg dia	9,53E-09		3,25E-07	
Exposição	mg/kg dia	1,23E-04	1,227	6,52E-04	0,652
Criança					
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	4,44E-06		4,44E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	6,53E-07		6,53E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,38E-09		4,38E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	6,27E-09		1,58E-07	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,50E-04		1,59E-03	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia	1,15E-07		1,15E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,63E-08		2,63E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,56E-08		5,95E-07	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,92E-05		4,78E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	6,21E-08		1,54E-06	
Banhos	mg/kg dia	2,19E-08		7,48E-07	
Exposição	mg/kg dia	3,75E-04	3,749	2,08E-03	2,077
Meios de Contato					
Solo	mg/kg	1,00E+00		1,00E+00	
Água subterrânea	µg/L	2,89E+00		7,17E+01	
Ar do solo	µg/m ³	6,11E-04		2,30E-02	
Vapor em ambiente interno	µg/m ³	1,87E-05		7,14E-04	
vapor em ambiente externo	µg/m ³	3,76E-05		9,46E-04	
Poeira em ambiente interno	µg/m ³	4,20E-05		4,20E-05	
Poeira em ambiente externo	µg/m ³	3,50E-05		3,50E-05	
Tubérculos	mg/kg	3,40E-01		1,34E+00	
Folhas	mg/kg	1,01E-02		2,46E-01	
Água encanada	µg/L	9,31E-04		2,31E-02	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,73E-04	1,732	9,37E-04	0,937
TDI	mg/kg dia	1,00E-04		1,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		1,33E+00	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		1,24E-03	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

Cenário: Industrial									
Adultos	Unidade	Antimônio	risco ⁽¹⁾	Arsênio	risco ⁽¹⁾	Bário	risco ⁽¹⁾	Cádmio	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,75E-06		1,10E-05		7,69E-05		4,40E-06	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,59E-08		6,35E-08		4,44E-07		2,54E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	4,31E-04		5,05E-05		7,32E-04		3,58E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	7,62E-08		3,05E-07		2,13E-06		1,22E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	4,89E-04		1,70E-04		1,94E-02		3,51E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	9,23E-04	1,07	2,32E-04	0,11	2,02E-02	1,01	7,13E-04	0,713
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,91E-07		7,63E-07		5,34E-06		3,05E-07	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,76E-10		1,50E-09		1,05E-08		6,01E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,31E-03		1,54E-04		2,23E-03		1,09E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,35E-09		5,41E-09		3,79E-08		2,16E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	9,77E-04		3,40E-04		3,88E-02		7,01E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	2,29E-03	2,66	4,94E-04	0,235	4,10E-02	2,051	1,79E-03	1,79
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	2,50E+01		1,00E+02		7,00E+02		4,00E+01	
Água subterrânea	µg/L	2,93E+02		1,02E+02		1,16E+04		2,10E+02	
Ar do solo	µg/m ³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m ³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m ³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m ³	1,05E-03		4,20E-03		2,94E-02		1,68E-03	
Poeira em ambiente externo	µg/m ³	8,75E-04		3,50E-03		2,45E-02		1,40E-03	
Tubérculos	mg/kg	3,03E+00		3,03E-01		7,07E-01		1,21E+00	
Folhas	mg/kg	2,63E+00		3,51E-01		8,19E+00		3,28E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,19E-03	1,38	2,83E-04	0,135	2,42E-02	1,212	9,21E-04	0,9214
TDI	mg/kg dia	8,60E-04		2,10E-03		2,00E-02		1,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		1,50E+00		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		4,24E-04		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

continuação

Cenário: Industrial									
Adultos	Unidade	Chumbo	risco ⁽¹⁾	Cobalto	risco ⁽¹⁾	Cobre	risco ⁽¹⁾	Cromo	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,32E-04		1,10E-05		7,69E-05		1,10E-04	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	7,62E-07		6,35E-08		4,44E-07		6,35E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,68E-04		5,05E-05		1,67E-03		2,23E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,66E-06		3,05E-07		2,13E-06		3,05E-06	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	8,33E-04		1,39E-03		2,16E-03		1,16E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	1,34E-03	0,372	1,45E-03	1,03	3,91E-03	0,028	4,53E-04	0,091
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	9,16E-06		7,63E-07		5,34E-06		7,63E-06	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,80E-08		1,50E-09		1,05E-08		1,50E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,12E-03		1,54E-04		5,09E-03		6,79E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	6,49E-08		5,41E-09		3,79E-08		5,41E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,67E-03		2,77E-03		4,32E-03		2,31E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	2,79E-03	0,776	2,93E-03	2,1	9,42E-03	0,067	9,18E-04	0,184
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	1,20E+03		1,00E+02		7,00E+02		1,00E+03	
Água subterrânea	µg/L	5,00E+02		8,32E+02		1,30E+03		6,94E+01	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	5,04E-02		4,20E-03		2,94E-02		4,20E-02	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	4,20E-02		3,50E-03		2,45E-02		3,50E-02	
Tubérculos	mg/kg	2,42E-01		3,03E-01		1,41E+01		4,04E-01	
Folhas	mg/kg	4,21E+00		3,51E-01		8,19E+00		2,34E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,62E-03	0,45	1,74E-03	1,2	4,98E-03	0,036	5,43E-04	0,109
TDI	mg/kg dia	3,60E-03		1,40E-03		1,40E-01		5,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

continuação

Cenário: Industrial									
Adultos	Unidade	Mercurio	risco ⁽¹⁾	Molibdênio	risco ⁽¹⁾	Níquel	risco ⁽¹⁾	Prata	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,75E-06		1,32E-05		3,30E-05		1,10E-05	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,59E-08		7,62E-08		1,90E-07		6,35E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,26E-05		3,76E-04		5,89E-04		5,31E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	7,62E-08		3,66E-07		9,14E-07		3,05E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,26E-05		9,92E-03		8,93E-04		1,30E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	2,81E-05	0,05	1,03E-02	1,03	1,52E-03	0,03	1,84E-03	0,369
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,91E-07		9,16E-07		2,29E-06		7,63E-07	
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,76E-10		1,80E-09		4,51E-09		1,50E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,84E-05		1,14E-03		1,79E-03		1,62E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia								
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,35E-09		6,49E-09		1,62E-08		5,41E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia								
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,53E-05		1,98E-02		1,79E-03		2,60E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia								
Banhos	mg/kg dia								
Exposição	mg/kg dia	6,38E-05	0,1	2,10E-02	2,1	3,58E-03	0,072	4,22E-03	0,844
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	2,50E+01		1,20E+02		3,00E+02		1,00E+02	
Água subterrânea	µg/L	7,58E+00		5,95E+03		5,36E+02		7,80E+02	
Ar do solo	µg/m³	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Vapor em ambiente externo	µg/m³	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	1,05E-03		5,04E-03		1,26E-02		4,20E-03	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	8,75E-04		4,20E-03		1,05E-02		3,50E-03	
Tubérculos	mg/kg	7,58E-02		3,64E-01		4,24E+00		2,02E+00	
Folhas	mg/kg	8,78E-02		4,21E+00		3,51E+00		4,68E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	3,50E-05	0,06	1,24E-02	1,24	1,92E-03	0,038	2,30E-03	0,461
TDI	mg/kg dia	6,10E-04		1,00E-02		5,00E-02		5,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

continuação

Cenário: Industrial					
Adultos	Unidade	Zinco	risco ⁽¹⁾	Benzeno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	2,78E-04		3,30E-07	
Contato dermal	mg/kg dia			4,45E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	8,02E-07		1,90E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia			1,62E-05	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,23E-02		5,35E-04	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia			2,13E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	6,74E-06		9,14E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia			2,46E-03	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	6,66E-03		5,73E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia			5,18E-05	
Banhos	mg/kg dia			7,76E-05	
Exposição	mg/kg dia	2,93E-02	0,029	8,87E-03	2,06
Criança					
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	4,44E-03		2,29E-08	
Contato dermal	mg/kg dia			2,94E-09	
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,38E-06		4,51E-11	
Inalação de vapores	mg/kg dia			7,70E-07	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	6,70E-02		1,63E-03	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia			7,75E-10	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,63E-05		1,62E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia			4,37E-05	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,67E-02		1,15E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia			1,04E-04	
Banhos	mg/kg dia			2,03E-04	
Exposição	mg/kg dia	9,81E-02	0,098	1,34E-02	3,13
Meios de Contato					
Solo	mg/kg	1,00E+03		3,00E+00	
Água subterrânea	µg/L	4,00E+03		3,44E+03	
Ar do solo	µg/m ³	0,00E+00		6,15E+02	
Vapor em ambiente interno	µg/m ³	#N/D		2,54E+01	
Vapor em ambiente externo	µg/m ³	#N/D		1,35E+00	
Poeira em ambiente interno	µg/m ³	4,20E-02		1,26E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m ³	3,50E-02		1,05E-04	
Tubérculos	mg/kg	2,02E+01		4,41E+00	
Folhas	mg/kg	4,68E+01		2,71E+00	
Água encanada	µg/L	#N/D		3,11E+00	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	4,31E-02	0,043	9,76E-03	2,27
TDI	mg/kg dia	1,00E+00		4,30E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		2,90E-02	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		2,83E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

continuação

Cenário: Industrial									
Adultos	Unidade	Tolueno	risco ⁽¹⁾	Xilenos	risco ⁽¹⁾	Estireno	risco ⁽¹⁾	Naftaleno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,54E-05		1,65E-06		8,79E-06		9,89E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	2,08E-05		2,23E-06		1,19E-05		1,34E-05	
Inalação de partículas	mg/kg dia	8,88E-08		9,52E-09		5,08E-08		5,71E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	5,46E-04		1,72E-05		3,91E-05		2,37E-06	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,24E-02		2,13E-03		8,89E-03		7,44E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	9,92E-07		1,06E-07		5,67E-07		6,38E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	4,26E-07		4,57E-08		2,44E-07		2,74E-07	
Inalação de vapores	mg/kg dia	8,09E-02		2,52E-03		6,63E-03		1,26E-04	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,82E-01		6,86E-03		2,94E-02		1,69E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,41E-03		7,08E-05		3,80E-04		5,46E-05	
Banhos	mg/kg dia	3,15E-03		2,39E-04		1,27E-03		2,02E-04	
Exposição	mg/kg dia	3,01E-01	0,699	1,18E-02	1,184	4,67E-02	0,61	2,48E-02	0,496
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,07E-06		1,14E-07		6,11E-07		6,87E-07	
Contato dermal	mg/kg dia	1,37E-07		1,47E-08		7,85E-08		8,83E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,10E-09		2,25E-10		1,20E-09		1,35E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,60E-05		8,19E-07		1,86E-06		1,13E-07	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	9,86E-02		6,48E-03		2,71E-02		2,27E-02	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	3,62E-08		3,88E-09		2,07E-08		2,33E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	7,57E-09		8,11E-10		4,33E-09		4,87E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,44E-03		4,48E-05		1,18E-04		2,24E-06	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	3,64E-01		1,37E-02		5,89E-02		3,39E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	2,82E-03		1,42E-04		7,60E-04		1,09E-04	
Banhos	mg/kg dia	7,84E-03		5,77E-04		3,06E-03		4,69E-04	
Exposição	mg/kg dia	4,75E-01	1,105	2,10E-02	2,096	8,99E-02	1,17	5,71E-02	1,142
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	1,40E+02		1,50E+01		8,00E+01		9,00E+01	
Água subterrânea	µg/L	1,09E+05		4,11E+03		1,77E+04		1,02E+04	
Ar do solo	µg/m³	2,24E+04		7,60E+02		1,65E+03		4,04E+01	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	8,36E+02		2,61E+01		6,86E+01		1,30E+00	
vapor em ambiente externo	µg/m³	4,55E+01		1,43E+00		3,25E+00		1,97E-01	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	5,88E-03		6,30E-04		3,36E-03		3,78E-03	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	4,90E-03		5,25E-04		2,80E-03		3,15E-03	
Tubérculos	mg/kg	2,87E+02		2,05E+01		8,54E+01		7,62E+01	
Folhas	mg/kg	1,47E+02		8,30E+00		3,50E+01		2,53E+01	
Água encanada	µg/L	8,46E+01		4,25E+00		2,28E+01		3,28E+00	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	3,34E-01	0,778	1,36E-02	1,36	5,50E-02	0,71	3,10E-02	0,621
TDI	mg/kg dia	4,30E-01		1,00E-02		7,70E-02		5,00E-02	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		#N/D		#N/D		#N/D	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

continuação

Cenário: Industrial									
Adultos	Unidade	Dicloro- benzeno	risco ⁽¹⁾	Hexaclo- robenzeno	risco ⁽¹⁾	Tetraclo- roetieno	risco ⁽¹⁾	Tricloro- etileno	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	1,10E-06		1,65E-07	0,052	1,10E-06		3,30E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	1,48E-06		2,23E-07	0,07	1,48E-06		4,45E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	6,35E-09		9,52E-10	3E-04	6,35E-09		1,90E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	5,36E-06		2,97E-09	9E-04	8,85E-05		1,13E-04	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,13E-03		2,87E-04	90,51	1,59E-03		4,45E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	7,09E-08		1,06E-08	0,003	7,09E-08		2,13E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,05E-08		4,57E-09	0,001	3,05E-08		9,14E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	8,49E-04		5,81E-08	0,018	1,64E-02		2,03E-02	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	4,59E-03		2,87E-05	9,048	1,00E-02		2,44E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	5,92E-05		1,85E-07	0,058	4,98E-05		2,52E-04	
Banhos	mg/kg dia	1,94E-04		7,48E-07	0,236	5,44E-05		3,89E-04	
Exposição	mg/kg dia	7,83E-03	0,041	3,17E-04	0,634	2,82E-02	1,76	4,99E-02	0,092
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	7,63E-08		1,14E-08	0,001	7,63E-08		2,29E-07	
Contato dermal	mg/kg dia	9,81E-09		1,47E-09	2E-04	9,81E-09		2,94E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,50E-10		2,25E-11	2E-06	1,50E-10		4,51E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,56E-07		1,42E-10	2E-05	4,22E-06		5,39E-06	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	6,49E-03		8,75E-04	93,63	4,85E-03		1,36E-02	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	2,58E-09		3,88E-10	4E-05	2,58E-09		7,75E-09	
Inalação de partículas	mg/kg dia	5,41E-10		8,11E-11	9E-06	5,41E-10		1,62E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,51E-05		1,03E-09	1E-04	2,90E-04		3,60E-04	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	9,18E-03		5,74E-05	6,142	2,01E-02		4,89E-02	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,18E-04		3,70E-07	0,04	9,97E-05		5,04E-04	
Banhos	mg/kg dia	4,64E-04		1,72E-06	0,184	1,42E-04		9,87E-04	
Exposição	mg/kg dia	1,63E-02	0,086	9,34E-04	1,868	2,55E-02	1,59	6,43E-02	0,119
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	1,00E+01		1,50E+00		1,00E+01		3,00E+01	
Água subterrânea	µg/L	2,75E+03		1,72E+01		6,02E+03		1,47E+04	
Ar do solo	µg/m³	2,67E+02		2,39E-02		5,02E+03		5,66E+03	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	8,78E+00		6,01E-04		1,69E+02		2,10E+02	
vapor em ambiente externo	µg/m³	4,47E-01		2,48E-04		7,37E+00		9,41E+00	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	4,20E-04		6,30E-05		4,20E-04		1,26E-03	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	3,50E-04		5,25E-05		3,50E-04		1,05E-03	
Tubérculos	mg/kg	2,21E+01		4,04E+00		1,39E+01		3,96E+01	
Folhas	mg/kg	7,05E+00		4,78E-02		7,42E+00		2,02E+01	
Água encanada	µg/L	3,55E+00		1,11E-02		2,99E+00		1,51E+01	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	9,46E-03	0,05	4,36E-04	0,873	2,77E-02	1,73	5,27E-02	0,098
TDI	mg/kg dia	1,90E-01		5,00E-04		1,60E-02		5,40E-01	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	2,40E-02		1,60E+00		5,10E-02		1,10E-02	
Risco de câncer	mg/kg dia	2,27E-04		6,98E-04		1,41E-03		5,80E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

continuação

Cenário: Industrial									
Adultos	Unidade	111 Tricloro- etano	risco ⁽¹⁾	12 Dicloro- etano	risco ⁽¹⁾	Cl. vinila	risco ⁽¹⁾	Pentaclo- rofenol	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	5,49E-06		2,20E-07		7,69E-08		1,65E-06	
Contato dermal	mg/kg dia	7,42E-06		2,97E-07		1,04E-07		2,23E-06	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,17E-08		1,27E-09		4,44E-10		9,52E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	5,21E-04		3,95E-06		5,00E-05		8,49E-09	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,63E-02		3,55E-04		6,57E-05		6,32E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	3,54E-07		1,42E-08		4,96E-09		1,06E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,52E-07		6,09E-09		2,13E-09		4,57E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	9,38E-02		5,88E-04		9,12E-03		3,40E-08	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	7,95E-02		6,59E-03		3,60E-04		9,08E-05	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,03E-03		1,27E-05		2,32E-06		1,31E-06	
Banhos	mg/kg dia	1,71E-03		1,17E-05		7,19E-06		6,58E-06	
Exposição	mg/kg dia	1,93E-01	2,41	7,56E-03	0,54	9,60E-03	2,74	7,35E-04	0,025
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	3,82E-07		1,53E-08		5,34E-09		1,14E-07	
Contato dermal	mg/kg dia	4,90E-08		1,96E-09		6,87E-10		1,47E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	7,51E-10		3,00E-11		1,05E-11		2,25E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,48E-05		1,88E-07		2,38E-06		4,05E-10	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	4,96E-02		1,08E-03		2,00E-04		1,93E-03	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	1,29E-08		5,17E-10		1,81E-10		3,88E-09	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,70E-09		1,08E-10		3,79E-11		8,11E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,67E-03		1,04E-05		1,62E-04		6,03E-10	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,59E-01		1,32E-02		7,20E-04		1,82E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	2,05E-03		2,55E-05		4,65E-06		2,62E-06	
Banhos	mg/kg dia	4,31E-03		3,15E-05		1,78E-05		1,51E-05	
Exposição	mg/kg dia	2,17E-01	2,71	1,43E-02	1,023	1,11E-03	0,32	2,13E-03	0,071
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	5,00E+01		2,00E+00		7,00E-01		1,50E+01	
Água subterrânea	µg/L	4,77E+04		3,95E+03		2,16E+02		5,45E+01	
Ar do solo	µg/m³	2,64E+04		1,48E+02		1,76E+03		6,15E-03	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	9,70E+02		6,08E+00		9,43E+01		3,51E-04	
vapor em ambiente externo	µg/m³	4,34E+01		3,29E-01		4,16E+00		7,07E-04	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,10E-03		8,40E-05		2,94E-05		6,30E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,75E-03		7,00E-05		2,45E-05		5,25E-04	
Tubérculos	mg/kg	1,47E+02		2,88E+00		5,84E-01		8,83E+00	
Folhas	mg/kg	7,17E+01		1,84E+00		2,97E-01		1,74E-01	
Água encanada	µg/L	6,15E+01		7,65E-01		1,39E-01		7,87E-02	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,97E-01	2,47	8,87E-03	0,634	7,96E-03	2,27	1,00E-03	0,033
TDI	mg/kg dia	8,00E-02		1,40E-02		3,50E-03		3,00E-02	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		9,20E-02		1,90E+00		1,20E-01	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		8,16E-04		1,50E-02		1,21E-04	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

continuação

Cenário: Industrial									
Adultos	Unidade	Tricolofenol	risco ⁽¹⁾	Fenol	risco ⁽¹⁾	Aldrin	risco ⁽¹⁾	DDT	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	6,59E-07		1,65E-06		5,49E-07		5,49E-07	
Contato dermal	mg/kg dia	8,90E-07		2,23E-06		7,42E-07		7,42E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,81E-09		9,52E-09		3,17E-09		3,17E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	6,70E-08		4,66E-06		6,85E-09		5,21E-10	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	6,67E-04		2,71E-03		6,33E-03		2,26E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	4,25E-08		1,06E-07		3,54E-08		3,54E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,83E-08		4,57E-08		1,52E-08		1,52E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,68E-07		1,86E-05		9,70E-07		7,88E-09	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	7,17E-04		5,00E-02		1,67E-05		5,17E-06	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	2,50E-06		2,74E-07		5,38E-08		1,67E-08	
Banhos	mg/kg dia	8,84E-06		2,44E-08		8,68E-08		2,57E-08	
Exposição	mg/kg dia	1,40E-03	0,466	5,27E-02	0,879	6,35E-03	63,47	2,33E-04	0,012
Criança									
Ambiente Externo									
Ingestão de solo	mg/kg dia	4,58E-08		1,14E-07		3,82E-08		3,82E-08	
Contato dermal	mg/kg dia	5,88E-09		1,47E-08		4,90E-09		4,90E-09	
Inalação de partículas	mg/kg dia	9,01E-11		2,25E-10		7,51E-11		7,51E-11	
Inalação de vapores	mg/kg dia	3,19E-09		2,22E-07		3,27E-10		2,48E-11	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	2,03E-03		8,24E-03		1,93E-02		6,89E-04	
Ambiente Interno									
Contato dermal	mg/kg dia	1,55E-09		3,88E-09		1,29E-09		1,29E-09	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,25E-10		8,11E-10		2,70E-10		2,70E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia	4,76E-09		3,31E-07		1,72E-08		1,40E-10	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	1,43E-03		1,00E-01		3,33E-05		1,03E-05	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	5,00E-06		5,48E-07		1,08E-07		3,33E-08	
Banhos	mg/kg dia	2,03E-05		5,61E-08		2,09E-07		5,93E-08	
Exposição	mg/kg dia	3,49E-03	1,164	1,08E-01	1,803	1,93E-02	193,2	6,99E-04	0,035
Meios de Contato									
Solo	mg/kg	6,00E+00		1,50E+01		5,00E+00		5,00E+00	
Água subterrânea	µg/L	4,30E+02		3,00E+04		1,00E+01		3,10E+00	
Ar do solo	µg/m³	3,08E-02		3,71E-01		4,52E-01		3,62E-03	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	2,77E-03		1,93E-01		1,00E-02		8,15E-05	
vapor em ambiente externo	µg/m³	5,58E-03		3,88E-01		5,71E-04		4,34E-05	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,52E-04		6,30E-04		2,10E-04		2,10E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	2,10E-04		5,25E-04		1,75E-04		1,75E-04	
Tubérculos	mg/kg	7,79E+00		2,20E+01		9,04E+01		3,22E+00	
Folhas	mg/kg	1,47E+00		1,40E+01		1,72E-03		4,12E-03	
Água encanada	µg/L	1,50E-01		1,64E-02		3,23E-03		1,00E-03	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	1,80E-03	0,601	6,35E-02	1,058	8,86E-03	88,58	3,23E-04	0,016
TDI	mg/kg dia	3,00E-03		6,00E-02		1,00E-04		2,00E-02	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	1,10E-02		#N/D		#N/D		3,00E-01	
Risco de câncer	mg/kg dia	1,98E-05		#N/D		#N/D		9,69E-05	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI



Tabela G3 – Resultados do Modelo C-Soil para o Cenário Industrial.

continuação

Cenário: Industrial					
Adultos	Unidade	Endrin	risco ⁽¹⁾	Lindano	risco ⁽¹⁾
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	5,49E-07		5,49E-07	
Contato dermal	mg/kg dia	7,42E-07		7,42E-07	
Inalação de partículas	mg/kg dia	3,17E-09		3,17E-09	
Inalação de vapores	mg/kg dia	2,26E-09		5,68E-08	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	1,23E-04		5,73E-04	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia	3,54E-08		3,54E-08	
Inalação de partículas	mg/kg dia	1,52E-08		1,52E-08	
Inalação de vapores	mg/kg dia	9,03E-09		2,76E-07	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	2,40E-05		5,98E-04	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	7,76E-08		1,93E-06	
Banhos	mg/kg dia	4,77E-08		1,63E-06	
Exposição	mg/kg dia	1,49E-04	1,49	1,18E-03	1,176
Criança					
Ambiente Externo					
Ingestão de solo	mg/kg dia	3,82E-08		3,82E-08	
Contato dermal	mg/kg dia	4,90E-09		4,90E-09	
Inalação de partículas	mg/kg dia	7,51E-11		7,51E-11	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,08E-10		2,71E-09	
Ingestão de vegetais	mg/kg dia	3,76E-04		1,75E-03	
Ambiente Interno					
Contato dermal	mg/kg dia	1,29E-09		1,29E-09	
Inalação de partículas	mg/kg dia	2,70E-10		2,70E-10	
Inalação de vapores	mg/kg dia	1,60E-10		4,91E-09	
Ingestão de água subterrânea	mg/kg dia	4,81E-05		1,20E-03	
Ingestão de água encanada	mg/kg dia	1,55E-07		3,86E-06	
Banhos	mg/kg dia	1,10E-07		3,74E-06	
Exposição	mg/kg dia	4,24E-04	4,24	2,95E-03	2,949
Meios de Contato					
Solo	mg/kg	5,00E+00		5,00E+00	
Água subterrânea	µg/L	1,44E+01		3,59E+02	
Ar do solo	µg/m³	3,06E-03		1,15E-01	
Vapor em ambiente interno	µg/m³	9,33E-05		2,86E-03	
vapor em ambiente externo	µg/m³	1,88E-04		4,73E-03	
Poeira em ambiente interno	µg/m³	2,10E-04		2,10E-04	
Poeira em ambiente externo	µg/m³	1,75E-04		1,75E-04	
Tubérculos	mg/kg	1,70E+00		6,72E+00	
Folhas	mg/kg	5,05E-02		1,23E+00	
Água encanada	µg/L	4,65E-03		1,16E-01	
Exposição durante a vida toda	mg/kg dia	2,02E-04	2,02	1,52E-03	1,519
TDI	mg/kg dia	1,00E-04		1,00E-03	
Fator de carcinogenicidade	mg/kg dia	#N/D		1,33E+00	
Risco de câncer	mg/kg dia	#N/D		2,02E-03	

⁽¹⁾ Risco = Exposição/TDI

apêndice - H

RELATÓRIO DE REUNIÃO DE DIRETORIA SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS

CETESB

RELATÓRIO À DIRETORIA

Número: 023/0046/E
 Data: 15/08/2000
 Rubrica: Dr. Otávio Zulloni Cassettini/Dr. Primo Pereira Neto
 Assunto: Implantação de procedimentos para o gerenciamento de

Aprovado em 17/6/2001 Sala da Diretoria
 Reunião de M. O. Conclusão
 de áreas contaminadas

I - HISTÓRICO

A existência de áreas contaminadas tem se constituído nas últimas áreas em um grave problema ambiental nos países industrializados, obrigando-os a consumir montantes significativos de recursos financeiros na busca de solução para os problemas que essas áreas acarretam. No Estado de São Paulo a situação pouco difere daquela vivida por esses países, havendo um número significativo de áreas, nas quais tem-se atuado na busca de soluções satisfatórias. Entretanto em virtude da ausência de instrumentos administrativos, legais e financeiros apropriados, esta atuação vem sendo realizada de forma pouco orientada e uma maior eficiência, como exige o atual quadro econômico do Estado.

Por outro lado, este tema tem sido, também, objeto de crescente preocupação por parte de diversos segmentos da sociedade, em função dos riscos associados a estas locais, tanto para a saúde da população, como para o meio ambiente como um todo.

II - RELATÓRIO

As áreas contaminadas, em função da natureza dos contaminantes presentes, da extensão da área afetada e do uso do solo nos seus arredores, podem determinar significativos impactos à saúde humana, aos recursos naturais, à flora e à fauna, bem como ao patrimônio público e privado.

Desta forma, devem ser viabilizadas ações que possibilitem a minimização destes impactos, as quais iniciam-se pela identificação dessas áreas, incluem a caracterização das mesmas em termos de meio físico e natureza da contaminação, a quantificação do risco à saúde humana e o estabelecimento de técnicas que promovam a redução dos contaminantes até níveis considerados seguros para a área.

Atualmente a CETESB vem atendendo inúmeros casos que envolvam a contaminação do solo e das águas subterrâneas, sem possuir, entretanto, os instrumentos adequados para atuar. Também o fato de diferentes áreas da Companhia estarem sendo atendidas no atendimento, tem contribuído significativamente para que não se obtenha a uniformização de ações e os resultados desejados.

Desta forma, para promover estas ações, faz-se necessário o estabelecimento de procedimentos que possibilitem a padronização das ações correlativas e sejam desenhadas dentro o atendimento a essas áreas de forma a resultar numa maior eficiência na atuação por parte da CETESB.

III CONCLUSÃO

Com base no anteriormente exposto é solicitada a aprovação do procedimento de atuação em áreas contaminadas, tendo por base o documento "Procedimento para Gerenciamento de Áreas Contaminadas".

CETESB

DECISÃO DE DIRETORIA

Número: 023/00/C/P
Data: 15/08/2000
Relator: Dr. Orlando Zúñari Cassettari/Dr. Primo Pereira Neto
Assunto: Implantação do procedimento para o gerenciamento de áreas contaminadas

Com base na exposição de motivos apresentada pelas diretorias do Controle da Poluição Ambiental e Diretoria de Recursos Hídricos e Engenharia Ambiental resolve:

Aprovar a implantação do procedimento para atuação em áreas contaminadas, tendo por base o documento intitulado "Procedimento para Gerenciamento de Áreas Contaminadas".

P _____
A _____
C _____
D _____
E _____



PROCEDIMENTOS PARA GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

1. INTRODUÇÃO

Este documento apresenta os procedimentos a serem adotados pela CETESB na condução dos casos relativos à áreas contaminadas, tendo como base a metodologia de gerenciamento desenvolvida durante a execução do Projeto de Cooperação CETESB-GTZ a qual está apresentada no "Manual de Áreas Contaminadas". A base legal considerada para a elaboração deste documento é a versão vigente do Regulamento da Lei nº 8977/78.

A implantação de sistemática de gerenciamento está vinculada à definição de sua abrangência, por meio da definição da região de interesse e dos principais objetivos a serem alcançados, considerando-se os principais bens a proteger localizados no seu interior. Assim sendo, é fundamental que a CETESB estabeleça os mecanismos operacionais e os prazos a serem adotados, que levem em consideração as limitações decorrentes da escassez dos recursos humanos e financeiros.

Um aspecto de fundamental importância no gerenciamento de áreas contaminadas é a identificação do responsável pela contaminação, o que nem sempre é possível. Há outros casos em que, mesmo sendo identificado o responsável, o mesmo não possui condições financeiras de arcar com os custos de recuperação da área. Uma vez que não foram estabelecidos mecanismos que permitam o custeio da recuperação dessas áreas, será dada prioridade para as áreas contaminadas para as quais o responsável pela contaminação seja identificável e possa arcar com os custos necessários.

Após a implementação dos procedimentos para gerenciamento de áreas contaminadas, na forma constante deste documento, deverão ser estudadas novas ferramentas que permitam a atuação sobre as áreas contaminadas de propriedade do Estado, aquelas cujo proprietário não pode ser identificado ou aquelas em que, mesmo sendo identificado o responsável, o mesmo não possui condições financeiras de arcar com os custos de recuperação da área.

Outro aspecto importante a ser estudado é a definição do risco aceitável para exposição humana à substâncias cancerígenas e um índice de risco para as substâncias não cancerígenas, pois, quando houver necessidade de se realizar alguma intervenção em áreas contaminadas, a tomada de decisão quanto às medidas a serem implementadas e as metas a serem atingidas na recuperação das mesmas deve estar baseada na avaliação de risco.

Destaca-se que, para a implantação de um adequado sistema de gerenciamento de áreas contaminadas, é essencial que as diretrizes propostas no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, desenvolvido no Projeto CETESB/GTZ - Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, sejam devidamente seguidas e observadas.

2. METODOLOGIA PARA GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

O gerenciamento de áreas contaminadas visa minimizar os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente, por meio de um conjunto de medidas que assegurem o conhecimento das características dessas áreas e dos impactos por elas causados, proporcionando os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas.



Com o objetivo de otimizar recursos técnicos e econômicos, a metodologia do gerenciamento de áreas contaminadas baseia-se em uma estratégia constituída por etapas sequenciais, onde a informação obtida em cada etapa é a base para a execução da etapa posterior. Trata-se de procedimento para a identificação, a priorização e a investigação destas áreas, e procedimentos para o cadastramento das informações coletadas. Estas informações visam subsidiar a definição das formas, o planejamento e implantação de medidas corretivas.

A metodologia do gerenciamento de áreas contaminadas é representada da forma esquemática na figura 1. O fluxograma apresentado nesta figura mostra a sequência das etapas do gerenciamento, destacando o cadastro de áreas contaminadas e os caminhos pelos quais os dados obtidos são registrados neste.

A metodologia do gerenciamento de áreas contaminadas é composta por dois processos: o de identificação e o de recuperação de áreas contaminadas.

O processo de identificação de áreas contaminadas tem como objetivo principal definir a localização das áreas contaminadas e é constituído por quatro etapas:

- definição da região de interesse,
- identificação de áreas com potencial de contaminação,
- avaliação preliminar,
- investigação confirmatória.

O processo de recuperação de áreas contaminadas é constituído por seis etapas:

- investigação detalhada,
- avaliação de risco,
- investigação para remediação,
- projeto de remediação,
- remediação,
- monitoramento.

O objetivo principal do processo de recuperação de áreas contaminadas é proporcionar a adoção de medidas corretivas nessas áreas, visando recuperá-las para um uso compatível com as metas estabelecidas a serem atingidas após a intervenção, adotando-se desta forma o princípio da "aptidão para o uso".

Na realização das etapas do processo de identificação de áreas contaminadas, em função do nível das informações existentes sobre cada uma das áreas em estudo, estas podem ser classificadas como: áreas com potencial de contaminação (APs), áreas suspeitas de contaminação (ASs) ou áreas contaminadas (ACs).

As áreas com potencial de contaminação são aquelas onde estão sendo ou foram desenvolvidas atividades potencialmente contaminadoras, isto é, atividades onde ocorre ou ocorreu o manejo de substâncias cujas características físico-químicas, biológicas e toxicológicas podem causar danos e/ou riscos aos bens a proteger.

As áreas suspeitas de contaminação são aquelas nas quais, durante a realização da etapa de avaliação preliminar, foram observadas falhas no projeto, problemas na forma de construção, manutenção ou operação do empreendimento, indícios ou constatação de vazamentos e outros. Estas observações induzem a suspeitar da presença de contaminação nos solos e águas subterrâneas e/ou em outros compartimentos do meio ambiente.



Uma área contaminada pode ser definida como uma área, local ou terreno onde há comprovadamente poluição ou contaminação, causada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos que não tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural. Nesse caso, os poluentes ou contaminantes podem concentrar-se em superfície nos diferentes compartimentos do ambiente, por exemplo, no solo, nos sedimentos, nas rochas, nos materiais utilizados para aterrar os terrenos, nas águas subterrâneas, ou de uma forma geral, nas zonas não saturada e saturada; além de poderem concentrar-se nas paredes, nos pisos e nas estruturas de construções. Os poluentes ou contaminantes podem ser transportados a partir destes meios, se propagando por diferentes vias, como por exemplo o ar, o próprio solo, as águas subterrâneas e superficiais, alterando suas características naturais ou qualidades e determinando impactos negativos e/ou riscos sobre os bens a proteger localizados na própria área ou em outra arremada.

A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938/81) considera como bens a proteger:

- a saúde e o bem estar da população;
- a fauna e a flora;
- a qualidade do solo, das águas e do ar;
- os interesses de proteção à natureza/paisagem;
- a ordenação territorial e planejamento regional e urbano;
- a segurança e ordem pública.

Na metodologia desenvolvida para o gerenciamento de áreas contaminadas, são previstas três etapas de priorização. Os critérios utilizados para realizar estas priorizações consideram basicamente as características da fonte de contaminação (tipo de contaminante e tamanho da fonte de contaminação), das vias de transporte dos contaminantes e a importância dos bens a proteger.



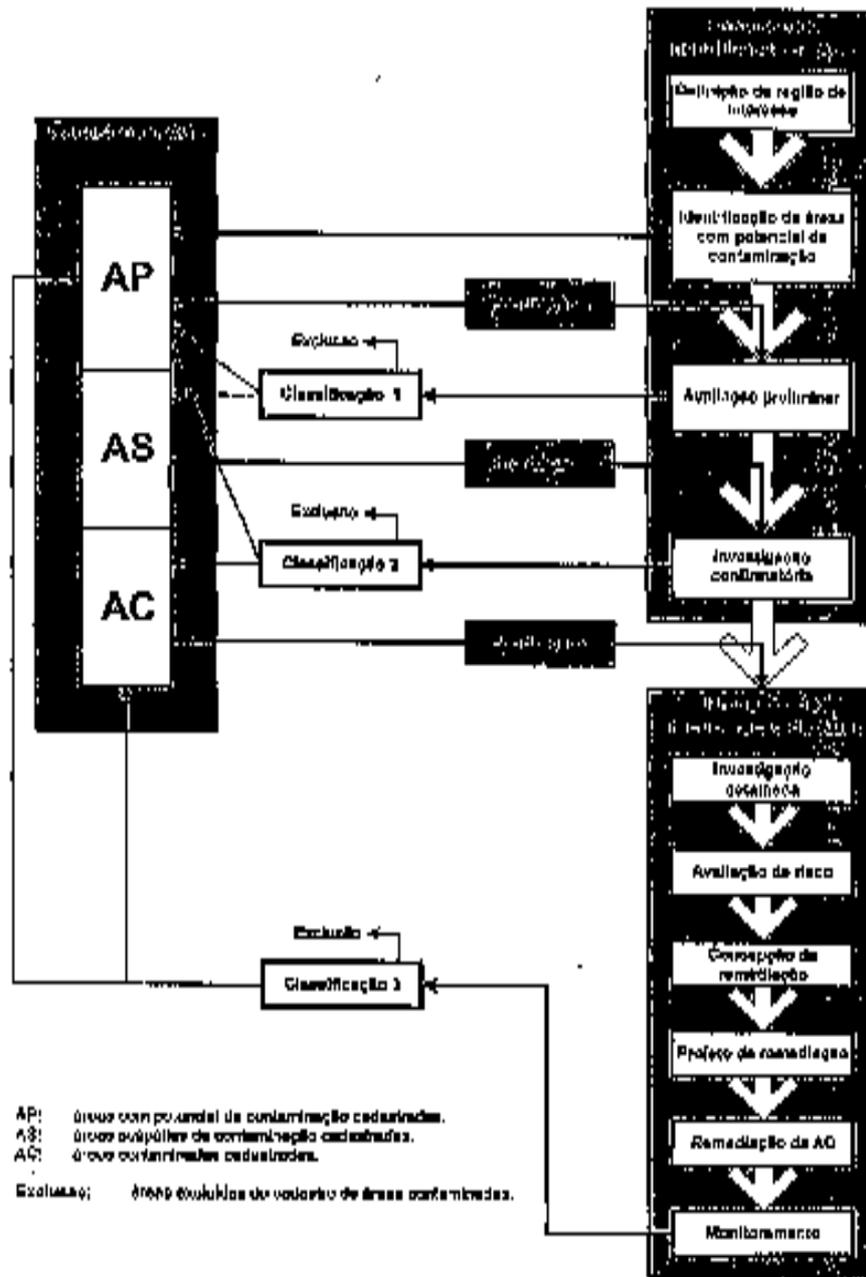


Figura 4: Fluxograma do gerenciamento de áreas contaminadas



Como regra básica da metodologia de gerenciamento de Áreas Contaminadas, todas as informações obtidas, em cada uma de suas etapas, devem ser armazenadas em um cadastro de áreas contaminadas, que além de ser utilizado como fonte de dados para o planejamento de medidas corretivas nas Áreas Contaminadas, poderá ser utilizado no controle e planejamento ambiental da região de interesse ou mesmo ser fornecido para outras instituições públicas ou privadas, para diversos usos, tais como planejamento urbano e elaboração de propostas de ações preventivas e proativas.

3. PROCEDIMENTOS

3.1. Definição da Região de Interesse *(ver também Considerações Finais)*

Objetivo: Na etapa de definição da região de interesse são definidos os limites da região a serem abrangidos pelo gerenciamento e estabelecidos os objetivos principais a serem alcançados.

Responsável pela execução: Agências Ambientais, CK

Procedimentos: Para definir a região de interesse deverão ser levantadas as bases para a determinação dos seus limites e o posicionamento dos locais a serem examinados, utilizando-se mapas, normalmente, em escala regional.

3.2. Identificação das Áreas com Potencial de Contaminação

Objetivo: Identificar as áreas com potencial de contaminação existentes na região de interesse, de acordo com o item 3.1. acima.

Responsável pela execução: Agências Ambientais

Apoio: EETI, CPT

Procedimentos: A identificação das áreas com potencial de contaminação, de acordo com os itens 3.1. e 3.2. acima deve ser realizada por meio do levantamento de dados existentes - realizado a partir das informações existentes no cadastro de fontes da CETESB (SIPOU).

Os dados obtidos sobre as áreas identificadas nesta etapa, devem ser armazenados no cadastro de áreas contaminadas, utilizando-se como base a **folha cadastrai de áreas contaminadas** (apresentada no Manual de Áreas Contaminadas), principalmente as informações contidas em seu Item 1.

3.3. Priorização 1 *(ver também Considerações Finais)*

Objetivo: A execução da etapa de priorização 1 visa, por meio de critérios previamente definidos, selecionar as áreas consideradas mais importantes que deverão ser estudadas na etapa seguinte de avaliação preliminar.



Responsável pela execução: Agência Ambiental, CK

Procedimentos: A priorização das áreas com potencial de contaminação deve ser realizada utilizando-se critérios claros e objetivos. Pode-se priorizar, por exemplo, atividades industriais com histórico de funcionamento associado a problemas ambientais ou áreas localizadas em regiões com bens a proteger importantes, como bacias hidrográficas dos reservatórios utilizados para abastecimento público, áreas de proteção de poços, aquíferos com alta vulnerabilidade natural, áreas densamente populosas, etc..

Os resultados da etapa de priorização 1 devem ser apresentados em relatório contendo os critérios utilizados e a seleção das áreas priorizadas.

3.4. Avaliação Preliminar

Objetivo: Classificar as áreas priorizadas em APe ou ASa com base na constatação de evidências ou fatos que levam a suspeitar ou não da existência de contaminação na área sob avaliação.

Responsável pela execução: Agência Ambiental

Procedimentos: Para a execução da etapa de avaliação preliminar devem ser realizadas as seguintes atividades:

- levantamento de informações existentes em documentação, notadamente nos processos CETESB;
- levantamento de informações coletadas em inspeções de reconhecimento.

A ficha cadastral de áreas contaminadas, apresentada no Manual de Áreas Contaminadas, é o instrumento principal a ser utilizado nesta etapa. Esta ficha foi desenvolvida para organizar a obtenção e registro de dados no cadastro de áreas contaminadas, tanto no levantamento dos dados existentes, quanto na realização da inspeção de reconhecimento da área. Além disso, esta ficha possui sistema que orienta a realização da classificação da área em AP ou AS (classificação 1, figura 1).

A Ficha Cadastral e demais documentos produzidos nesta etapa, devem ser armazenados no cadastro de áreas contaminadas.

3.6. Priorização 2 (ver também Considerações Finais)

Objetivo: Priorizar áreas suspeitas para execução de investigação confirmatória pelo responsável pela contaminação ou responsável pela área.

Responsável pela execução: Agência Ambiental, CK

Apoio: EETI



3.8. Investigação Detalhada

Objetivo: Quantificar a contaminação, isto é, avaliar detalhadamente as características da fonte de contaminação e dos meios afetados, determinando-se as dimensões das áreas ou volumes afetados, os tipos de contaminantes presentes e suas concentrações. Da mesma forma devem ser definidas as características da pluma de contaminação, seus limites e sua taxa de propagação.

Responsável pela execução: Responsável pela contaminação ou responsável pela área

Avaliação: Agência Ambiental, CK, EETI, EEAS

Procedimentos: A metodologia utilizada para realização da etapa de investigação detalhada é constituída basicamente pelas seguintes atividades: plano de investigação, coleta de dados e interpretação dos resultados, conforme orientações apresentadas no Manual de Áreas Contaminadas. O responsável pela contaminação deverá submeter à avaliação da CETESB um plano de investigação contendo o cronograma de execução dos trabalhos. Caso o plano não seja aprovado, novas exigências ou complementações deverão ser estabelecidas e cumpridas dentro de um prazo a ser estipulado pela CETESB.

Como resultado desta etapa deverá ser apresentado para aprovação da CETESB um relatório que deverá conter os métodos de investigação, as metodologias analíticas, os laudos analíticos com a identificação do laboratório responsável e assinatura do responsável, e a interpretação dos resultados.

3.9. Avaliação de Riscos

Objetivo: Determinar a necessidade da remediação, tendo por base a quantificação do risco à saúde humana e a avaliação do risco ecológico, em consequência da exposição aos contaminantes presentes na Área. O resultado da avaliação do risco orientará a definição dos limites de concentração dos contaminantes a serem alcançados pela remediação.

Responsável pela execução: Responsável pela contaminação ou responsável pela área

Avaliação: EETI, ECAS, EERT, CK

Procedimentos: O responsável pela contaminação deverá submeter à aprovação da CETESB um plano para definição do escopo dos trabalhos a serem realizados, contendo a definição dos cenários de exposição, os contaminantes a serem considerados e os procedimentos a serem adotados na quantificação das concentrações de exposição.



Procedimento: A priorização poderá ser realizada por meio da aplicação do sistema de pontuação contido no Manual de Áreas Contaminadas.

3.6. Investigação Confirmatória

Objetivo: A etapa de investigação confirmatória tem como objetivo principal confirmar ou não a existência da contaminação nas Áreas suspeitas, identificadas na etapa de avaliação preliminar.

Responsável pela Execução: Responsável pela contaminação ou responsável pela área, caso o primeiro não tenha sido identificado.

Avaliação dos dados apresentados: EETI, EEAS, CK

Apoio: Agência Ambiental

Procedimento: A confirmação da contaminação de uma área dá-se pela realização de uma campanha de amostragem de solo e/ou água subterrâneas em pontos estrategicamente posicionados, seguida da análise química dessas amostras. Em seguida, os resultados das análises realizadas são comparados com os valores de concentração legais e serem estabelecidos pela CETESB. Caso as concentrações observadas sejam maiores que os valores fixados, a área será declarada contaminada (classificação 2, figura 1).

Comprovada a existência de contaminação, a Agência Ambiental deverá aplicar uma penalidade (advertência ou multa) de acordo com a gravidade da infração, exigindo a realização de investigação detalhada da área.

Os procedimentos utilizados para a execução da investigação confirmatória estão detalhados no Manual de Áreas Contaminadas.

3.7. Priorização 3 (ver também Considerações Finais)

Objetivo: Definir as áreas nas quais caberá à CETESB a execução das ações subsequentes.

Responsável pela execução: Agência Ambiental, CK

Procedimento: O sistema de pontuação, utilizado na etapa de priorização 2, pode também ser utilizado nesta etapa.



Uma vez aprovado o plano, a avaliação de risco deverá ser realizada considerando necessariamente as atividades identificadas no Manual de Áreas Contaminadas. O resultado deverá ser apresentado à CETESB por meio de relatório técnico contendo a descrição da metodologia empregada, os resultados obtidos, as conclusões quanto à forma de intervenção na área e os valores a serem alcançados nos casos em que sejam aplicadas técnicas de remediação.

A CETESB deverá avaliar o relatório apresentado, decidir a forma de intervenção a ser adotada na área e exigir do responsável a sua implementação.

Caso a intervenção seja uma remediação, o responsável deverá apresentar o projeto detalhado para aprovação, incluindo o cronograma de atividades.

3.10. Concepção do Sistema de Remediação

Objetivo: Selecionar, dentre as alternativas técnicas existentes, aquelas mais apropriadas para o caso, considerando os aspectos técnicos, ambientais e econômicos.

Responsável pela execução: Responsável pela contaminação ou responsável pela área

Avaliação: EETI, FEAS

Procedimentos: O responsável deverá apresentar, para aprovação da CETESB, a concepção do sistema de remediação, considerando as diversas alternativas aplicáveis, justificando sua seleção.

3.11. Elaboração de Projeto Detalhado de Remediação

Objetivo: Assegurar que o sistema de remediação a ser implantado atenda as metas definidas na avaliação de risco.

Responsável pela execução: Responsável pela contaminação ou responsável pela área

Avaliação: EETI, FEAS

Procedimentos: O dimensionamento do sistema deverá ser realizado com base nos limites definidos na avaliação de risco, nos dados disponíveis, nos dados adicionais levantados especificamente para esta etapa, em resultados de ensaios piloto (campo e laboratório) e em resultados de modelagem matemática.

O projeto final deverá ser submetido à aprovação da CETESB, devendo conter o memorial técnico e descritivo, plantas e desenhos, memória de cálculo,

Handwritten signature and initials, possibly reading 'M. M. de S.' or similar, with a checkmark and other marks.



eventuais laudos técnicas utilizados, cronograma de implantação, demonstração da eficiência do sistema e planos de monitoramento, de segurança dos trabalhadores e da vizinhança, e de implantação e operação do sistema.

3.12. Remediação da Área Contaminada

Objetivo: Implantar e operar o sistema de remediação aprovado.

Responsável pela execução: Responsável pela contaminação ou responsável pela área

Acompanhamento e avaliação: Agência Ambiental, OK, EETI, EEAS

Procedimentos: O sistema deverá ser implantado conforme o cronograma aprovado, devendo a Agência Ambiental exigir do responsável a notificação prévia do início das atividades de remediação. A CETESB deverá também acompanhar a implantação do sistema e sua operação, avaliando periodicamente seu desempenho.

Deverão ser apresentados relatórios de andamento na operação do sistema, sendo a frequência de apresentação estabelecida de acordo com as peculiaridades do projeto.

Desta forma, devem ser realizadas amostragens e análises dos meios monitorados, de acordo com os procedimentos estabelecidos no projeto de remediação.

Uma vez atingidos os objetivos estabelecidos para a remediação da área, a ficha cadastral de áreas contaminadas deverá ser atualizada e utilizada para realizar a nova classificação da área (classificação 3).

Se os trabalhos de remediação não estiverem apresentando a eficiência desejada, será necessário reavaliar as etapas do processo de remediação de área contaminada.

3.13. Cadastro Informatizado de Áreas Contaminadas

Objetivo: Armazenar as informações geradas, possibilitando o pronto acesso às mesmas e subsidiando a tomada de decisão no processo de gerenciamento de áreas contaminadas.

Responsável pela manutenção: EETI

Procedimentos: A entrada de dados no cadastro é iniciada na etapa de identificação de áreas com potencial de contaminação, devendo as atualizações serem feitas e inseridas no cadastro, pelos técnicos da Agência



Ambiental, EETI e EEAS, após a execução de quaisquer etapas do gerenciamento.

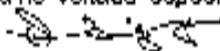
Os documentos apresentados à CETESB durante as diferentes etapas do gerenciamento deverão constar dos processos e pastas mantidos em arquivos pelas Agências Ambientais.

A eventual divulgação dos dados constantes do Cadastro Informatizado de Áreas Contaminadas, mesmo que parcial, dependerá de aprovação da Diretoria Plena da CETESB.

4. Considerações Finais

Considerando-se os aspectos institucionais e jurídicos envolvidos, a definição das regiões de interesse (Item 3.1.), a seleção das áreas a serem estudadas (Item 3.3. – Priorização 1 – Objetivos), as ações relativas às áreas suspeitas (Item 3.5. – Priorização 2 – Objetivos) e as áreas nas quais caberá ações subsequentes da CETESB (Item 3.7. – Priorização 3 – Objetivos), deverão ser submetidas à análise da Diretoria Plena da CETESB.

As siglas correspondentes às unidades do organograma indicadas nestes procedimentos poderão ser alteradas com a eventual modificação das atribuições específicas dessas unidades ou até mesmo com a criação de unidade de trabalho voltada especificamente para o gerenciamento de áreas contaminadas.





apêndice - I

RELATÓRIO DE REUNIÃO DE DIRETORIA SOBRE A
APROVAÇÃO DOS VALORES ORIENTADORES PARA SOLOS
E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ESTADO DE SÃO PAULO

RELATÓRIO À DIRETORIA

CETESB

Número: 014/017E
Data: 26/07/2001
Relator: Dr. Primo Pereira Neto
Assunto: Apreciação do Relatório sobre Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo e a aplicação dos valores orientadores pela CETESB

Aprovado em 15/07/01 Ata da 668ªReunião EXPLICAÇÃO E LUCIDAR**I - HISTÓRICO**

O Relatório Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo tem como objetivo divulgar a metodologia e apresentar como principal produto, uma tabela de valores orientadores.

Esse relatório, que foi amplamente discutido em reuniões com técnicos da CETESB e em seminários internacionais e oficinas de trabalho, com a comunidade técnico-científica em geral, atende a uma demanda, tanto dos Gerentes de Controle quanto da sociedade envolvida nas questões de proteção da qualidade das solos e águas subterrâneas. Atende também a demanda em relação ao controle das áreas contaminadas, que tem se constituído em grave problema ambiental nos países industrializados, o que requer grandes investimentos econômicos para o seu gerenciamento. Essa situação também ocorre no Estado de São Paulo onde já existe um número significativo de áreas contaminadas e portanto, já adotou-se alguns importantes instrumentos administrativos legais e financeiros.

O relatório acima citado é mais um instrumento técnico-administrativo, complementar ao procedimento já estabelecido na RD 020/00/CIE, de implantação de procedimentos para o gerenciamento de áreas contaminadas. Além disso, é também um importante instrumento para ser utilizado em caráter preventivo, definindo valores limites que indicam quando é necessário o início do monitoramento dos solos e das águas subterrâneas.

II - RELATÓRIO

O emprego de listas com valores orientadores tem sido prática usual nos países com tradição na questão do monitoramento da qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas.

A CETESB deverá avaliar os valores orientadores estabelecidos no relatório acima citado, por um período de vigência de 4 anos, aplicando-os tanto na prevenção da poluição de solos e águas subterrâneas, como no controle de áreas contaminadas, a fim de efetuar o seu aprimoramento.

Até final deste período, ou a qualquer tempo desde que tecnicamente justificada, será realizada uma revisão dos valores, ampliação da lista de contaminantes, sendo sublinhada a nova aprovação pela Diretoria da CETESB, que estabelecerá a forma final de sua instrumentação, ou seja, norma técnica, resolução ou legislação específica.

O valor de referência de qualidade, indica o nível de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas e será utilizado em ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e de controle de áreas contaminadas. Foi estabelecido com base em análises químicas dos diversos tipos de solos do Estado de São Paulo.

O valor de alerta, indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos, será utilizado em caráter preventivo e quando excedido no solo deverá ser exigido o monitoramento das águas subterrâneas, identificando-se e controlando-se as fontes de poluição. Foi derivado para metais, com base em revisão bibliográfica sobre litotoxicidade.

RELATÓRIO À DIRETORIA

CETESB

Número: 014/01/98
Data: 26/07/2001
Relator: Dr. Primo Pereira Neto
Assunto: Aprovação do Relatório sobre Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo e a aplicação dos valores orientadores pela CETESB.

O valor de intervenção, indica o limite de contaminação do solo e das águas subterrâneas, acima do qual, existe risco potencial à saúde humana, e será utilizado com caráter corretivo no gerenciamento de áreas contaminadas e quando excedido requer alguma forma de intervenção na área avaliada, de forma a interceptar as vias de exposição. Foi derivado com base em modelo matemático de avaliação de risco, considerando diversas vias de exposição em três cenários de uso e ocupação do solo.

Para as águas subterrâneas, considerou-se como valor de intervenção, os padrões de potencialidade da Portaria 38 de 1990, atualizados pela Portaria 1.409 de 28.12.2000, ambos do Ministério da Saúde.

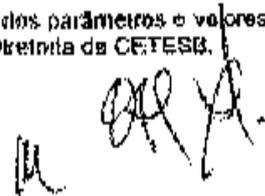
A lista com os valores orientadores é apresentada na Tabela da página 56 do relatório.

III - CONCLUSÃO

Com base no anteriormente exposto, é solicitada a aprovação do "Relatório Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo", e a aplicação dos valores orientadores pela CETESB, para utilização, acompanhamento e avaliação por um período de 4 anos.

Ao término deste período, será realizada uma avaliação final do relatório e da lista de contaminantes, que deverá ser submetida à nova aprovação pela Diretoria da CETESB, que estabelecerá a forma final de sua instrumentalização.

A qualquer tempo, desde que tecnicamente justificada, poderá ser feita uma revisão dos parâmetros e valores da lista de contaminantes que deverão ser submetidos, também, à aprovação pela Diretoria da CETESB.



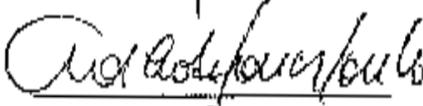
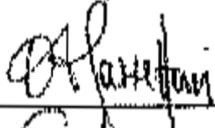

DECISÃO DE DIRETORIA

CETESB

Número: 014/01/E
Data: 26/07/01
Relator: Primo Pereira Neto
Assunto: Aprovação de Relatório sobre Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo e a aplicação dos valores orientadores pela CETESB.

Com base na exposição de motivos apresentada pelo Diretor Primo Pereira Neto, a Diretoria Plena resolve:

- Aprovação do relatório intitulado "Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo" e a aplicação pela CETESB dos valores orientadores, para utilização, acompanhamento e avaliação por um período de 4 (quatro) anos.
- Ao término deste período, será realizada uma avaliação final do relatório e da lista de contaminantes, que deverá ser submetida à nova aprovação pela Diretoria da CETESB, que estabelecerá a forma final de sua instrumentalização.
- A qualquer tempo, desde que tecnicamente justificada, poderá ser feita uma revisão dos parâmetros e valores da lista de contaminantes que deverão ser submetidos, também, à aprovação pela Diretoria da CETESB.

P: 
 A: 
 C: 
 D: 
 E: 



