USP

Campus de São Carlos

SELEÇÃO DE FRONTEIRAS PARA ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DE SISTEMAS QUE EMITEM POLUENTES TÓXICOS DE CHAMINÉS

Stelvia Vigolvino Matos

ORIENTADOR: Prof. Dr. Valdir Schalch

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

SELEÇÃO DE FRONTEIRAS PARA ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DE SISTEMAS QUE EMITEM POLUENTES TÓXICOS DE CHAMINÉS

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP
EXEMPLAR REVISADO
Data de entrada no Serviço: 20/01/03
Ass.:

Stelvia Vigolvino Matos

DEDALUS - Acervo - EESC
31100037164

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia (Hidráulica e Saneamento).

Orientador: Prof. Doutor Valdir Schalch

EESC-USP
Biblioteca
CAMPUS DE S. CARLOS

São Carlos
2002

Class. TESE-EESC
Cutt. 13526
Tombo T043/03
Sysno 1297275

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP
EXEMPLAR REVISADO
Data de entrada no serviço
Assinatura

Matos, Stelvia Vigolvino
M433s Seleção de fronteiras para análise de ciclo de vida de sistemas que emitem poluentes tóxicos de chaminés/ Stelvia Vigolvino Matos. -- São Carlos, 2002.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2002.
Área : Hidráulica e Saneamento.
Orientador: Prof. Dr. Valdir Schalch.

1. Análise de ciclo de vida. 2. Seleção de fronteiras. 3. Custos de externalidades. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **STELVIA VIGOLVINO MATOS**

Tese defendida e julgada em 17-09-2002 perante a Comissão Julgadora:

APROVADO

Prof. Dr. **VALDIR SCHALCH (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO DANIEL**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Tit. **HARRY EDMAR SCHULZ**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Dr. **WELLINGTON CYRO DE ALMEIDA LEITE**
(UNESP/Campus de Guaratinguetá)

APROVADO

Prof. Livre Doc. **DURVAL RODRIGUES DE PAULA JUNIOR**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

Profa. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Aos meus pais, a quem tudo devo,
aos meus amigos e a Jeremy

Agradecimentos

Agradeço a todos que tornaram possível a realização desse trabalho. Ao CNPq e a CAPES pelo financiamento dessa pesquisa. As minhas amigas e irmãs, Lucianna Gama e Vânia Caldas, pelas revisões gramaticais e técnicas e pelo apoio constante. Ao professor Valdir Schalch, pela sua valorosa orientação. Aos professores David Checkel e David Wilson da Universidade de Alberta, Canadá, pelos seus sábios conselhos. Ao professor Luiz Daniel pelo seu apoio no início dessa jornada. A professora Christiane Lemieux, pela orientação na análise das incertezas. Aos profissionais que trabalham na Aracruz celulose, Alberto Carvalho, Emílio Montenegro, Waldir, Daniel, Sandra e tantos outros. Ao professor Harry Schulz pela sua brilhante revisão do meu trabalho. A Rosana Vilarim e Ingrid Weber pela ajuda e solidariedade. A Felipe Sanches pela paciência com as minha dificuldades em computação. A Dione Dreher pelo seu espírito motivador. A Jeremy, pelo seu amor e pelo seu apoio sempre presente. Finalmente agradeço a Deus, tão glorioso pai.

Sumário

LISTA DE FIGURAS i
LISTA DE TABELAS ii
LISTA DE QUADROS iv
LISTA DE SÍMBOLOS v
RESUMO vii
ABSTRACT viii
CAPÍTULO 1 – Introdução 1
Objetivos 4
CAPÍTULO 2 – Revisão da literatura 5
2.1 Análise de Ciclo de vida 5
2.2 Seleção das fronteiras do ciclo de vida 7
2.3 Estimativa de externalidades – valoração ambiental 12
2.4 Modelos de dispersão atmosférica 21
2.4.1 O modelo *Box* ou "*Box model*" 21
2.4.2 Modelo Gaussiano 22
2.4.3 O modelo *Top-hat* 29
2.5 Potencial de toxicidade humana para estudos de análise de ciclo de vida 32
CAPÍTULO 3 – Modelo de predição de concentração e dose de poluentes emitidos de chaminés 36
3.1 O perfil de concetração efetiva ao nível do solo 36
3.2 Introduzindo maiores simplificações para a praticidade do cálculo de C_{ef} 41
3.3 Análise da propagação da variância e importância das incertezas 44
CAPÍTULO 4 – Análise de custos em ciclo de vida 48
4.1 Apresentação dos componentes do modelo de estimativa de externalidades para estudos de ACCV 48
4.2 Estimativa das incertezas e análise da sensibilidade 54
CAPÍTULO 5 – Método de seleção de fronteiras em ACV 59
5.1 Novo método de seleção de fronteiras para estudos de ACV 59

5.2 Demonstração da aplicação do processo de seleção de fronteiras para estudos de ACV em sistemas que emitem poluentes tóxicos de chaminés..... 64

5.3 Determinação dos parâmetros das equações de C_{ef}..... 70

5.4 Determinação da distribuição de C_{ef}..... 72

CAPÍTULO 6 – Conclusões..... 86

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 90

APÊNDICE 1 - Processo usado para determinção dos parâmetros da distribuição Beta

APÊNDICE 2 - Resultados das simulações dos valores de C_{ef} em $\mu g/m^3$

APÊNDICE 3 - Resultados dos cálculos dos custos de externalidades e suas incertezas

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 Principais etapas da análise de danos segundo o método Função Dano 13

FIGURA 02 Modelo *Box* 21

FIGURA 03 Esquema mostrando os conceitos do modelo de dispersão Gaussiano 23

FIGURA 04 Pluma cujos poluentes nao são absorvidos 28

FIGURA 05 Perfil da concentração atmosférica da pluma de emissão de uma substância a partir de uma chaminé, no plano xz 30

FIGURA 06 Vista frontal da elipse 31

FIGURA 07 Perfil da concentração da pluma no nível do solo (C_g) e área de impacto (A_g) 37

FIGURA 08 Exemplo de distribuição de direção do vento 38

FIGURA 09 Esquema representando o círculo traçado pela pluma ao correr em diversas direções durante um longo período de tempo 40

FIGURA 10 Variações de C_{ef} para diferentes valores de H 43

FIGURA 11 Gráfico da sensibilidade dos resultados de C_{ef} a variações nos parâmetros requeridos para o seu cálculo, conforme os dados do Quadro 05 46

FIGURA 12 Resultados da análise de sensibilidade em termos de contribuição para a variância 57

FIGURA 13 Etapas do processo de SF para sistemas que emitem substâncias tóxicas 60

FIGURA 14 Fluxograma preliminar simplificado das unidades de processo (UP) do ciclo de vida da produção de celulose 67

FIGURA 15 Gráfico da sensibilidade dos resultados de *D* ($C de 1996) para o benzeno à variação dos parâmetros C_{ef}, *DR*, *Pop* e *E* 78

FIGURA 16 Unidades de processo (em sombreado) com custos de danos devido a emissões de poluentes tóxicos relativamente altos e cuja inclusão ou não no SF será avaliada na próxima etapa 82

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 Cálculo da massa, energia e valor econômico da unidade funcional como exemplo demonstrativo da Etapa 2 9

TABELA 02 Massa, energia e valor econômico de inputs para a produção da unidade funcional apresentada na TABELA 01 do processo de conversão do etanol 10

TABELA 03 Razões entre massa, energia e valor econômico para cada *input* 11

TABELA 04 Exemplos de estudos de funções dano disponíveis para o caso de material particulado (MP_{10}) 16

TABELA 05 Exemplos de valores monetários de disposição a pagar relacionados a efeitos na saúde 18

TABELA 06 Condições meteorológicas definindo as categorias de estabilidade de Pasquill 26

TABELA 07 Pasquill-Gifford coeficientes σ_y e σ_z 26

TABELA 08 Resultados das simulações de C_{ef} ($\mu g/m^3$) 46

TABELA 09 Distribuições atribuídas as variáveis C_{ef}, *DR, SI* e *E* e respectivos parâmetros 56

TABELA 10 Estatística das simulações de *D* 57

TABELA 11 Dados das velocidades do vento 71

TABELA 12 Distribuições assumidas para a determinação da distribuição de C_{ef} do Benzeno para UP15 73

TABELA 13 Resultados das simulações dos valores de C_{ef} em $\mu g/m^3$ 73

TABELA 14 Valores de função resposta e valor econômico para principais sintomas físicos relacionados ao aumento de concentração de MP_{10} no meio ambiente. (Probabilidades entre parênteses) 76

TABELA 15 Valores de função resposta e valor econômico para risco de câncer devido à exposição ao benzeno. (Probabilidades entre parênteses).. 77

TABELA 16 Parâmetros e resultados de D obtidos para o benzeno emitido da unidade de processo fabricante de NaOH (UP15) 78

TABELA 17 Parâmetros e resultados de *D* obtidos para o benzeno emitido da UP15 78

TABELA 18 Sumário dos resultados de *D* por substância por unidade de processo 79

TABELA 19 Resultados da análise da razão $D_j/\$_{uf}$ onde $\$_{uf} = 2{,}60 \times 10^8$ US$ 83

LISTA DE QUADROS

QUADRO 01 Componentes de uma Avaliação do Ciclo de Vida..... 6

QUADRO 02 Estágios de um ciclo de vida..... 6

QUADRO 03 Exemplo de atribuições de probabilidades e lógica aplicada..... 17

QUADRO 04 Categorização quanto a elaboração da análise de dano de alguns poluentes considerados em ROWE et al. (1996) e em AQVM (1999)..... 20

QUADRO 05 Dados e distribuições atribuídas aos parâmetros requeridos para o cálculo de C_{ef}..... 45

QUADRO 06 Categorização quanto à elaboração da análise de dano dos poluentes a serem inventariados..... 68

QUADRO 07 Sumário dos parâmetros estabelecidos para as equação (30)..... 71

LISTA DE SÍMBOLOS

x - distância da fonte de emissão vento abaixo (comprimento)

y - distância da fonte de emissão - transversal (comprimento)

z - distância da fonte de emissão – em relação ao nível do solo (comprimento)

C - concetração (massa/volume)

Q - fluxo do poluente (massa/tempo)

U - velocidade do vento (comprimento/tempo)

U_{med} - velocidade média do vento sobre longo periodo de tempo (comprimento/tempo)

U_D - velocidade média do vento sobre longo periodo de tempo para o período do dia (comprimento/tempo)

U_N - velocidade media do vento sobre longo periodo de tempo para o período da noite (comprimento/tempo)

C_a - concetração de entrada (massa/volume)

C_{ee} - concetração no estado estacionário (massa/volume)

C_s - concetração no nivel do solo (massa/volume)

C_{ef} - concetração média sobre longo periodo de tempo no nivel do solo (massa/volume)

t - tempo

S_s - geração ou consumo de substâncias (massa / tempo . volume)

K_x - coeficiente de difusão efetiva na direção x

K_y - coeficiente de difusão efetiva na direção y

K_z - coeficiente de difusão efetiva na direção z

σ_y - coeficiente de dispersão na direção y (comprimento)

σ_z - coeficiente de dispersão na direção z (comprimento)

D_y - constante do espalhamento da pluma na direção y

D_z - constante do espalhamento da pluma na direção z

a_y - expoente do espalhamento da pluma na direção y

a_z - expoente do espalhamento da pluma na direção z

H - altura efetiva $H = h_s + h_r$ (comprimento)

h_s - altura da chaminé (comprimento)

h_r - altura de ascensão da pluma (comprimento)

R_y - largura da pluma da direção y (comprimento)

R_z - largura da pluma da direção z (comprimento)

$R_{z,D}$ - largura da pluma da direção z para o período do dia (comprimento)

$R_{z,N}$ - largura da pluma da direção z para o período da noite (comprimento)

R_s - largura da pluma no nível do solo (comprimento)

A_s - área traçada pela pluma no nível do solo (comprimento^2)

A_{ef} - área traçada pela pluma no nível do solo sobre longo períodos de tempo (comprimento^2)

H_m - altura da camada de mistura (comprimento)

H_m^D - altura da camada de mistura para o período do dia (comprimento)

H_m^N - altura da camada de mistura para o período da noite (comprimento)

D - custos de externalidades ou danos monetários ($)

DR - função dose resposta (incidência / 1μg/m^3 de aumento na concetração do poluente *i* no ambiente)

SI - sujeito do impacto

E - valor econômico do dano ($)

Q_r - fluxo de emissão da substância de referência (massa/tempo)

Q_i - fluxo de emissão da substância *i* (massa/tempo)

PTH - potencial de toxicidade humana

TPD - taxa potencial de dose diária (massa/volume)

$\$_{uf}$ - valor econômico (de mercado) da unidade funcional ($)

K - constante de exposição; a razão entre a dose humana de exposição diária e o fluxo de emissão de uma substância (admensional ou dia/kg)

NEL - nível de não efeito (kg/kg.dia , kg/m^3 ou kg/kg)

RESUMO

Matos, S. V. (2002). *Seleção de fronteiras para análise de ciclo de vida de sistemas que emitem poluentes tóxicos de chaminés*. São Carlos, 2002. (96)p. Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Este trabalho desenvolve um método de seleção de fronteiras para Análise de Ciclo de Vida (ACV) de sistemas que emitem componentes tóxicos. Isto envolve o desenvolvimento de um modelo de predição de concentração e dose de poluentes emitidos de chaminés, que tem a vantagem de ser simples e não requerer grande número de dados de entrada. Esse modelo e mais os dados de valoração econômica de danos ambientais disponíveis na literatura, compõem o modelo geral de estimativa de custos devido à emissão de poluentes, ou seja, a Análise de Custos em Ciclo de Vida (ACCV). O modelo geral é então usado para definir as fronteiras do sistema de ACCV. Demonstra-se a aplicação do novo método em um ciclo de vida hipotético de produção de celulose.

Palavras-chave: Análise de ciclo de vida, Seleção de fronteiras, Custos de externalidades

ABSTRACT

Matos, S. V. (2002). *Boundary Selection for LCA of Systems with Toxic Stack Emissions*. São Carlos, 2002. (96)p. Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo

This work develops a method for Boundary Selection (BS) for Life Cycle Assessment (LCA) of systems with stacks emitting toxics compounds. The new approach involves the development of a model of concentrations and dosage of pollutants in the vicinity of emission source that is simple and non-intensive data is required. This model plus impact costs estimations available at environmental economic studies, comprise the general model of Life Cycle Cost Analysis (LCCA) based on exposure. This general model is then used in the Boundary Selection in LCCA. A demonstration of the application of the model is performed to a hypothetical inventory system of a pulp mill.

Keywords: Life cycle assessment, System boundaries, Externalities costs.

CAPÍTULO 1 – Introdução

O presente trabalho tem por assunto o desenvolvimento de uma metodologia para definição de sistemas de fronteiras entre o sistema de ciclo de vida da atividade estudada (produto ou serviço) e sistemas de ciclo de vida de outros produtos e serviços. Essa tese representa um avanço nos métodos de seleção de fronteiras pois identifica as unidades de processos que não requerem significativos transporte, processamento e extração de matéria prima, não são de alto custo, ou seja, possuem intenso consumo de material, energia e serviços, porém geram significativos danos devido a emissão de substâncias tóxicas e, portanto, devem ser inseridas no sistema de fronteiras. Até então, os métodos de seleção de fronteiras somente eram capazes de identificar a relevância dos impactos ambientais daquelas unidades de processo que envolviam grandes quantidades de massa, energia em seu processo e/ou possuiam alto valor econômico.

Apesar da notória necessidade de maiores mudanças no desempenho ambiental das indústrias, ainda são poucas as companhias que têm incorporado a prevenção de poluição em suas estratégias de gestão. As barreiras para a tomada de atitudes sustentáveis incluem não só questões sociais, culturais, econômicas e políticas como também questões ligadas ao desenvolvimento de técnicas efetivas. Por exemplo, as ações relativas à gestão ambiental têm, na maioria das vezes, enfocado apenas o controle de poluição e, além disso, analisado fontes de emissões de poluentes separando-as por meio de propagação (ar, água e solo), processo ou etapa de produção. Essa abordagem implica numa limitada análise de desempenho ambiental e indicações de melhorias, principalmente devido ao fato de as emissões de poluentes ao longo de todo o ciclo de operações não serem consideradas.

Dentre as soluções propostas para atender a tais dificuldades, está a Análise de Ciclo de Vida (ACV) cuja aplicação engloba desde a etapa de extração de matéria-prima, até a disposição final dos resíduos e destino final do produto, encerrada sua vida útil. Tal análise é realizada por meio da identificação de energia consumida, recursos usados e poluentes gerados ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, embalagem,

processo ou atividade. Esses dados são avaliados quanto ao potencial de impacto e quanto à implementação de melhorias ambientais.

No entanto, a ACV possui limitações em diversos aspectos relacionados à sua aplicação, os quais vêm sendo largamente discutidos no meio científico. Além das questões relativas à parcela subjetiva da etapa de avaliação de impacto, inclui-se a necessidade de um método quantitativo da definição do sistema de fronteiras da análise.

A definição da fronteira de análise consiste num dos primeiros e fundamentais passos para a avaliação do desempenho ambiental de qualquer atividade. A definição e identificação dos componentes que integram o ciclo de vida é um processo complexo uma vez que cada unidade industrial está teoricamente ligada a todos os produtos e serviços da cadeia econômica, os quais também possuem implicações ambientais. Significativa contribuição para a definição do sistema de fronteiras foi apresentada por RAYNOLDS (1999). Sua abordagem considerou massa, energia e valor econômico de entradas de um processo ou serviço como indicadores da relevancia de impactos potenciais.

A nova abordagem proposta no presente trabalho considera estimativas de custos de externalidades de emissões tóxicas como um critério para capturar aquelas unidades de processo que geram relevantes quantidades de emissões toxicas. A identificação da relevância dos poluentes tóxicos emitidos é baseada na estimativa de externalidades negativas (custos não agregados ao preço do produto) como indicador de danos dos impactos negativos relacionados a uma certa atividade (indústria ou serviço). A estimativa de tais custos envolve a elaboração de um modelo cujo principais parâmetros são: a concentração nas imediações da fonte de emissão, a relação entre a dose do poluente e os impactos gerados e a monetarização dos impactos. Será usada como exemplo aplicativo à produção de celulose pois esta envolve emissão de poluentes tóxicos não só em seu processamento mas também no processamento dos materiais que utiliza, ou seja, dos suprimentos.

O Capítulo 2 apresenta a revisão da literatura usada como fundamento no desenvolvimento do método proposto nessa tese. Além disso, posiciona-se o presente

trabalho diante dos trabalhos realizados até o momento, relatando suas limitações e, dessa forma, justificando e esclarecendo a importância do presente trabalho. Os Capítulos 3 a 5 compõem a demonstração do desenvolvimento do método. No Capítulo 3, desenvolve-se um modelo de estimativa da distribuição da concentração de poluentes na atmosfera. Mostra-se que um modelo simples, isto é, com poucos dados de entrada, descreve com sucesso a difusão de poluente emitidos de chaminés e pode ser facilmente usado para estudos de Análise de Custo se Ciclo de Vida (ACCV). O Capítulo 4 introduz a composição do modelo geral que fornece a estimativa de custos de externalidades para ACV baseado na exposição a poluentes tóxicos. Isso envolve a inclusão de funções dano que relacionam as emissões aos danos físicos e funções monetárias que relacionam os danos físicos aos custos monetários. Já o Capítulo 5 mostra como esse modelo deve ser usado para SF em estudos de ACCV. Isso inclui a demonstração da aplicação do modelo para o caso do ciclo de vida hipotético da produção de celulose, que foi elaborado com base em dados reais. Finalmente, o Capítulo 6 sumariza todas as conclusões elaboradas no desenvolvimento da tese e inclui recomendações para posteriores trabalhos.

Objetivos

- Objetivo geral

Propor um método de definição de sistema de fronteiras do ciclo de vida de plantas industriais, particularmente daquelas que envolvem a emissão de poluentes tóxicos de chaminés.

- Objetivos específicos

i) Elaborar um modelo de predição da concentração de poluentes na atmosfera, que requer poucos dados meteorológicos e parâmetros da fonte de emissão para ser usado na estimativa da concentração de poluentes emitidos de chaminés em estudos de ACCV;

ii) Elaborar um modelo de ACCV que relaciona a mudança de concentração do poluente no meio ambiente, a função dose-resposta que relaciona essa concentração à impactos adversos, o sujeito do impacto (uma população, uma área) e, finalmente, os custos monetários dos danos;

iii) Propor o uso do modelo de ACCV como método Seleção de Fronteiras em estudos de ACV;

iv) Demonstrar a aplicação do modelo e análise dos resultados utilizando o caso do ciclo de vida da produção de celulose de uma indústria hipotética.

CAPÍTULO 2 – Revisão da literatura

Os aspectos que envolvem o desenvolvimento do método de definição de fronteiras proposto nessa tese, incluem, sem dúvida alguma, os fundamentos da Análise de Ciclo de Vida (ACV) e do processo de estimativa de externalidades ambientais negativas. Assim sendo, inicia-se esse capítulo com uma breve apresentação dos conceitos e componentes de ACV, pois cabe dar enfoque à apresentação dos trabalhos até então desenvolvidos na área de definição de fronteiras do ciclo de vida. Isso feito, apresenta-se em seguida uma explanação sobre os principais elementos que compuseram a elaboração do método de definição de fronteiras proposto nessa tese, a saber: o processo de estimativa de externalidades, os modelos de dipersão atmosférica e o índice de Potencial de Toxicidade Humana de substâncias tóxicas para a análise de impacto em estudos de ACV.

2.1 Análise de Ciclo de vida

SOCIETY FOR ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY – (SETAC) em 1993, define a avaliação de ciclo de vida como sendo um processo objetivo para avaliação dos efeitos ambientais associados a um produto ou atividade, identificando e quantificando energia e matéria-prima usadas e resíduos emitidos ao ambiente, no intuito de avaliar o impacto de tais atividades e implementar oportunidades de melhorias efetivas do desempenho ambiental. A avaliação considera o completo ciclo de vida do produto, processo ou atividade, incluindo extração e processamento da matéria-prima, manufatura, reciclagem, uso e disposição final.

Segundo BOUSTEAD (1995), os três estágios que compõem a avaliação do ciclo de vida — inventário, interpretação e melhoramentos — refletem a técnica clássica para tomada de decisões: elaboração de procedimentos. As definições das ações que compõem a Avaliação do Ciclo de Vida estão no QUADRO 1.

QUADRO 1 - Componentes de uma Avaliação do Ciclo de Vida

- Definição de objetivos e escopo do estudo – envolve a descrição clara dos objetivos do estudo de ACV , bem como sua extenção e nível de detalhamento. Os objetivos devem estabelecer a aplicacão da ACV, a quem se direciona os resultados e os motivos para a elaboração do estudo;
- Inventário - é um processo objetivo de formação de uma base de dados, quantificando energia e materiais requeridos, emissões atmosféricas, líquidas e sólidas ocorridas ao longo do ciclo de vida de um produto, processo ou atividade;
- Análise de impacto ambiental - é um processo técnico, quantitativo ou qualitativo para caracterizar e avaliar os efeitos ambientais identificados no componente inventário. A avaliação deve considerar questões ecológicas e de saúde humana, bem como outros efeitos tais como modificações no habitat e poluição sonora.
- Análise de melhorias - consiste numa avaliação sistemática das necessidades e oportunidades de redução das perdas ambientais associadas com energia e material usados e resíduos emitidos ao longo do ciclo de vida estudado. Tais análises devem incluir medidas quantitativas e qualitativas de melhoramento do desempenho ambiental tais como, mudanças no projeto do produto, matérias-primas usados no processo industrial, uso e gerenciamento de resíduos.

Fonte: US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY –EPA, (1993a). Adaptado.

De acordo com FAVA & PAGE (1992), a maioria dos estágios do ciclo de vida engloba a aquisição de matéria-prima, manufatura, processamento e formulação, distribuição e transporte, uso, reuso e manutenção, reciclagem e, por fim, manejo de resíduos. As definições de cada um desses estágios, segundo a mesma referência, estão expostas no QUADRO 2.

QUADRO 2 - Estágios de um ciclo de vida

1)Aquisição de matéria-prima - tem início com todas as atividades necessárias para a aquisição de matéria-prima ou energia e termina no primeiro estágio de manufatura e processamento que refina a matéria-prima.

2) Manufatura, processamento e formulação - analisa a conversão de matéria-prima em produtos.

3) Distribuição e transporte – o transporte engloba a movimentação de materiais ou energia entre operações em diferentes locais e pode ocorrer em qualquer estágio do ciclo de vida. Já a distribuição consiste na transferência do produto manufaturado do seu produtor final até seu usuário.

4) Uso, reuso e manutenção - tem início após a distribuição de produtos ou materiais e termina no ponto no qual tais produtos são descartados e entram no sistema de manejo de resíduo.

5) Reciclagem - este estágio engloba todas as atividades necessárias para levar o material para fora do sistema de manejo do resíduo fazendo-o retornar para o estágio do processamento.

6) Manejo de resíduos - incluem os mecanismos de tratamento ou manuseio do resíduo.

Informações apresentadas em EPA (1993a), citam como objetivos do uso da avaliação de ciclo de vida, os seguintes itens:

- estabelecer uma linha básica e compreensiva de informações sobre utilização de recursos, consumo de energia e emissões ambientais para análises posteriores;
- identificar pontos de redução de poluentes ao longo do ciclo de vida de um produto, processo ou atividade;
- comparar componentes de entrada e saída associados com produtos alternativos, processos ou atividades;
- guiar na tomada de decisões que envolvem o desenvolvimento de novos produtos, processos ou atividades direcionadas para a redução do uso de recursos e emissões ambientais.

Assim como em todo processo de análise de desempenho ambiental, um dos primeiros passos para a aplicação da ACV consiste da determinação do escopo ou fronteiras do estudo. Vale lembrar que as fronteiras a que se refere este trabalho, tratam-se das fronteiras entre o sistema de ciclo de vida da atividade estudada (produto ou serviço) e sistemas de ciclo de vida de outros produtos e serviços. O desenvolvimento de um método claro, objetivo e de ampla aplicação para seleção de sistemas de fronteiras, consiste num dos mais importantes desafios relacionados à elaboração de ACV.

2.2 Seleção das fronteiras do ciclo de vida

Existem diferentes sistemas de seleção de fronteiras atualmente sendo usados. A norma ISO série 14000 requer que, para estudos comparativos, a equivalência entre os sistemas comparados seja estabelecida em primeiro lugar e que o método de seleção de fronteiras seja então claramente explicado para que se evite comparações injustas (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO 14040).

Essa norma reconhece diversos critérios para a seleção de fronteiras, incluindo massa, energia e relevância ambiental.

Muitos estudos de ACV selecionam as fronteiras do sistema de forma subjetiva e arbitraria onde o 'principal' ciclo de vida é selecionado para estudo (ver por exemplo, YATES, 1997; ROELEVELD et al, 1997; HUNT, 1995) enquanto outros trabalhos utilizam a abordagem de entradas e saídas de dados de economia (*Input-Output Analysis - IOA*) (HENDRICKSON et al. , 1997 e ESPINOSA et al., 1997). Este último utiliza a análise estendida de entradas e saídas de insumos, materiais e produtos e fornece informações sobre relações a montante, baseada no sistema de contabilidade nacional americana. Ao agregar dados ambientais aos dados econômicos, este método é capaz de fornecer estimativa de emissões ambientais e utilização de recursos diretos e indiretos causados por uma determinada demanda final. Dentre as limitações presentes nessa abordagem, inclui-se o baixo número de resolução de classificação das comodites. Nos EUA, a tabela de entradas e saídas de insumos mais detalhada possui apenas 500 comodites. Considerando a variedade de comodites e tecnologias de produção, uma categoria de produto em contabilidade de entrada e saídas pode conter comodites que tem diferentes perfis ambientais por unidade quantificada. Outra limitação do método é que os resultados somente mostram pré-estágios de ciclo de vida, deixando de fora os estágios de consumo final e manejo de resíduos. Assim sendo, esse método se limita a aplicação em estimativas de fluxos não disponíveis e deve ser aplicado em conjunto com um processo específico de definição de fronteiras.

Significativa contribuição aos métodos de seleção de fronteiras foi dada pelo trabalho de RAYNOLDS (1999). O autor sugere que massa, energia e valor econômico de entradas (*inputs*) de um produto ou serviço sejam usados como *proxies* de impactos causados por essas unidades de processo. A razão entre a massa, energia e valor econômico relativa à unidade funcional forma o fator de seleção de fronteiras, denominado Z_{RMEE} (*Relative Mass Energy and Economic*). Em outras palavras, se massa, energia e/ou valor econômico de um produto ou serviço de entrada for significativo (de acordo com o valor Z_{RMEE}), então a unidade de processo fornecedora

desse produto ou serviço é incluída no sistema de fronteira. As etapas de aplicação desse método são:

Etapa 1 : Definição da unidade funcional que quantifica o volume de serviço ou quantidade de material produzido pela unidade sendo investigada. Por exemplo, toneladas de resinas plásticas produzidas por ano.

Etapa 2 : Cálculo da massa e energia totais e do valor econômico (de mercado) da unidade funcional. Definição de massa total (M_{Total}), energia total (E_{Total}) e valor econômico total ($\$_{Total}$). Como exemplo ilustrativo dessa etapa, a TABELA 01 mostra valores de M_{Total}, E_{Total} e $\$_{Total}$ para unidade funcional de um ciclo de vida da produção de etanol.

TABELA 01 - Cálculo da massa, energia e valor econômico da unidade funcional como exemplo demonstrativo da Etapa 2.

Produto	Massa (kg)	Energia (MJ)	Valor econômico ($)*
Etanol	$1,19x10^8$	$3,18x10^9$	49,5 milhões
GDSS**	$1,27x10^8$	$1,91x10^9$	27,9 milhões
CO_2	$9,70x10^7$	$0,00x10^0$	9,7 milhões
Total	$M_{Total} = 3,43x10^8$	$E_{Total} = 5,08x10^9$	$\$_{Total}$ = 87,1milhões

* Em dolares canadenses de 1998; ** Grãos destilados secos e solúveis. Fonte: RAYNOLDS (2000);

Etapa 3: Definição do fator de corte Z_{RMEE}. Com base numa extensiva análise da influência da seleção de Z_{RMEE} nos resultados, RAYNOLDS (1999) sugere o uso de valores até no máximo 0,25 para que se cubra cerca de 90% do total da emissão de poluentes diretamente atribuídos a uma unidade de processo. Valores maiores que 0,25 introduzem demasiadas incertezas nos resultados da análise

Etapa 4: Início da análise com a unidade de processo mais próxima da unidade sendo investigada, com entradas (*inputs*) a,b,c, ...etc. Quantificação da massa (M_i), energia (E_i) e valor econômico ($\$_i$) para cada *input* (a,b,c, ...). Aos *inputs* sem significativas quantidades de massa ou energia são atribuídos valor zero. Por exemplo, para

eletricidade atribui-se massa (M_i) zero, enquanto que para a maioria dos processos químicos atribui-se zero à energia (E_i). Documentação das fontes de dados, cálculos e suposições adotadas. Como exemplo da elaboração dessa etapa, A TABELA 02 mostra valores de M_i, E_i e $\$_i$ de *inputs* para a produção da unidade funcional apresentada na TABELA 01 do processo de conversão do etanol.

TABELA 02 - Massa, energia e valor econômico de inputs para a produção da unidade funcional apresentada na TABELA 01 do processo de conversão do etanol.

Input (i)	Massa (M_i) (kg)	Energia (E_i) (MJ)	Valor econômico ($\$_i$) ($)*
Milho	$3{,}80 \times 10^8$	$5{,}51 \times 10^9$	44,8 milhões
Gas natural	$8{,}94 \times 10^9$	$2{,}64 \times 10^9$	7,50 milhões
Eletricidade	n/a	$7{,}20 \times 10^6$	90.000
Substâncias químicas (Total)	$2{,}08 \times 10^6$	n/a	6,00 milhões
• Hidróxido de sódio	$8{,}40 \times 10^5$	n/a	Sem dados
• Ácido sulfúrico	$4{,}00 \times 10^5$	n/a	Sem dados
• Amonia	$8{,}40 \times 10^5$	n/a	Sem dados
Água	$2{,}20 \times 10^9$	n/a	0,00
Enzimas (Total)	$6{,}30 \times 10^5$	n/a	1,00 milhão
• Enzima- alfa-amilase	$1{,}30 \times 10^5$	n/a	Sem dados
• Enzima- gluco-amilase	$5{,}00 \times 10^5$	n/a	Sem dados
Manutenção	n/a	n/a	1,00 milhão
Construção da planta[(a)]	Sem dados	Sem dados	5,10 milhões

[(a)] Valores para "Construção da planta" são distribuidos em um tempo de vida de 30 anos.
n/a = não aplicável. Fonte: RAYNOLDS (2000)

Etapa 5: Cálculo das razões $M_R = M_i / M_{Total}$, $E_R = E_i / E_{Total}$ e $\$_R = \$_i / \$_{Total}$. Isso define a relativa contribuição de cada *input* em termos de massa energia e valor econômico para a unidade funcional. A TABELA 03 mostra os resultados dessas razões para os dados apresentados nas tabelas 01 e 02.

TABELA 03 - Razões entre massa, energia e valor econômico para cada *input*

Input (i)	$M_R = M_i / M_{Total}$	$E_R = E_i / E_{Total}$	$\$_R = \$_i / \$_{Total}$
Milho	**1,10**	**1,08**	**0,51**
Gas natural	**26,06**	**0,52**	0,086
Eletricidade	n/a	0,001	0,001
Substâncias químicas (Total)	0,01	n/a	0,06
• Hidróxido de sódio	0,002	n/a	< 0,06
• Ácido sulfúrico	0,001	n/a	< 0,06
• Amonia	0,002	n/a	< 0,06
Água	**6,41**	n/a	0,00
Enzimas (Total)	0,002	n/a	0,01
• Enzima- alfa-amilase	0,000	n/a	< 0,01
• Enzima- gluco-amilase	0,002	n/a	< 0,01
Manutenção	n/a	n/a	0,01
Construção da planta[(a)]	Sem dados	Sem dados	0,051

Nota: Valores em negrito indicam que estes são maiores que o valor de corte então encolhido (0,20)

Fonte: RAYNOLDS (2000)

Etapa 6: Se M_R, E_R ou $\$_R$ for maior que Z_{RMEE}, então a unidade de processo que fornece os *inputs* será incluída no sistema de fronteiras. Se nenhum dos valores M_R, E_R ou $\$_R$ for maior que Z_{RMEE} então o input é considerado não significativo e a unidade de processo é excluída do sistema de fronteiras.

Etapa 7: Repetição da análise para cada *input* de todas as unidades de processo consideradas no sistema, até que todos os inputs sejam considerados não significativos.

Quanto menor o valor de Z_{RMEE}, mais detalhes são requeridos para a sua definição, bem como mais recursos, tais como tempo e capital.

Contudo, a abordagem desenvolvida por RAYNOLDS (1999) não pode ser aplicada em processos onde há geração de poluentes tóxicos. Tais poluentes geram impactos significativos apesar de possuírem pequenas quantidades de massa e energia. Além disso, uma vez que os sistemas econômicos atuais não capturam custos ambientais causados por emissões tóxicas, os processos a montante que geram tais poluentes podem ser ignorados pelo critério do valor econômico. Com o aumento do

custo de tratamento, monitoramento e gerenciamento de poluentes tóxicos, espera-se que o critério de valor econômico possa melhor capturar tais processos. No momento, o potencial de custos de externalidades devido à emissão de poluentes tóxicos se constitui na melhor alternativa para estimar a relevância de emissão de tais poluentes (para diferentes perspectivas sobre a mensuração de danos ver BERNOW & MARRON ,1990, JOSKOW, 1992 e FREEMAN et al., 1994). Os fundamentos dos principais parâmetros que compõem tal estimativa são comentados nos próximos itens.

2.3 Estimativa de externalidades – valoração ambiental

As atividades industriais, em sua grande maioria, promovem alterações negativas na qualidade do meio ambiente, tais como o aumento de emissões atmosféricas, lançamento de efluentes, mudanças no uso da terra, entre outros. Essas alterações podem causar diversos impactos físicos como prejuizos à saúde humana, ao rendimento do cultivo agrícola, à flora e à fauna (impactos ecológicos) e à estética. A valoração de tais impactos, ou seja, o valor monetário dos impactos negativos não incluídos no valor de mercado do produto produzido pela atividade industrial, são chamados externalidades.

Nos últimos anos, diversos estudos de externalidades têm sido elaborados acarretando o surgimento de diferentes metodologias e diferentes resultados quando aplicados para um mesmo caso (SCHLEISNER, 2000). A maioria dos trabalhos de externalidades são elaborados para o estudo de danos gerados pelo setor elétrico porém suas lições são aplicáveis a outros setores. Dentre os métodos mais usados na estimativa de externalidades, encontra-se a abordagem Função Dano onde o valor dos danos ambientais é definido como custos sociais, como por exemplo, prejuízo à saúde, à limpeza, à produtividade, etc., na estimativa dos danos (em termos monetários) causados pela atividade (THAYER et al., 1992). A estrutura conceitual de métodos baseados em função dano visa traçar o caminho desde a fonte de poluição até os receptores, seguindo as etapas de análise apresentadas na FIGURA 01.

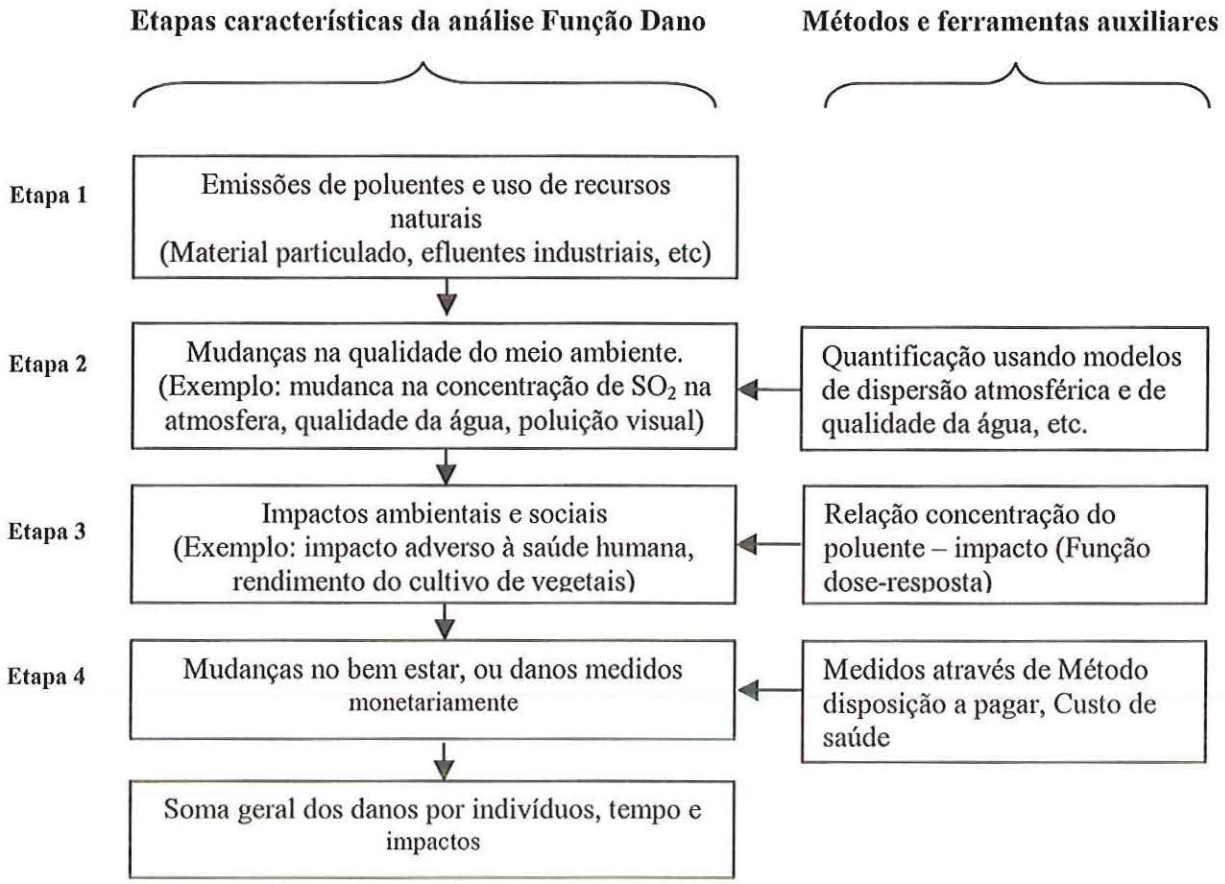


FIGURA 01 - Principais etapas da análise de danos segundo o método Função Dano.

A Etapa 1 consiste na análise da relação entre a tecnologia e a emissão de poluentes. Mais especificamente, trata-se da caracterização e quantificação de emissões ambientais específicas da tecnologia em estudo e requerem o conhecimento de fatores emissão, tecnologias de controle e tratamento, limites de emissão, entre outros.

A Etapa 2 refere-se à análise da relação entre as emissões de poluentes e mudanças na qualidade do meio ambiente. Por exemplo, o cálculo da mudança de concentração média anual de dióxido de enxofre (SO_2) na atmosfera devido à emissão dessa substância pela atividade estudada.

A quantificação de resíduos atmosféricos geralmente e, pricipalmente aqui no Brasil, é elaborada usando *softwears* para predição de mudanças de concentração na atmosfera desenvolvida pela US EPA tais como *Industrial Source Complex (ISC3)*

Dispersion Models (ISC3, 1995). Tais *softwears* se baseam no modelo Gaussiano de dispersão e requerem o conhecimento do processo de interação entre o poluente emitido e emissões existentes, condições meteorológicas, topografia, dados da fonte de emissão, etc. O modelo Gaussiano de disperssão será comentado novamente no item 2.4.

No que concerne aos resíduos sólidos, as mudancas na qualidade do meio ambiente estão relacionadas à qualidade da água em lençois freáticos e à estética devido à presença de aterros, por exemplo. Dentre as abordagens disponíveis, pode-se aplicar modelos de contaminação de lençol freático ou seja, a ligação direta entre a quantidade de resíduo sólido disposto e a contaminação do lençol ou assumir que uma certa área é contaminada devido à falhas no sistema de contenção de uma aterro de determinado tamanho (ROWE et al, 1996). Nessa abordagem, um modelo probabilístico é usado para estimar o tempo até que o sistema de contenção falhará e um modelo de migração de chorume é usado para estimar o tempo até que o lençol seja contaminado. Quanto aos danos estéticos, estes são baseados em valor de propriedade.

Mudanças na qualidade da água de superfície são geralmente estimadas pelos níveis de concentração calculados a partir da razão entre os níveis de concentração regulamentados pela agência ambiental governamental ou concentração do efluente da atividade industrial e fatores de diluição. Os fatores de emissão são determinados considerando-se a taxa de fluxo do corpo d'água e a taxa de descarga do efluente.

A Etapa 3 consiste em estimar impactos ambientais e sociais decorrentes da mudança na qualidade ambiental (concentração no meio ambiente), ou seja as respostas físicas (morbidade, mortalidade, decréscimo do rendimento de cultivo de trigo, entre outros) dos diversos receptores (por exemplo, população, vegetação) à mudanças no meio ambiente. Esse processo inclui:

1) estimativa da população ou área afetada;

2) identificação dos impactos ou efeitos finais que serão quantificados;

3) determinação da função dose-resposta que relaciona a mudança na qualidade do meio ambiente e efeitos específicos tais como, saúde humana.

A determinação da população afetada varia de acordo com a localização, sexo, idade e o meio de exposição. Populações urbanas, suburbanas e rurais podem ser

consideradas levando-se em conta a densidade populacional dentro de um raio de influência do poluente emitido a partir da fonte de emissão (ROWE et al. 1996). É importante considerar as diferenças com que doses de poluentes afetam deteminados grupos quanto ao sexo e idade. Estudos como SCHWARTZ & DOCKERY (1992) e LAVE & SESKIN (1977) apresentam estimativas de risco de mortalidade devido às emissões de material particulado para pessoas de idade abaixo e acima de 65 anos separadamente. Outro exemplo consiste nos efeitos da contaminação de chumbo em homens, mulheres e crianças.

É de conhecimento geral que a exposição humana a poluentes tóxicos pode resultar num grande número de efeitos à saúde. Por exemplo, exposição a material particulado está associada à mortalidade e à morbidade, a qual inclui as categorias bronquite crônica, asma, e admissão hospitalar por problemas respiratórios (US EPA, 1982). Assim sendo, a seleção preliminar dos efeitos a serem considerados envolve a determinação do efeito potencialmente mais significativo e dentre estes, aqueles cujos custos de externalidades são conhecidos e cujas funções dose-resposta estão disponíveis na literatura.

Para cada efeito adverso, valores mínimos, centrais e máximos de coeficiente de dose-resposta são selecionados baseados no julgamento profissional. De acordo com ROWE et al. (1995) os seguintes critérios podem fazer parte da seleção das funções dose-resposta:

- Local do estudo de referência e local da situação em estudo são similares;
- O estudo baseia-se em dados epidemiológicos (uma vez que estes possuem a vantagem de analisar efeitos à saúde considerando níveis correntes de concentração ambiental);
- Apresentação de resultados quantitativos para modelo de multivariáveis;
- Consideração de monitoramento contínuo dos poluentes relevantes;
- Reconhecimento da importância de se minimizar confundimento e omissão de variáveis;
- Envolvimento de níveis relevantes de poluição e não somente os níveis máximos;

- Fornecimento de resultados clínicos ou mudança de comportamento que podem ser valorados economicamente.

Esse procedimento é aplicavel a substâncias sobre as quais existe um bom número de estudos de dose-resposta, como é o caso de material particulado e ozônio. Outras substâncias no entanto possuem limitada literatura sobre evidência de danos à saúde, como é o caso do SO_2 e do monóxido de carbono (CO).

A TABELA 04 apresenta exemplos de estudos de funções dano disponíveis para o caso de material particulado.

TABELA 04 - Exemplos de estudos de funções dano disponíveis para o caso de material particulado (MP_{10})

Estudo	Percentagem no aumento de mortalidade por 10 $\mu g/m^3$ diários de PM_{10} (desvio padrão)	Local do estudo
SCHWARTZ (1993)	1,1%±0.1	Birmingham, AL - EUA
DOCKERY et al. (1992)	1,5%±0.7	St. Louis - EUA
POPE III et al. (1992)	1,5%±0.2	Utah Valley, UT- EUA

Como se pode observar pela TABELA 04, existem diferenças entre resultados sobre estudos de um mesmo efeito à saúde e, num mesmo estudo existem incertezas mensuráveis estatiticamente (desvios padrões). Além disso, a seleção dos valores envolve o julgamento profissional, onde às vezes o valor central é selecionado a partir da média de valores de um certo resultado que melhor representa ou se adapta à situação em estudo. No caso em que somente um estudo encontra-se disponível, intervalo de valores é selecionado considerando-se, por exemplo, mais ou menos um intervalo de confiança a partir do valor médio. Diante da introdução de tais incertezas, os valores da função dose-resposta usadas nos estudos de externalidades são sempre considerados como uma faixa de valores (mínimo, central e máximo) que contém o valor verdadeiro e nunca como um único valor. Junto à faixa de valores estabelecem-se também probabilidades a fim de refletir a confiança na seleção de cada valor. Por exemplo, se para a função dose-resposta que relaciona concentração de material particulado e mortalidade é dada por 4,4E-5, 12,1E-5 e 28,2E-5 como sendo os valores

mínimo, central e máximo e probabilidades 22, 67 e 11% respectivamente, isso indica grande confiança na acuracidade do valor central, menor confiança no valor mínimo e menor ainda no valor máximo. O QUADRO 03 mostra exemplos de atribuições de probabilidades e a lógica aplicada.

QUADRO 03 – Exemplo de atribuições de probabilidades e lógica aplicada

Mínimo 33%, central 34% e máximo 33% - valores usados quando as estimativas possuem iguais chances de estarem corretas.
Mínimo 25%, central 50% e máximo 25% - valores usados quando as estimativas partiram de um único estudo. Os valores mínimo e máximo representam mais ou menos 1 desvio padrão.
Mínimo 33%, central 50% e máximo 17% - valores usados quando é dada boa credibilidade a estimativa central porém, por uma certa razão, é dada pouca credibilidade ao valor máximo.

Fonte: AIR QUALITY VALUATION MODEL VERSION 3.0 (AQVM 3.0), 1999.

A análise das incertezas nos resultados consiste, portanto, numa das questões conceituais mais importantes no estudo de externalidades. Durante a elaboração de um estudo de custos ambientais, é inevitável a incorporação de incertezas nos parâmetros de entrada. Assim sendo, boa parte dos estudos é dedicada a descrição e análise dessas incertezas seja por meio de Análise de Monte Carlo ou seja por meio de estudo de funções de distribuições, tais como a distribuição Beta.

Finalmente, na Etapa 4, elabora-se a medida dos custos do dano ambiental, ou seja, das externalidades. Tais danos podem ser estimados atráves de métodos diretos de valoração como valor de propriedade, despesas de tratamento de doença, etc. Ou ainda pelos métodos que se baseiam em estados de preferência, na ausência de mercados, chamados Valoração de Contigência. Neste último, economistas constroem um mercado fictício perguntando as pessoas o quanto estariam dispostas a pagar ou a receber (*Willingness to Pay – WTP* e *Willingness to Accept -WTA*) por melhorias no bem estar (MATTHEUS & LAVE, 2000). A TABELA 05 apresenta exemplos de estimativas de WTP para alguns efeitos a saúde.

TABELA 05 - Exemplos de valores monetários de disposição a pagar relacionados a efeitos na saúde

Efeito na saúde	Valores monetários por incidente (em US$ de 1992)	Fonte
Mortalidade	$ 2-7 "Valor estatístico da vida'' (em milhões)	CROPPER & FREEMAN (1990)
Bronquite crônica em adultos	$500.000	VISCUSI et al. (1991)
Admissão hospitalar por problemas respiratorios	$14.000	KRUPNICK & CROPPER (1989)
Bronquite em criânças	$42	KRUPNICK & CROPPER (1989)
Dias de atividade restrita	$24	LOEHMAN et al. (1979)
Dias com ataque de asma	$34	ROWE & CHESTNUT (1986)

Os valores apresentados na TABELA 05 foram obtidos de diferentes formas. Valor estatístico da vida não representa o valor da vida humana mas sim a estimativa da disposicao de um indivíduo a pagar por uma pequena recreducao no risco de fatalidades, em uma pe no risco dessa pessoa. O valor monetário relativo à bronquite crônica em adultos leva em conta a disposição a pagar para evitar-se a contração de casos severos de bronquite e seus impactos na qualidade de vida do sujeito, incluindo desconforto devido a dores, despesas médicas, etc, durante toda uma vida. Já a estimativa de valor monetário relativo a bronquite em criânças leva em conta estudos de custos de saúde, ou seja, despesas médicas, medicamentos, internações hospitalares, etc. Tal valor de custo de saúde é então multiplicado por um fator de ajuste (1,5 ou 2,0) para levar-se em conta custos menos tangíveis tais como dor e desconforto, restrições ao exercício do trabalho e inconveniência a terceiros. Esse fator de ajuste é determinado com base em poucos estudos (ROWE & CHESTNUT, 1986; ROWE & NEITHERCUT, 1987; CHESTNUT et al, 1988) porém certos autores preferem usá-lo a ignorar

completamente a existência de tais custos intangíveis. No que concerne aos valores monetários relativos aos dias de atividades restritas, levou-se em consideração custos WTP devido a impossibilidade de engajamento em atividades rotineiras, o que inclui dias de cama, dias perdidos no trabalho e dias de restrições mínimas de atividades devido a doença. Finalmente, o valor monetário relacionado a dias com ataque de asma, como mostrado na mesma TABELA 05, representa a disponibilidade a pagar para evitar-se um dia de ataque de asma, e refere-se a ataque severo de asma.

De acordo com MOREIRA (1999), dentre os fatores que contribuem para as incertezas do método constam o surgimento de comportamento oportunista, quando diante da possibilidade de receber e/ou pagar pelo dano ambiental o indivíduo não revela a real preferência; a possibilidade de se direcionar uma certa resposta caso a pergunta não seja elaborada corretamente, entre outros. Além disso, assim como no caso das funções dose-resposta discutidas anteriormente, incertezas estatisticamente mensuráveis estão presentes em todos os estudos de valoração ambiental. Dessa forma, para o caso de valores monetários também considera-se uma faixa de valores (mínimo, central e máximo) que contém o valor verdadeiro, bem como utiliza-se probabilidades para a análise das incertezas .

Na análise de danos ambientais tais como *New York electricity externality Study* (ROWE et al., 1995), alguns impactos são selecionados para posteriores e mais aprofundados estudos ou são excluídos por motivos tais como pouca literatura disponível. O QUADRO 04 mostra como alguns poluentes e seus impactos foram categorizados quanto a elaboracão da análise de dano em ROWE et al. (1996) e em AQVM (1999).

QUADRO 04 - Categorização quanto a elaboração da análise de dano de alguns poluentes considerados em ROWE et al. (1996) e em AQVM (1999)

Poluente	Impacto relacionado	Comentarios
NO_x e nitratos	Morbidade, Rendimento do cultivo agrícola	Excluído da quantificação devido aos danos serem relativamente pequenos e a limitada literatura disponível
Ozônio	Mortalidade, Morbidade, Rendimento do cultivo agrícola	Selecionado para quantificação
Emissão de compostos tóxicos não cancerígenos	Morbidade, Rendimento do cultivo agrícola	Excluído da quantificação devido aos custos envolvidos na avaliação de danos serem relativamente pequenos e a limitada literatura disponível
CO	Mortalidade, Morbidade	Excluído da quantificação devido a limitada literatura acerca de impactos nos níveis atuais de concentração no ambiente
Emissão de compostos tóxicos cancerígenos	Risco de câncer	Selecionado para quantificação
Material particulado	Mortalidade, Morbidade	Selecionado para quantificação
Transporte de combustíveis por tubulação	Mortalidade, Morbidade, Lençol freático, Ecossistema, Estética	Selecionado para posteriores análises quando do aprofundamento do estudo

Os impactos no ecossistema têm sido omitidos em alguns estudos de estimativa de externalidades (ver por exemplo BANZHALF et al., 1996; KRUPNICK & BURTRAW, 1996). Os motivos dessa decisão são principalmente o fato de que faltam dados científicos relativos aos impactos ao ecossistema e faltam dados econômicos que permitam estimar os danos causados. De acordo com FREEMAN III (1996), a ligação entre as funções do ecossistema e valoração econômica se caracteriza como uma das maiores oportunidades de pesquisa e é capaz de revolucionar a área de estudos econômicos relacionados à valoração ambiental. (Ver COSTANZA et al., 1997 e PIMENTEL et al., 1996, para um aprofundamento das questões relacionadas à valoração de danos ao ecossistema).

2.4 Modelos de dispersão atmosférica

Esse item apresenta os conceitos fundamentais do modelo *Top-hat* a ser usado em estudos de ACV como base para a estimativa da concentração de poluentes emitidos de chaminés. Uma vez que a análise da mudança da concentração de poluentes na atmosfera requer noções básicas do processo de dispersão atmosférica, cabe iniciar essa seção apresentando resumidamente os modelos Gaussino e o modelo Box.. Esses modelos são amplamente conhecidos e sua apresentação permite introduzir de uma forma objetiva e clara, os conceitos fundamentais relacionados a estimativa da concentração de poluentes na atmosfera.

2.4.1 O modelo *Box* ou "*Box model*"

De acordo com HEINSOHN e KABEL (1999), no modelo *Box* define-se a área de uma caixa (ws), com altura (h) e seção tranversal (hw) através da qual o ar entra e sai. Supõe-se que dentro desta caixa a mistura ocorre rapidamente, como mostra a FIGURA 02.

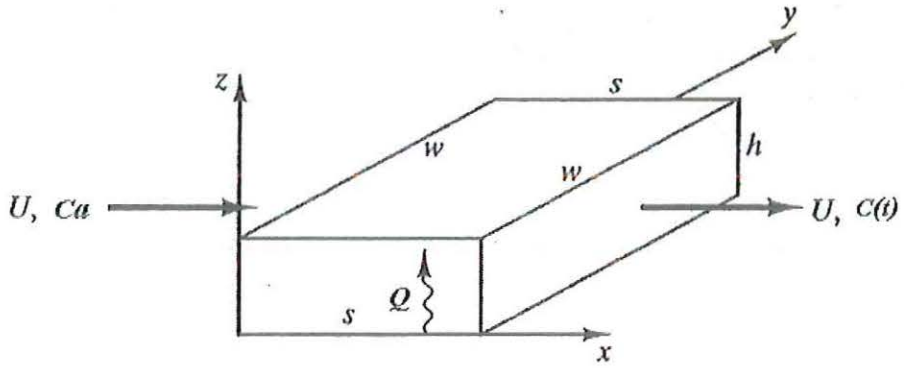


FIGURA 02: Modelo *Box* (Fonte: HEINSOHN e KABEL,1999)

De acordo com os mesmo autores, cálculos efetuados com base na suposição de que ocorre mistura instantânea são mais fáceis de serem levados a termo e representam o limite superior da mistura que ocorre com taxas de difusão finitas.

A altura da (h) da caixa é geralmente definida como sendo a altura da camada atmosférica através da qual poluentes não penetram, chamada altura da camada de mistura. Já os espaços entre motanhas, prédios, etc. são geralmente selecionados para definir a área da base (com valor ws) da caixa. A equação da conservação da massa do poluente, considerando o modelo Box apresentado na FIGURA 02 é

$$whs\frac{dC}{dt} = Q + UC_a hw - UChw \tag{1}$$

onde Q consiste no fluxo de poluente (massa/tempo), C_a é a concentração do poluente no ambiente quando da entrada da caixa e U é a média da velocidade do vento na direção perpendicular à caixa. No estado estacionário, dC/dt = 0 e a concentração C_{ee} é então dada por

$$C_{ee} = C_a + \frac{Q}{Uhw} \tag{2}$$

Integrando a equação (2) tem-se ,

$$\int_{C(0)}^{C(t)} \frac{dC}{(Q + UhwC_a) - UhwC_{ee}} = \frac{1}{whs}\int_0^t dt \tag{3}$$

Assume-se que a concentração inicial na caixa C(0) é igual a concentração no ambiente C_a. Se Q, U, h, w, s e C_a são constantes, então da equação (3) tem-se que a concentração em qualquer tempo t é dada por

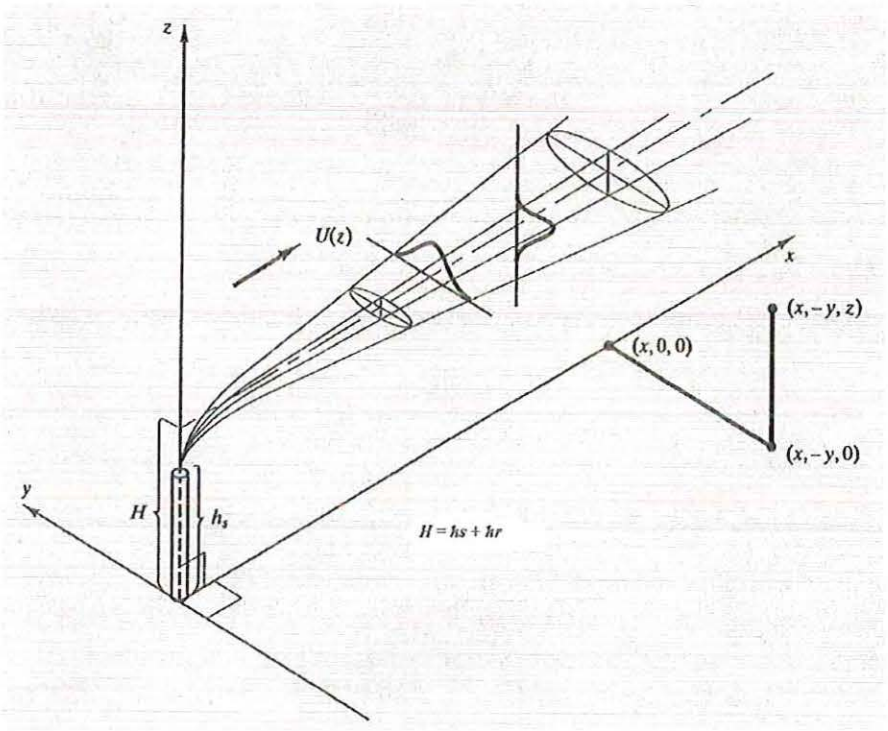
$$\frac{C(t)}{C_{ee}} = 1 - \exp\left(-\frac{Ut}{s}\right) \tag{4}$$

Nesta equação considerou-se o contorno da concentração no ambiente (C_a) ser igual a zero, o que não é necessário.

2.4.2 Modelo Gaussiano

O modelo Gaussiano consiste no modelo de dispersão mais comumente usado. Sua origem pode ser encontrada em SUTTON (1932), PASQUILL (1961), GILFFORD (1961, 1968). Contudo, uma vez que HEINSOHN e KABEL (1999) explicam de modo suficientemente claro e conciso os principios básicos do modelo Gaussiano, tal referência será tomada como base para apresentação do modelo nesse capítulo.

Considere o fluxo de emissão apresentado na FIGURA 03.



FIFGURA 03 – Esquema que mostra os conceitos do modelo Gaussiano.

Fonte: HEINSOHN e KABEL (1999)

O fluxo de emissão de poluentes Q (massa/tempo) é continuo e parte de uma chaminé de altura h_s e de altura do levantamento da pluma h_r . Enquanto a pluma se move a jusante, os poluentes são dispersos na direção vertical e horizontal. Enquanto a

dispersão na direção vertical é fortemente governada pela estabilidade atmosférica, a dispersão horizontal é governada principalmente pelas difusões molecular e turbulenta. A direção do eixo x, por conveniência, sempre é orientada na direção do vento. Para a obtenção de um modelo completo para a descrição da evolução de um constituinte no meio, define-se uma fonte S_s (kg/s m^3) que permite levar em conta casos em que há reações químicas que criam ou consomem poluentes. Sendo C a concentração (microgramas/m^3, por exemplo), o balanço de massa para o elemento de volume definido é expresso como

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial (CU)}{\partial x} + S_s + \frac{\partial[\partial(CK_x)/\partial x}{\partial x} + \frac{\partial[\partial(CK_y)/\partial y}{\partial y} + \frac{\partial[\partial(CK_z)/\partial z}{\partial z} \tag{5}$$

Onde K_x, K_y e K_z são coeficientes de difusão efetiva que incorporam difusões molecular e turbulenta, essas útlimas resultantes da turbulência atmosférica. As seguintes suposições são adotadas a fim de simplificar o modelo e torná-lo prático:

- $\partial C / \partial t = 0$, ou seja estado estacionário.
- Na direção x, o transporte devido à difusão de partículas nessa direção é não significativo em comparação ao transporte devido ao movimento de partículas.
- Os coeficientes de difusão efetiva são constantes.
- A velocidade do vento na direção x não varia com x.
- Não há reações químicas, ou seja, $S_s = 0$.

Considerando tais suposições a equação (5) se torna

$$U\frac{\partial C}{\partial x} = K_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \tag{6}$$

A solução da equação (5) é conhecida como função de Gauss e é encontrada considerando as seguintes condições de contorno.

1 - $C \rightarrow \infty$ a medida que $x \rightarrow 0$. Ou seja, a concentração se aproxima do infinito a medida que a distância do ponto de emissão se aproxima de zero (de acordo com HEINSOHN and KABEL, 1999, a condição de contorno infinita é uma necessidade matemática e não uma realidade física, quando fontes finitas são reduzidas a fontes pontuais);

2 - $C \rightarrow 0$ a medida que x, y, z $\rightarrow \infty$. Ou seja, a concentração se aproxima de zero a medida que a distância da fonte de emissão se aproxima do infinito;

3 – $K_z\, \partial C/\partial z \rightarrow 0$ a medida que $z \rightarrow 0$. Não há fluxo de massa no nível do solo

4 - $\int_0^{\infty}\int_{-\infty}^{\infty} UC(C,y,z)dydz = Q$ em $x > 0$. Ou seja, conservação da massa é constante a jusante do ponto de lançamento.

Quando a função Gaussiana é usada para descrever o comportamento de plumas, a descrição analítica é chamada de modelo da pluma Gaussiana, cuja representação é da forma,

$$C_i(x,y,z) = \left(\frac{Q}{2\pi x(K_y K_z)^{1/2}}\right)\exp\left(-\frac{U}{4x}\left(\frac{y^2}{K_y}+\frac{z^2}{K_z}\right)\right) \tag{7}$$

Onde Q é a taxa de emissão do poluente na qual a espécie molecular *i* é emitida de uma chaminé. Rearranjando a equação (7) para uma forma mais conveniente, tem-se

$$C_i(x,y,z) = \left(\frac{Q}{U\pi\sigma_y\sigma_z}\right)\exp\left\{\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2 - \frac{1}{2}\left(\frac{z}{\sigma_z}\right)^2\right\} \tag{8}$$

Onde

$$\sigma_y^2 = \frac{2xK_y}{U} \text{ e } \sigma_z^2 = \frac{2xK_z}{U} \tag{9}$$

σ_y e σ_z são coeficientes de dispersão nas direções y e z, respectivamente. Nota-se que esses coeficientes aumentam a medida que x aumenta, obedecendo uma

proporcionalidade para com a raiz quadrada de x. Na prática assume-se que esses coeficientes dependem da estabilidade atmosférica. Categorias de estabilidade da atmosfera pode ser determinada através do método Pasquill de classificação de turbulência, baseado em cinco classes de velocidade do vento, três classes para o período do dia e duas classes para o período da noite, como mostra a TABELA 06.

TABELA 06: Condições meteorológicas definindo as categorias de estabilidade de Pasquill

(U) velocidade do vento na superfície (10m)	Dias, incidência de radiação solar			Condições noturnas*	
Classe	Forte (1)	Moderado (2)	Leve (3)	>1/2 baixas nuvens	<3/8 Nuvens
<2 (m/s)	A	A-B	B	Fortemente estável	
2-3 (m/s)	A-B	B	C	E	F
3-5 (m/s)	B	B-C	D	D	E
5-6 (m/s)	C	C-D	D	D	D
>6 (m/s)	C	D	D	D	D

* O grau de cobertura das nuvens é definido como sendo a fração do céu sobre o horizonte aparente local que está coberto por nuvens.
Fonte: HANNA et al. (1982)

As variáveis meteorológicas típicas de cada categoria ou classe de estabilidade são apresentadas na TABELA 03 . Os coeficientes são derivados das correlações de Smith presentes em PASQUILL e SMITH (1983).

TABELA 07: Pasquill-Gifford coeficientes σ_y e σ_z

$$\sigma_z = D_z x^{a_z} \; ; \; \sigma_y = D_y x^{a_y}$$

Categorias de estabilidade		D_z	a_z	D_y	a_y
A	Muito instável	0,28	0,90	0,38	0,88
B	Moderadamente instável	0,23	0,85	0,30	0,88
C	Pouco instável	0,22	0,80	0,18	0,88
D	Neutro	0,20	0,76	0,16	0,88
E	Moderadamente estável	0,15	0,73	0,11	0,88
F	Muito estável	0,12	0,67	0,078	0,88

Fonte: WILSON (1994)

É importante observar que as definições de valores da tabela 03 alteram (de fato eliminam) as equações (9), colocando outras proporcionalidades em seu lugar. Rigorosamente falando, essas definições são *impostas* à solução do modelo gaussiano,

visando adequar as tendências teóricas do modelo para condições consideradas melhor representativas da realidade. Esta adequação é a *posteriori* e suas conclusões nunca poderiam ser corroboradas através de um processo dedutivo que partisse diretamente da equação (5). Assim, neste ponto insere-se uma artificialidade "conveniente", esperando que a mesma não desvincule o resultado do equacionamento advectivo-difusivo considerado na equação (5). É esta expectativa que permite que os passos seguintes sejam considerados adequados.

Para levar-se em conta a altura da chaminé (h_s), a equação (8) é modificada considerando a altura efetiva H a qual é dada por $H = h_s + h_r$, onde h_r consiste na altura do levantamento da pluma. A equação (8) se torna então

$$C_i(x,y,z) = \left(\frac{Q}{2U\pi\sigma_y\sigma_z}\right)\exp\left\{\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2 - \frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right\} \tag{10}$$

A altura do levantamento da pluma é a distância que a pluma sobe até que a viscosidade dissipe seu empuxo inicial e a temperatura da pluma entre em equilíbrio com a temperatura da atmosfera, não havendo mais empuxo ascendente.

Nesse momento faz-se necessário adicionar algumas informações mencionadas em HEINSOHN e KABEL (1999), que são complementares e necessárias ao entendimento da dispersão da pluma.

- A velocidade do vento na fronteira planetária aumenta com a altitude e seu perfil (velocidade do vento versus altura acima do solo) depende da incidência da radiação solar, isto é, dia ou noite.
- Para fins de modelagem da dispersão de poluentes, faz-se útil definir altura da camada de mistura para horas do dia e para horas da noite. A altura da camada de mistura varia de acordo coma as condicões geográficas locais (proximidade de corpos d'agua, incidência de chuvas, temperatura, intensidade de radiação solar, etc). Na América do Norte por exemplo, alturas diurnas ou matinais geralmente

variam entre 300 e 900m. Alturas vespertinas geralmente variam entre 600 e 4000m durante o verão e entre 600 e 1400m durante o inverno.

Concentrações no nível do solo

Quando a pluma se desloca para jusante e alcança o solo, os poluentes podem ser ou nao aborvidos pelo solo, água ou vegetação, de forma que basicamente três situações podem ocorrer: sedimentação, absorção (deposição) ou não-absorção (reflexão) das partículas. De acordo com ROWE et al. (1995), os efeitos da sedimentação gravitacional e deposição sobre a concentração no meio ambiente podem ser desconsiderados para poluentes gasosos e para poluentes com partículas menores que 20 microns de diâmetro. Na presente tese, para fins de simplificação, nas considerações da concentração no nível do solo considera-se a situação de não-absorção (reflexão). Sugere-se a leitura de HEINSOHN e KABEL (1999), por exemplo, para maiores detalhes sobre cálculos considerando sedimentação e deposição de partículas.

Um artifício matemático clássico usado para levar em conta a não-absorção (reflexão) de partículas no solo consiste em considerar a superposição da pluma e sua imagem refletida localizada a uma distância z = -H abaixo do solo, como mostra a FIGURA 04.

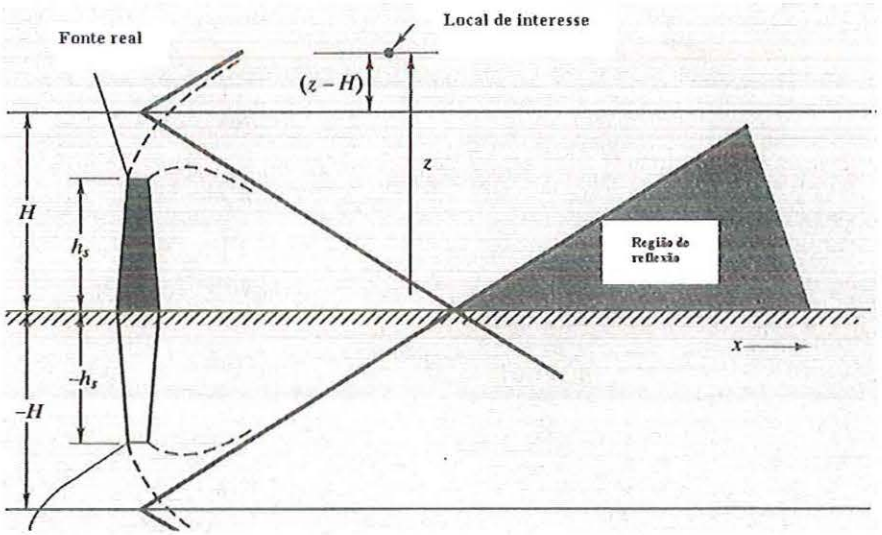


FIGURA 04: Pluma cujos poluentes nao são absorvidos. Fonte: HEINSOHN e KABEL (1999)

Na terminologia da área, lembrando os conceitos de reflexão da ótica, diz-se que a Figura 04 apresenta uma fonte virtual em z = -H. A concentração, considerando a fonte real e a fonte virtual indicada, é dada por

$$C_i(x,y,z) = \left(\frac{Q}{2U\pi\sigma_y\sigma_z}\right)\left\{\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right]\right\}\left\{\exp\left[\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right]+\exp\left[\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right]\right\} \quad (11)$$

A figura 4 indica a região sombreada na qual há contribuição da reflexão do solo. É preciso que seja lembrado que não existe ascensão de material (gás) do solo para o meio, mas apenas acumulação de material que se desloca desde o centro da pluma para as regiões inferiores, junto ao solo. O fenômeno, na direção vertical, é difusivo, o que faz com que o deslocamento de material seja da maior para a menor concentração. Em longas distâncias a jusante, considerando mais uma superfície de reflexão na parte superior, como indicado na figura 5, a parte vertical da equação (11) muda da forma de distribuição Gaussian para a forma retangular, ou seja, a concentração é uniforme ao longo a camada de mistura (Rowe et al., 1995). No nível do solo, z = 0 e y = 0 e portanto

$$C_i(x,0,0) = \left(\frac{Q}{U\pi\sigma_y\sigma_z}\right)\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right] \quad (12)$$

2.4.3 O modelo Top-hat

O uso do modelo *Top-hat* para estimar a exposição sobre longo periodos de tempo à pluma de emissão de poluentes em estudos de Análise de Ciclo de Vida, ou seja, a pluma eliptica top-hat, foi proposto por WILSON (2001). Nesse modelo, a distribuição da concentração C na pluma é considerada como tendo um perfil na forma de um topo de chapéu pois as médias de concentração sobre tal perfil sobre longo períodos de tempo fornece os mesmos resultados que modelos mais complexos tais como o

Gaussiano. O modelo fortemente se adequa a estudos de ACV pois nestes interessa médias sobre longo períodos de tempo. Os conceitos físicos e simplificações introduzidas quando da apresentação do modelos Box e Gaussiano tornam o desenvolvimento do modelo *Top-hat* familiar ao leitor.

No modelo *Top-hat*, o perfil de a concentração C (kg/m^3) de um dado poluente é representado como mostra a FIGURA 05.

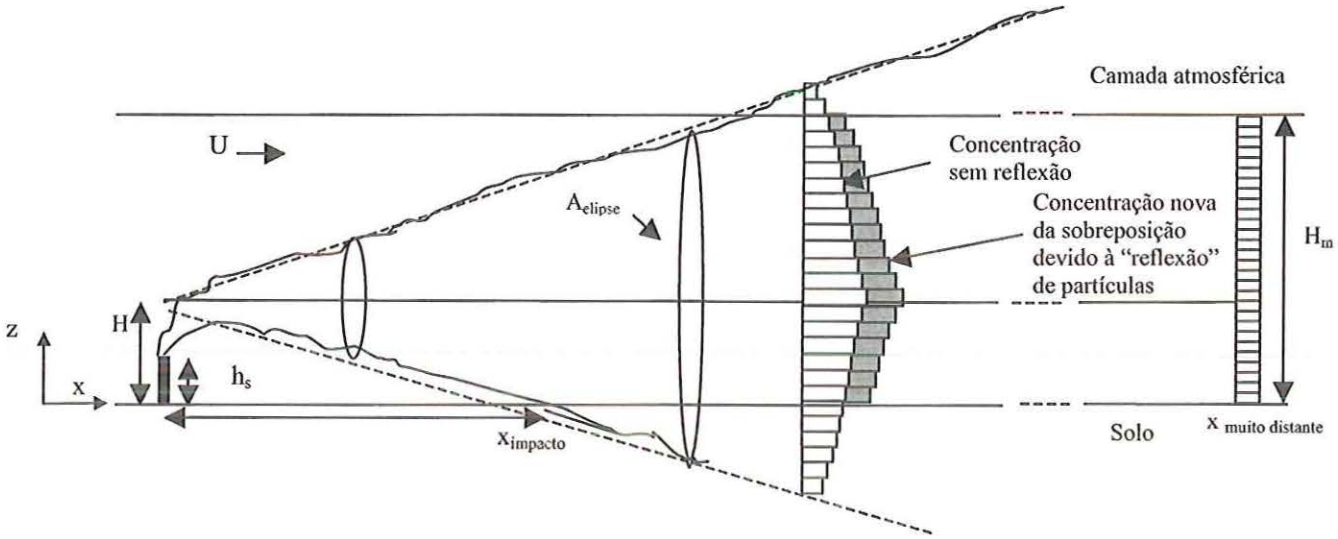


Figure 05 – Perfil da concentração atmosférica da pluma de emissão de uma substância a partir de uma chaminé, no plano xz.

Assim como no modelo Gaussiano, as seguintes suposições são adotadas:

- C não varia com o tempo.
- Na direção x, o transporte por advecção de partículas se sobrepõe ao transporte por difusão, portanto essa útima é desprezada.
- Velocidade do vento na direção x não varia com x.
- Nao há reação química criando ou consumindo substâncias.

A fim de efetuar uma estimativa conservativa, assume-se que partículas de poluentes não são absorvidas pelo solo, portanto uma reflexão ocorre quando a pluma atinge o nível do solo. Isso implica num aumento da concentração em relação a concentração que haveria sem a superfície de reflexão, como mostra a Figura 05.

A pluma tem a forma de uma elipse cuja area é dada por $A_{elipse} = \pi R_z R_y$ como mostra a FIGURA 06.

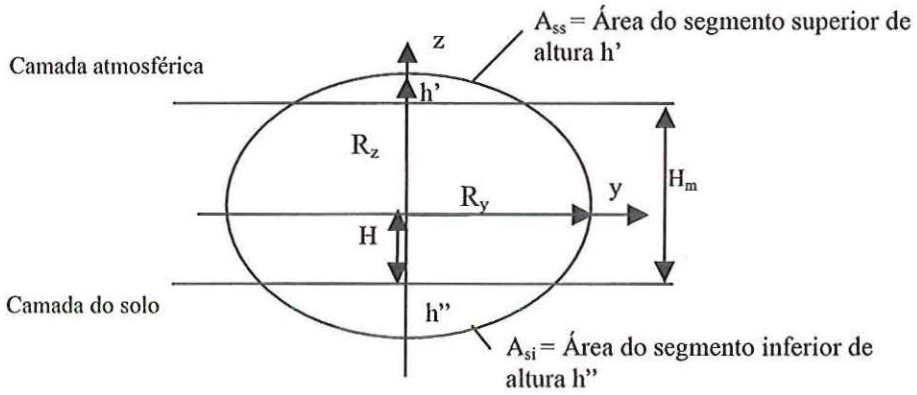


FIGURA 06 – Vista frontal da elipse

A Figura 06 mostra que, uma vez que o poluente nao é absorvido pelo solo nem dispersado acima da camada atmosférica, a área da pluma é dada então pela área total da elipse (A_{elipse}) menos as áreas do segmento superior (A_{ss}) e inferior (A_{si}). A grandes distâncias da fonte de emissão ($x_{\text{muito distante}}$) a pluma se encontra completamente misturada e a concentração se aproxima de zero, uma vez que a pluma se dilui no ambiente. Assim sendo, a expressão da conservação da massa para o modelo *Top-hat* é

$$Q = UC_c(A_{elipse} - A_{ss} - A_{si}) \tag{13}$$

portanto a concentração do poluente no ambiente é dada por

$$C_c = \frac{Q}{(A_{elipse} - A_{ss} - A_{si})U} \tag{14}$$

Onde U é a velocidade do vento na direção do escoamento do fluxo, $A_{elipse} = \pi R_y R_z$; A_{ss}.= (Ry/Rz)(área do segmento do círculo de raio R_y e altura h') e A_{si}.= (Ry/Rz)(área do segmento do círculo de raio R_y e altura h'').

Por motivos práticos, relaciona-se R_z e R_y do modelo *Top-hat* com os coeficientes de dispersão do modelo Gaussiano, já considerando também os valores da

tabela 3, ou seja, com a modificação *a posteriori* imosta aos coeficientes (idealmente constantes, porém ajustados pela conveniência prática). Isto facilita o cálculo dos R_i. Se considerarmos a concentração da região elíptica igual a concentração máxima da distribuição Gaussiana, temos

$$c_{c(eliptica)} = c_{c(Máxima\,Gaussiana)} \quad ou \quad \frac{Q}{\pi R_z R_y U} = \frac{Q}{2U\pi\sigma_y\sigma_z} \tag{15}$$

considerando que $R_z = R_y = R_i$ (ou seja, admitindo uma seção transversal circular, e não elíptica) e $\sigma_z = \sigma_y = \sigma_i$, então da equação (15) tem-se $R_i = 1{,}414\sigma_i$. R_z e R_y podem agora ser determinados usando as tabelas empíricas dos coeffeicentes σ_z e σ_y tal como a TABELA 03 apresentada no item 2.4.2. Pode-se manter a relação $R_i = 1{,}414\sigma_i$ mesmo para seções elípticas, nas quais apenas o fator 1,414 foi igualmente distribuído como coeficiente de σ_i, sem imposição da igualdade dos raios.

2.5 Potencial de toxicidade humana para estudos de análise de ciclo de vida

Em estudos de ACV, requere-se o mínimo uso de dados específicos dada às dificuldades práticas em obter-se tais informações. Dentro desse contexto, GUINÉE & HEIJUNGS (1993) desenvolveram o índice de Potencial de Toxicidade Humana (PTH) com o objetivo de estabelecer um método de classificacão de substâncias para ACV e tornar análise de impacto mais conveniente. Segundo os mesmos autores, com esse índice de classificação a emissão de uma substância m_i a um determinado compartimento ambiental (ar, água ou solo) pode ser expressa em termos da emissão de uma substância de referência m_r.

Os princípios básicos da elaboração desse índice são relativamente simples. A relação entre o fluxo Q de uma substância e o efeito tóxico T é dada pela relação entre exposição e efeito, ou seja,

$$T = \frac{K}{NEL} \times Q \tag{16}$$

onde o fator exposição (K) se refere à dose a qual um receptor é exposto e o efeito (NEL) se refere aos possíveis efeitos que essa dose pode causar em potenciais receptores. Assim sendo, o índice de toxicidade decorre da combinação da exposição e efeito de uma substância *i* com a exposição e efeito de uma substância de referência *r*. Tal combinação representa, segundo GUINÉE & HEIJUNGS (1993), a contribuição potencial de uma unidade da substância *i* para a toxicidade humana, relativa a unidade da substância de referência *r* emitida a um compartimento de referência. Considerando $T_i = T_r$ tem-se

$$Q_r = \frac{K_i / NEL_i}{K_r / NEL_r} \times Q_i \tag{17}$$

Assim sendo, é possivel calcular a massa da substância de referência necessária para causar efeito de toxicidade igual ao efeito de toxicidade causada pela emissão da substância *i*. Portanto,

$$Q_r = PTH \times Q_i \tag{18}$$

HUIJBREGTS et al. (2000) calcularam PTH para 181 substâncias usando como referência o 1, 4, trimetilbenzeno para substâncias não cancerígenas e fenol para cancerígenas. HERTWICH et al (2001) elaborou trabalho similar, calculando PTH para 330 componentes usando como referência tolueno e benzeno para substâncias não cancerígenas e cancerígenas respectivamente.

De acordo com US EPA (1995), a parte da exposição (K) está relacionada a dados sobre meios, padrões e magnitudes da exposição humana a uma certa substância e no número de pessoas que podem ser expostas. As informações consideradas na avaliação de exposição incluem, entre outros, estudos de monitoramento de

concentrações no meio ambiente, alimentação e modelagem de transporte de contaminantes. Uma das medidas de K é dada pela taxa potencial de exposição, ou dose potencial média diária de uma substância (TPD) dada por

$$TPD = C \times \frac{I}{PCH} \times \frac{FE \times DP}{TM} \tag{19}$$

Onde,

I = dose de uma substância via meio de exposição (inalação, ingestão, contato epidérmico) em mg de substância por kg de peso do corpo humano, por dia (mg/kg.d)
C = concentração da substância no meio (ar, água, leite, alimento, solo);
FE = frequência de exposição; descreve a frenquência com que a exposição ocorre (dias/ano);
DP = duração da exposição (anos);
PCH = peso do corpo humano (kg);
TM = tempo médio total de exposição (dias)

Já o efeito (NEL) pode ser calculado pelo valor de dose de referência (RfD em inglês) para substâncias não cancerígenas e pelo fator de risco para substâncias cancerígenas. Segundo US EPA (1993), RfD consiste na estimativa da dose oral diária que não fornece risco significativo de efeito adverso a saúde de uma população durante todo um ciclo de vida, em unidades (mg/kg-d). Isso implica na existência de um limiar de dose permissível e significa que, ao determinar-se a população em risco faz-se necessário a determinação da percentagem da população, ou do número de pessoas sobre a área exposta a um nível de concentração acima de um valor especificado, ou seja de um RfD. De acordo com US EPA (1995), a caracterização de risco à periculosidade ou risco para substâncias não cancerígenas é determinada a partir do cálculo do quociente de periculosidade (QR), dado por:

$$QR = TPD / RfD \tag{20}$$

que relaciona a taxa potencial de dose, ou taxa de dose diária de uma substância (TPD) com uma dose referencial (RfD). O valor de RfD é determinado através de estudos com seres humanos (epidemiológicos) ou com animais e valores para diversas substâncias estão disponíveis no Sistema de Informação de Risco – IRIS da EPA (US EPA, 1993b).

Já no caso de substâncias cancerígenas, qualquer quantidade é considerada perigosa e efeitos cancerígenos são expressos como o risco ou incremento da probabilidade de desenvolvimento de câncer em um indivíduo exposto durante todo o seu tempo de vida, ou seja do nascimento até a morte. A equação é da forma:

$$\text{Risco} = \text{Dose diária crônica} \times \text{Fator de risco} \qquad (21)$$

onde Dose diária crônica, em (mg/kg.d), consiste na dose ou exposição contínua durante um tempo médio de 70 anos. Fator de risco é uma constante que converte a dose contínua num aumento de risco de desenvolver câncer. Os fatores de risco são estimados a partir de análise da exposição humana a altas doses e/ou da análise de exposição de animais. A base de dados IRIS possui valores de fatores de risco para diversas substâncias bem como descrição detalhada do procedimento de determinação de tal parâmetro.

CAPÍTULO 3 – Modelo de predição de concentração e dose de poluentes emitidos de chaminés

Esse capítulo apresenta o desenvolvimento de um modelo de predição da concentração de poluentes na atmosfera, etapa esta de fundamental importância para a estimativa dos custos de externalidades. Para isso, inicia-se com a dedução do modelo que descreve a concentração do poluente ao nível do solo. A fim de torná-lo aplicável aos estudos de ACV, ou seja, sem a necessidade de obtenção de demasiados parâmetros específicos, elaborou-se simplificação quanto à estimativa dos parâmetros componentes do modelo.

3.1 O perfil de concentração efetiva ao nível do solo

Conforme foi mostrado do Capítulo 2, de acordo com o modelo "*Top-hat*", a concentração C_c de um certo poluente emitido para a atmosfera a um fluxo mássico Q (kg/s), a partir de uma altura H (m) e velocidade do vento U (m/s), é expressa pela equação (14),

$$C_c = \frac{Q}{(A_{elipse} - A_{ss} - A_{si})U} \tag{14}$$

Para o cálculo dos danos à saúde de uma população residente numa certa área, ou da redução do rendimento da produção de uma certa produção agrícola, cabe a determinação da concentração no nível do solo, C_s . Quando a pluma atinge o solo, forma-se uma área efetiva A_s, conforme mostra a FIGURA 07.

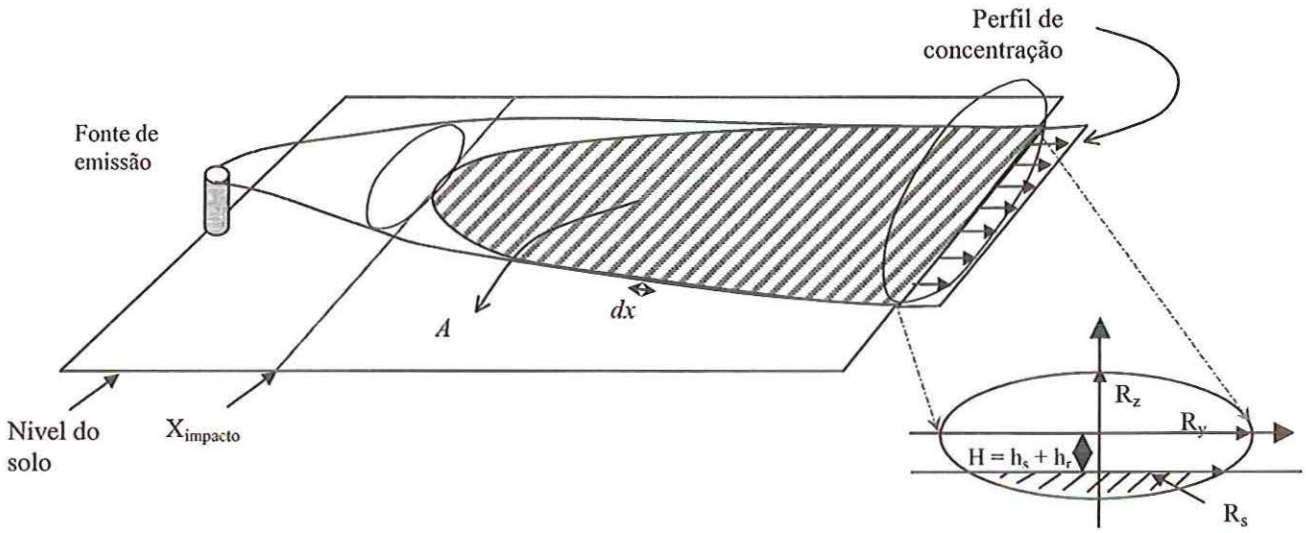


FIGURA 07 – Perfil da concentração da pluma no nível do solo (C_s) e área de impacto (A_s)

Para uma única direção do vento, a concentração no nível do solo C_s na área afetada é dada por

$$C_s = \int C_c dA = \int C_c (2R_s) dx \tag{22}$$

Onde R_s consiste no parâmetro da largura da pluma no nível do solo na direção *y* e é uma função de R_z e R_y. Da FIGURA 06 tem-se

$$\frac{y^2}{R_y^2} + \frac{z^2}{R_z^{\,2}} = 1 \text{ , o que implica em } R_s^{\,2} = R_y^{\,2}\left(1 - \frac{H^2}{R_z^{\,2}}\right) \text{ ou } R_s = R_y\sqrt{1 - \frac{H^2}{R_z^{\,2}}} \tag{23}$$

Obviamente R_s assumirá diferentes valores conforme as condições meteorológicas mudam pois R_z e R_y são altamente governados pela estabilidade atmosférica. Em longos períodos de tempo, ***n*** diferentes direções do vento e

intensidades de turbulência atmosférica ocorrem, de forma que se ***n*** medidas forem feitas, a concentração média efetiva C_{ef} é dada por

$$C_{ef} = \frac{\int C_c dA}{A_{ef}} = \frac{\sum_{x=x_{impcto}}^{x} \left(\sum_{n=1}^{j} C_c(2R_s)\Delta x \right) / n}{A_{ef}} \tag{24}$$

Onde A_{ef} consiste na área descrita pela pluma durante o longo período de tempo considerado.

Uma vez que direçõoes do vento ocorrem em diferentes intensidades, a equação (24) deve ser modificada para considerar a probabilidade da direção do vento relativa a um determinado receptor. Portanto

$$C_{ef} = \frac{\sum_{x=x_{impcto}}^{x} \left(\sum_{n=1}^{j} C_c(2R_s)\Delta x \right) / n}{A_{ef}} \times \left(\text{Probabilidade da direção do vento}\right) \tag{25}$$

Por exemplo, suponha que a distribuição das direções do vento de uma certa localidade seja da forma apresentada na FIGURA 08.

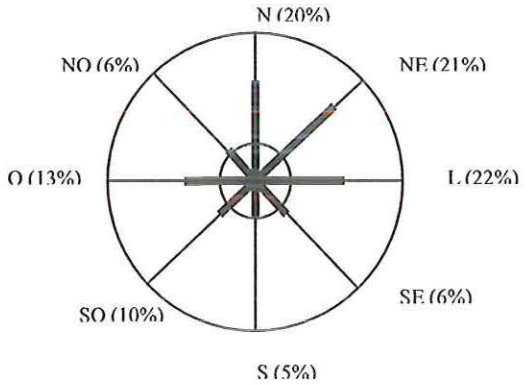


FIGURA 08 – Exemplo de distribuição de direção do vento

Suponha que o receptor localiza-se a Sudeste (SE) da fonte de emissão. De acordo com a distribuição de probabilidades apresentada na Figura 08, o termo relativo a

probabilidade na equação (18) será de 0,06. Por motivos de simplificação, nessa tese as direções do vento serão consideradas com iguais probabilidades, ou seja, probabilidade igual a 1 na equação 18, ou usar-se-á simplesmente a equação (24).

Substituindo R_s da equação (23) e C_c da equação (14) na equação (24) tem-se

$$C_{ef} = \frac{\left(\sum_{n=1}^{j} \frac{Q}{(A_{elipse} - A_{ss} - A_{si})U} 2R_y \left(\sqrt{1 - \frac{H^2}{R_z^{\,2}}} \right) \Delta x \right) / n}{A_{ef}} \tag{26}$$

A equação (26) representa a concentração média no nível do solo, sobre longos períodos de tempo, de um poluente emitido a partir de uma chaminé. As suposições e simplificações adotadas foram feitas para adequar o modelo ao uso em estudos de ACV.

Em longas distâncias a jusante, considerando mais uma superfície de reflexão na parte superior, como indicado na figura 5, a concentração é uniforme ao longo a camada de mistura, ou seja, a concentração do poluente no solo e no centro da pluma tornam-se iguais e portanto $R_s = R_y$. Nessas situações é razoavel calcular C_{ef} pela equação

$$C_{ef} = C_c = \frac{\int C_c dA}{A_{ef}} = \frac{\sum_{x=x_{impcto}}^{x} \left(\sum_{n=1}^{j} C_c (2R_y) \Delta x \right) / n}{A_{ef}} \tag{27}$$

Em alguns casos, faz-se necessário estimar médias de concentração para 1, 8 ou 24 horas a partir das médias de longos períodos de tempo (C_{ef}). Isso acontece porque em certos casos, a função dano que relaciona a emissão de um certo poluente e seus efeitos a adversos são dados em incidência por média de mudança de concentração de 1, 8 ou de 24 horas. Por exemplo, segundo AQVM (1999), a função dano que relaciona a incidência de ataque de asma e mudança de concentração de PM_{10} no ambiente é expressa como tendo um fator de risco igual a $1{,}72 \times 10^{-4}$ por cada $1 \mu g/m^3$ de aumento na concentração diária de PM_{10}.

De acordo com WILSON (2001) dado que, para estudos de ACV, a estimativa de C_{ef} é de natureza aproximativa, é possivel transformar médias de C_{ef} sobre longos períodos de tempo em médias de 1, 8 ou 24 horas. Considere x a distância entre a fonte de emissão e o receptor e $2R_y$ o diâmetro da pluma onde $2R_y = 2(1.414\sigma_y)$. Para médias sobre longos períodos de tempo R_y ocorre em diversas direções[1] traçando um círculo de circunferência $2\pi x$, como mostra a FIGURA 09.

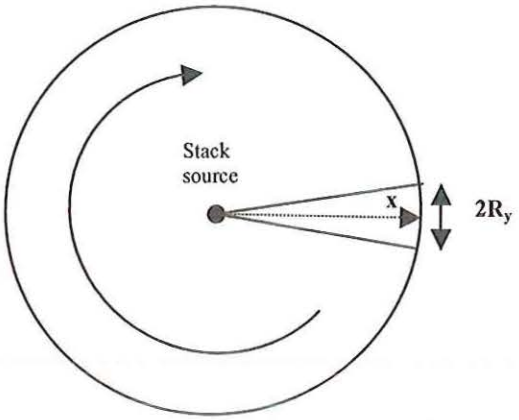


FIGURA 09 : Esquema representando o círculo traçado pela pluma ao correr em diversas direções durante um longo período de tempo.

O segmento do círculo na FIGURA 09 mostra a porção da ocorrência da pluma para tempos menores, por exemplo, para uma hora. Assim sendo, a média C_{ef} de uma hora será

$$C_{ef(1hora)} = C_{ef}\frac{2\pi x}{2R_y} \tag{28}$$

Considere o seguinte exemplo numérico. Sendo x = 10000m e "D" (neutro) a categoria de estabilidade atmosférica em questão, implicando que D_y e o expoente a possuem os valores 0,16 e 0,88 respectivamente, de acordo com a TABELA 03. Então da equação (28) tem-se

[1] Considerando iguais probabilidades de direção do vento. Vale lembrar que é possivel considerar diferentes probabilidades da direção do vento, seguindo uma forma analoga a equação 25.

$$C_{ef(1hora)} = C_{ef}\frac{2\pi x}{2R_y} = C_{ef}\frac{2\pi x}{2(1.414D_y x^a)} = C_{ef}\frac{63000}{1500} = C_{ef}42$$

Para o dado exemplo, a média $C_{ef(1hora)}$ é aproximadamente 42 vezes maior que a média C_{ef}.

3.2 – Introduzindo maiores simplificações para a praticidade do cálculo de C_{ef}

O modelo descrito nas equações (26) e (27) requer o conhecimento da dados específicos tais como a altura da chaminé (h_s), a altura do levantamento da pluma (h_r), extensivas medidas da velocidade do vento, altura da camada de mistura, entre outros. A extensa coleta de dados e a coleta de dados específicos torna estudos de ACV impraticáveis. Somente o cálculo da altura do levantamento da pluma por exemplo, requer dados de diâmetro da chaminé, temperatura do gás, densidade, velocidade de saída do gás e muitos outros (para detalhes do procedimento de cálculo de h_r consultar por exemplo, HANNA et al., 1982). Faz-se necessário portanto a adoção de mais simplificações de modo a tornar o modelo prático quanto a determinção de seus parâmetros. As seguintes simplificações são sugeridas:

Simplificação 1:

Se longos períodos de tempo são o que interessa em estudos de ACV, então sugere-se o uso de médias sobre longo períodos de tempo de parâmetros tais como velocidade do vento (U_{med}), ao invés de medidas horárias. Essa informação é relativamente fácil de se obter e geralmente se encontra disponível na internet. Uma vez que, segundo HEINSOHN e KABEL (1999), perfis de velocidade do vento dependem da radiação solar (i.e. dia ou noite), é razoável assumir uma média de velocidade para o período do dia (U_D) e uma média de velocidade para o período da noite (U_N). Em consequência, assume-se uma categoria de estabilidade atmosférica para o período do dia e outra para

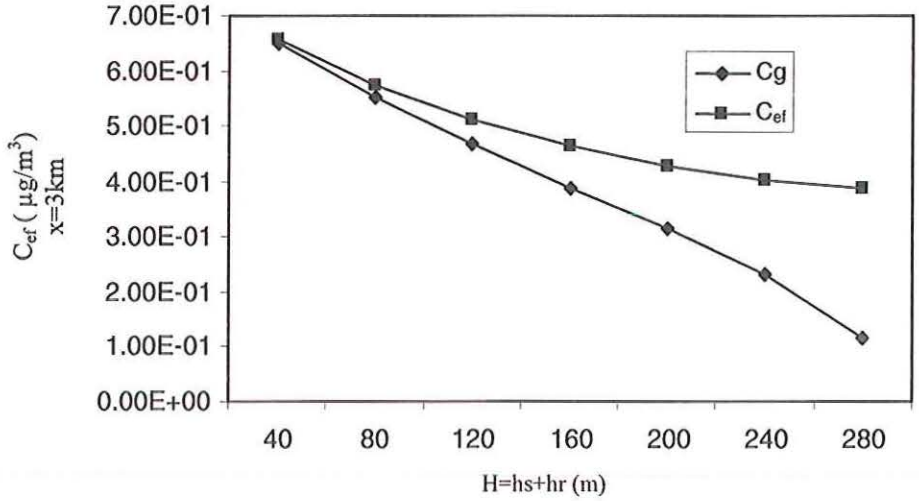
o período da noite, da mesma forma que define-se $R_z = R_z^D$ (dia) e $R_z = R_z^N$ (noite), bem como ainda, H_m^D para o dia e H_m^N para a noite . Adicionado a isso, as seguintes regras servem de orientação para consistência na definição das velocidades média do vento:

a) U_D e U_N devem ser definidos de modo que $(U_D + U_N)/2 = U_{med}$
b) Ao mesmo tempo, U_D e U_N devem corresponder a faixa típica de variação de velocidade da categoria de estabilidade em questão, como mostra a TABELA 07.
c) As velocidades U_D e U_N não devem ser menores que 2m/s. Abaixo desse valor, os modelos de dispersão tendem a sobrestimar as concentrações pois não mais vale a suposição de que o espalhamento da pluma é independente da velocidade do vento (WILSON, 2001).

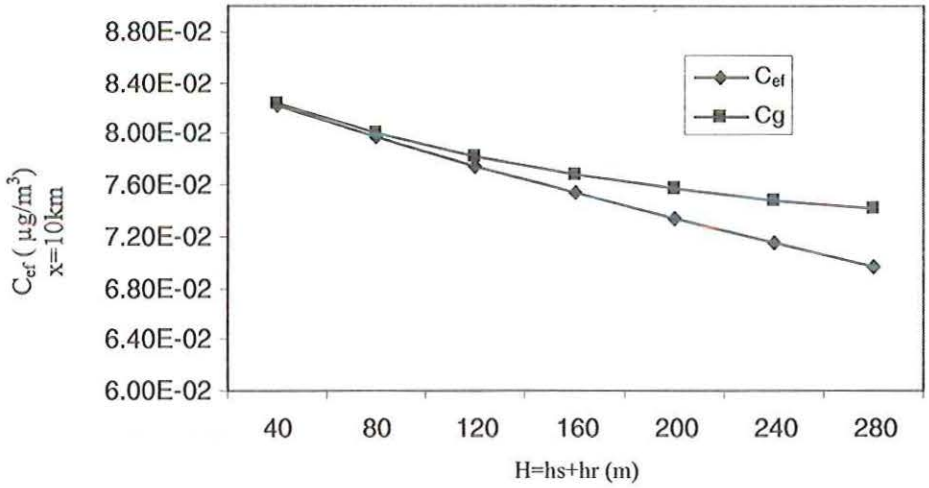
Simplificação 2:

Sabe-se que a altura da chaminé e a altura do levantamento da pluma interferem na concentração e portanto em C_{ef}, ou seja, no nível do solo. Porém, quando a distância (x) entre a fonte de emissão e o receptor é relativamente grande, essa interferência significativamente diminui. Isso porque para x grande a pluma encontra-se em mistura completa. As FIGURAS 10a e 10b mostram, através de um exemplo, a mudança da interferência dos valores de H nos resultados de C_{ef} (equação 26) e C_c (equação 27) para x pequeno e x grande. Na FIGURA 10a, x = 3km e H exerce significativa influência nos resultados de C_{ef} e C_c , reduzindo as concentrações em cerca de 82% quando H passa de 40m para 280m. A medida em que o receptor se afasta da fonte de emissão os valores de H tornam-se menos importantes para o resultado de C_{ef} e C_c. A FIGURA 10b mostra que, nesse exemplo, quando x = 10km, a variação da concentração é pequena diminuindo C_{ef} e C_c em apenas 15% quando H passa de 40m para 280m. É possivel também observar através das mesmas figuras que a diferença entre os valores de C_{ef} e C_c tendem a diminuir a medida em que x cresce. Para esse exemplo, quando x = 3km o maior valor de C_{ef} corresponde a 0,3 do valor de C_c (máxima diferença em

H=280m). Já quando x cresce para 10km, C_{ef} corresponde a 0,94 do valor de C_c (máxima diferença em H=280m).



(a)



(b)

FIGURA 10: Variações de C_{ef} e C_c para diferentes valores de H. (a) x = 3km e (b) x = 10km. Para os cálculos foram considerados os seguintes valores, os quais permaneceram constantes: Q=0,0234kg/s, U_{med} = 3m/s, classes de estabilidade B(para o dia) e E(para a noite).

EESC-USP Biblioteca Campus de S. Carlos

Para reduzir a necessidade de coleta de dados de H, sugere-se, como uma primeira aproximação, assumir que o receptor encontra-se relativamente longe da fonte de emissão, ou seja, considerar $C_{ef} = C_c$ e usar equação (27). Se os resultados de C_{ef} mostrarem haver uma mudança significativa na concentração do meio ambiente ou se houver razões para se acreditar que a fonte de emissão encontra-se próxima do receptor, então deve-se aumentar a acuracidade dos cálculos considerando uma faixa de valores para H. Analiza-se novamente os resultados de C_{ef}. Somente quando houverem razões para acreditar que aquela determinada fonte de emissão constitue num dos principais responsáveis pelos impactos negativos da ACV estudada, é que dados específicos devem ser coletados. Esse procedimento consiste em partir de uma estimativa grosseira para uma mais específica, de modo que cálculo acurado de concentração de poluentes no ambiente são elaboradas somente nas fontes de emissão que contribuem significativamente para o impacto geral analisado. Isso permite um melhor uso e direcionamento de recursos disponíveis para a elaboração de ACV.

Portanto aplicando as simplificações 1 e 2 nas equações (26) e (27), tem-se

$$C_{ef} = \frac{\left\{\frac{Q}{U}\left[\left(\frac{1}{(A^D_{\text{Elipse}} - A^D_{\text{inf}} - A^D_{\text{sup}})} 2R^D_y \sqrt{1 - \frac{H^2}{R^{D2}_z}}\right) + \left(\frac{1}{(A^N_{\text{Elipse}} - A^N_{\text{inf}} - A^N_{\text{sup}})} 2R^N_y \sqrt{1 - \frac{H^2}{R^{N2}_z}}\right)\right]\right\}\Delta x/2}{2\pi x \Delta x} \quad (29)$$

Para quando o receptor encontra-se próximo da fonte de emissão. E

$$C_{ef} = \frac{\left\{\frac{Q}{U}\left[\left(\frac{1}{(A^D_{\text{Elipse}} - A^D_{\text{inf}} - A^D_{\text{sup}})} 2R^D_y\right) + \left(\frac{1}{(A^N_{\text{Elipse}} - A^N_{\text{inf}} - A^N_{\text{sup}})} 2R^N_y\right)\right]\right\}\Delta x/2}{2\pi x \Delta x} \quad (30)$$

para quando o receptor encontra-se distante da fonte de emissão.

3.3 Análise da propagação da variância e importância das incertezas

Nesse trabalho, a análise de propagação de variância e avaliação da importância das incertezas envolveu a elaboração de simulações pelo método de Monte Carlo, usando-se o *software* Crystal Ball™ (DECISIONEERING, 2000). Usando o resultado mais provável e respectiva distribuição para cada parâmetro, introduz-se variação de cada um dos valores e Análise de Monte Carlo (AMC) é elaborada para avaliar a sensibilidade dos resultados de C_{ef} com a variação introduzida em cada parâmetro. Com a AMC para a elaboração de simulações, pode-se ainda gerar uma função distribuição para C_{ef} a qual irá depender das melhores estimativas de cada variável e respectivas distribuições.

Para ilustrar um exemplo do procedimento para análise da variância e incertezas, considere os dados expostos no QUADRO 05.

QUADRO 05 – Dados e distribuições atribuídas aos parâmetros requeridos para o cálculo de C_{ef}

Parâmetro	Distribuição
Q (kg/s)	Lognormal. Média = $2{,}34 \times 10^{-2}$ kg/s de material particulado (MP_{10}) Desvio padrão de cerca de 50% do valor da média
U_D (m/s)	Triangular. Min = 3,0; Mais provável = 3,5; Max = 4,0
U_N (m/s)	Triangular. Min = 2,0; Mais provável = 2,5; Max = 3,0
H_m^D (m)	Triangular. Min = 500; Mais provável = 750; Max = 1300
H_m^N (m)	Triangular. Min = 1; Mais provável = 10; Max = 100
H (m)	Uniforme. Min = 0 e Max = 100
x (m)	Uniforme. Min = 1000 e Max = 30000

Tais dados representam parâmetros requeridos para o cálculo de C_{ef} e suas distribuições representam as incertezas nos valores destes. As distribuições tipo Triangular podem ser usadas para uma primeira análise e quando se tem uma idéia dos valores mínimo, mais provável e máximo dos parâmetros em questão. No entanto, se dados como média e desvio padrão estão disponíveis, outras distribuições, tais como lognormal, podem ser atribuída para melhor descrever parâmetros tais como velocidade do vento.

Os resultados das simulações podem ser observados na forma de análise estatística constante da TABELA 08.

TABELA 08 - Resultados das simulações de C_{ef} (μg/m^3)

Estatísticas	Valor
Número de simulações	1000
Média	1,16
Desvio padrão	4,06
Variância	16,5
Coeficiente de variância	3,49
Erro padrão da média	0,12
Percentuais:	
10%	0,0194
90%	2,54

Os dados estatísticos permitem determinar parâmetros chave da distribuição de C_{ef}, tais como média e desvio padrão. Os valores dos percentuais ajudam a esclarecer a faixa de valores de variação dos resultados da concentração. Por exemplo, ao observar os resultados dos percentuais sabe-se que 90% dos resultados de C_{ef} são iguais ou menores que 2,54μg/m^3 e que não mais que 10% dos resultados são menores que 0,02μg/m^3. A análise da sensibilidade de C_{ef} à variação dos parâmetros que afetam seus resultados, FIGURA 11, mostram que, para esse exemplo, significativa melhoria nas incertezas de C_{ef} pode ser obtida ao se reduzir as incertezas nos valores de H e x visto que justos estes são responsáveis por quase 81% da contribuição da variância dos valores da concentração efetiva.

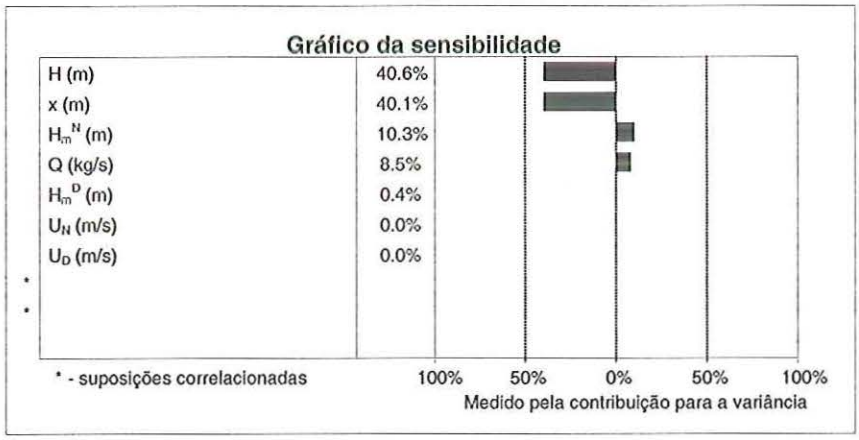


FIGURA 11 - Gráfico da sensibilidade dos resultados de C_{ef} a variações nos parâmetros requeridos para o seu cálculo, conforme os dados do Quadro 05

Considerações finais

Este capítulo mostrou que um modelo simples (equações 29 e 30), que requer poucos dados meteorológicos e de parâmetros da fonte de emissão, pode ser usado em estudos de análise de ciclo de vida onde interressa a média da concentração de poluentes na atmosfera sobre um longo período de tempo.

As simplificações sugeridas visam tornar prático o cálculo de C_{ef} em estudos de ACV ao propor:

1) o uso de médias sobre longo períodos de tempo de parâmetros tais como velocidade do vento (U_{med}), ao invés de medidas horárias e;

2) um procedimento que consiste em partir de uma estimativa de C_{ef} grosseira, ou seja, partindo de mistura completa e x muito distante, para uma mais específica, ou seja, estimando valores de H, de modo que cálculo acurado de concentração de poluentes no ambiente são elaboradas somente nas fontes de emissão que contribuem significativamente para o impacto geral analisado.

O modelo não se aplica a estimativa de concentração de substâncias que envolvem reações químicas, como é o caso do óxido de nitrogênio. Para esse poluente, seus mais significativos efeitos correspondem a sua contribuição para o aumento de concentração de ozônio a distâncias maiores que 50km da fonte de emissão (ROWE et al. 1995). Contudo, no decorrer do desenvolvimento de estudos nessa área, esse parâmetro pode ser facilmente incorporado ao modelo desenvolvido nesse trabalho.

CAPÍTULO 4 – Análise de custos em ciclo de vida

Este capítulo apresenta o desenvolvimento de um modelo de estimativa de externalidades causadas por emissão de poluentes tóxicos para estudos de Análise de Custos de Ciclo de Vida. Tal modelo considera a mudança de concentração do poluente no meio ambiente, a função dose-resposta que relaciona essa concentração aos efeitos à saúde humana ou à produtividade agrícola, à área ou à população em risco e, finalmente, aos custos monetários dos danos.

4.1 Apresentação dos componentes do modelo de estimativa de externalidades para estudos de ACCV

Inspirado no método Função Dano de determinação de externalidades, que, vale lembrar, foi discutido no Capitulo 2, o seguinte modelo representa os elementos que compõem o processo de estimativa de danos ambientais ou externalidades (D) causadas por emissão de poluentes tóxicos emitidos de chaminés, para estudos de Análise de Ciclo de Vida:

$$D = C_{ef} \times DR \times SI \times E \qquad (31)$$

De acordo com esse modelo, os danos ambientais são estimados considerando:

1) a estimativa da mudança na concentração do poluente no meio ambiente C_{ef}, de acordo com o modelo desenvolvido no Capítulo 3 (equação 29 e 30);

2) o fator DR, ou função dose-resposta, o qual expressa a ligação entre mudanças nas concentrações de poluentes no meio ambiente e um efeito físico (por exemplo, efeito à saúde de uma população e/ou diminuição do rendimento do cultivo agrícola);

3)o sujeito do impacto, SI, ou seja, número de pessoas numa certa área ou determinada produção agrícola;

4) o valor monetário do dano (E).

Essas etapas podem ser subdivididas em outras etapas, dependendo do tipo de poluente emitido. Tais questões e mais a forma como que cada uma dessas variáveis devem ser abordadas na aplicação do modelo em estudos de ACV, são discutidas a seguir.

Concentração do poluente no meio ambiente (C_{ef})

A mudança de concentração do poluente no meio ambiente é determinada através do modelo de concentração efetiva desenvolvido no Capítulo 3 e representado pela equações (29) e (30).

Tal modelo se adequa à estimativa da concentração de poluentes para cálculo de externalidades em estudos de ACV pois foi definido para ser usado em situações em que interessa a concentração média durante longo períodos de tempo e sua aplicação é simples e requer um mínimo de dados específicos.

Função dose-resposta *(DR)*

Conforme foi citado no item 2.3 do Capítulo 2, a seleção da função dose-resposta deve começar pela determinação dos efeitos mais significativos daquele poluente e, dentre esses efeitos, aqueles cuja valoração monetária possa ser estabelecida. Isso porque a exposição de seres humanos a poluentes pode resultar num considerável número de efeitos a saúde. Em seguida determina-se a abordagem a ser usada para a seleção da função dose-resposta. O processo de determinação da função dose reposta varia de acordo com disponibilidade ou não de dados da literatura.

Para o caso de poluentes cujos valores de dose-resposta estão amplamente disponíveis na literatura, segue-se o procedimento padrão de seleção de funções. Isso envolve a seleção de funções que mais se assemelhem às condições a serem aplicadas e/ou o uso de ferramentas estatísticas, tais como Meta Análise, para a

determinação da distribuição da função dose-resposta a partir das distribuições de funções dose-resposta fornecidas na literatura.

Para poluentes cujas funções dose-resposta não estão disponíveis ou são insuficientes, é usada uma substância de referência através do índice Potencial de Toxicidade Humana (PTH) desenvolvido por GUINÉE & HEIJUNGS (1993). Esse é o caso de compostos cancerígenos tais como dioxínas, chumbo, entre outros.

O processo de determinação da função dose-resposta relativa a uma substância de referência tem início com o cálculo do fluxo de emissão de benzeno necessário para causar efeito de toxicidade igual ao efeito de toxicidade causada pela emissão da substância em questão. Isso é feito utilizando-se a equação (18), conforme discutido no Capítulo 2. Por exemplo, suponha-se que $1{,}5x10^{-2}$kg/d de dibenzo(a,h)antraceno são emitidos de uma refinaria de óleo. Sendo 57,1 o índice PTH apropriado, de acordo com HERTWICH et al (2001), então o fluxo de emissão de benzeno necessário para causar efeito de toxicidade igual ao efeito de toxicidade causada pela emissão de dibenzo(a,h)antraceno é de

$$Q_r = 57{,}1 \times 1{,}5x10^{-2} = 0{,}86 kg/d \qquad (32)$$

A partir de então considera-se os valores da função dose resposta para o benzeno, a qual é conhecida, e não para o dibenzo(a,h)antraceno, a qual não está disponível na literatura. De acordo com AQVM (1999), os valores para o fator unitário de risco[1] para benzeno é de $2{,}2x10^{-6}$, $5{,}0x10^{-6}$ e $7{,}8x10^{-6}$ $\mu g/m^3$, para valores mínimo, central e máximo[2] respectivamente. Uma vez que tais fatores referem-se a um tempo de vida humana média de 70 anos, o fator de risco anual é dado multiplicando seus valores por 0,014. O benzeno é uma substância ideal para referência pois sua função dose-resposta tem sido amplamente estudada e valores monetários de risco de câncer estão disponíveis na literatura.

---

[1] Fator unitário de risco indica o aumento do risco de se contrair câncer de um indivíduo exposto durante toda a sua vida a uma unidade de aumento na concentração do agente cancerígeno no ar ou na água. (US EPA, 1993b).

[2] Esses valores se basearam na faixa de valores $2{,}2x10^{-6}$ e $7{,}8x10^{-6}$ $\mu g/m^3$ para o fator unitário de risco do benzeno segundo EPA (1993b), onde $5{,}0x10^{-6}$ $\mu g/m^3$ consiste no valor médio.

Sujeito do impacto (SI)

Seja uma população em risco de aumento do índice de mortalidade ou uma área de produção agrícola cujo rendimento pode ser afetado, o sujeito do impacto fornece uma medida da extensão do dano causado por um determinado poluente. No caso de efeito adverso à saúde, o sujeito do impacto refere-se a estimativa da população possivelmente exposta a um determinado poluente. Uma vez que se trata de possibilidade da exposição, a definição de seus valores deve considerar as incertezas envolvidas tornando claro que não se trata do cálculo formal da predição do número de casos ocorridos, pois este envolve extensos dados estatísticos e empíricos (US EPA, 1993b). Para análise de externalidades em estudos de ACV, uma boa estimativa da população possivelmente em risco, dada uma distância x da fonte de emissão, é considerar densidade de população nas áreas urbana e rural. Para substâncias cancerígenas, onde qualquer quantidade é considerada de risco, a população sob possível risco será a população na localidade estudada.

Custos monetários (E)

O processo de valoração econômica tem início com a definição dos danos monetários relacionados à exposição ao poluente em estudo, seguida da seleção dos valores na literatura disponível com base no julgamento profissional. Tal julgamento envolve a análise da qualidade do estudo, ou seja, o corpo de dados utilizados, o estudo das incertezas nos resultados, detalhada análise estatística, a identificação de variáveis de confundimento, e assim por diante, bem como se os valores podem adequadamente ser usados na situação em estudo. Estudos de valoração econômica pelo método disposição a pagar (WTP) relativos ao risco de morte prematura e sintomas crônicos, tais como bronquite crônica ou asma, estão amplamente disponíveis na literatura (a maioria dos sintomas crônicos abordados se referem a doenças do sistema respiratório). Já para sintomas agudos, tais como tontura, dores

de cabeça e outros, poucos e às vezes nenhum estudo é encontrado. Diante disso, a estimativa dos valores monetários consiste no fator que mais restringe a gama de possibilidades de aplicação do modelo de externalidades desenvolvido nesse trabalho.

Caso particular da estimativa de danos de substâncias tóxicas não cancerígenas

Existe um certo grupo de poluentes para os quais a estimativa de custos de externalidades é muito complicada. Além de suas funções dose-resposta não estarem disponíveis na literatura, também não existe uma substância de referência para a qual a função dose-resposta e custos monetários de seus impactos negativos são conhecidos. Esse é o caso de compostos tais como diclorobenzeno, hexaclorobenzeno, etc. Uma alternativa é considerar o índice PTH para substâncias não cancerígenas, onde a substância de referência é o tolueno, considerar Sistema Nervoso Central (SNC) como o efeito potencial mais significativo do tolueno e, na fase de estimativa de custos, estimar os valores monetários de doenças de SNC através de custos diretos de saúde. Os valores de custos de saúde são então ajustados às estimativas de disposição a pagar, multiplicando-os por um fator de 1,5 ou 2,0 para compensações por omissões nas estimativas de custos de saúde (ROWE et al., 1995).

Conforme foi citado na seção da revisão da literatura neste trabalho, a função dose resposta para substâncias não cancerígenas é dada na forma de valor limite (dose de referência ou *Reference Dose* em inglês *RfD*) a qual pessoas expostas às concentrações abaixo desse valor não apresentam risco significativo de sintoma adverso. Isso envolve o cálculo do quociente de risco (*QR*), ou seja,

$$QR = TPD / RfD \tag{20}$$

Onde *TPD* refere-se a taxa potencial de dose diária do poluente pelo indivíduo. Se o quociente *QR* for maior que 1, indica que há de risco de efeito adverso. Para o tolueno o valor de *RfD* é de 0,4mg/m^3, segundo IRIS (US EPA, 1993b).

De acordo com US EPA (1994), estudos toxicológicos indicam que o SNC é o principal alvo da toxicidade do tolueno tanto em humanos como em animais. Os sintomas agudos são resultado de exposição baixa a moderada a quantidade de tolueno e incluem fadiga, insônia, dores de cabeça e náusea. Estes fazem parte das chamadas disfunções do SNC e são geralmente reversíveis. Já a exposição a altas doses de tolueno, mesmo que por um curto período de tempo, pode causar depressão crônica do SNC e até resultar em morte. Dentre os efeitos crônicos incluem-se ataxia, tremores, atrofia cerebral, movimento involuntário do olho, impedimento da fala, audição e visão. As funções dose-resposta disponíveis foram desenvolvidas para concentrações em ambiente de trabalho. Não foram encontrados trabalhos epidemiológicos de dose- resposta para tolueno em ambientes abertos.

No que concerne à população em risco, a existência da dose de referência para poluentes não cancerígenos implica que a determinação da população de risco está relacionada à determinação da porção da população residente na área em que a concentração do poluente é igual ou maior que a concentração limite do determinado poluente. Portanto, em certos casos, poderá fazer-se necessário a determinação da distribuição da população.

Quanto à definição do dano econômico relativo a uma externalidade, inicia-se com a definição dos danos a saúde relacionados a exposição do tolueno. Como os testes de dose de referência se referem a sintomas crônicos, estes são considerados como os principais efeitos potenciais adversos da exposição do tolueno. Uma vez que não existem estimativas tais como, disposição a pagar e custos de saúde, especificamente desenvolvidos para o caso de sintomas crônicos resultantes da exposição do tolueno, uma alternativa é estimar um valor através de dados de custos de saúde nacionais relativos a doenças do sistema nervoso e do número de casos registrados. Obviamente esse processo fornece uma estimativa com uma grande margem de erro pois em geral os dados nacionais de custos de saúde se referem a valores agregados de centenas de ocorrências, tornado-se difícil identificar

que porção do total do custo realmente se refere aos sintomas específicos característicos da exposição ao tolueno. O usuário dos resultados deve portanto levar em consideração tal margem de erro e então decidir se a informação fornecida é suficientemente útil para ser usada no processo de tomada de decisão, ou se esforços devem ser empregados para melhorar a qualidade dos dados.

Em resumo, o processo de estimativa de externalidades para o caso de substâncias não cancerígenas em estudos de ACV é dado pelas seguintes etapas:

1) Calcular a concentração da substância de referência (tolueno) relativa à substância em questão *i* usando $Q_r = PTHxQ_i$;
2) Determinar se há risco de efeitos adversos a saúde pela determinação do quociente de risco $QR = TPD/RfD$;
3) Se $QR \geq 1$, determinar a porção da população contida na área em que a taxa potencial de dose se encontra acima do valor limite *RfD*;
4) Estimar grosseiramente os custos relativos aos sintomas característicos da exposição do tolueno através de dados nacionais de custos de saúde;
5) Finalizar o processo caso os resultados sejam suficientemente úteis para tomada de decisão. Ou, coletar melhores dados, reduzindo as incertezas envolvidas.

4.2 Estimativa das incertezas e análise da sensibilidade

O objetivo da estimativa das incertezas e análise de sensibilidade é representar as incertezas presentes nos parâmetros C_{ef}, *DR, SI* e *E* nos resultados dos sutos de danos *D*. Isso possibilita a identificação dos fatores críticos, ou seja, aqueles que mais interferem na acuracidade dos resultados e quais possuem maior nível de incerteza. Com essas informações pode-se melhor entender os resultados obtidos, tornando mais efetivo o direcionamento de recursos empregados para melhorar a acuracidade e aplicabilidade das estimativas.

Incertezas e variância nos valores de C_{ef}, *SI, DR* e *E*

As incertezas nos cálculos da concentração efetiva C_{ef} deve-se, obviamente, a variação nos valores estimados dos parâmetros requeridos para o seu cálculo. Quando o receptor está relativamente próximo da fonte de emissão, a concentração é fortemente influenciada pela altura efetiva da fonte de emissão H. Nesse trabalho, C_{ef} assume distribuição log-normal[3] cujos parâmetros são gerados a partir da simulação da variação dos parâmetros Q, U_D, U_N, H_m e H.

Quanto as incerteza dos valores *DR*, para cada efeito final, os valores inferior, central e superior dos coeficientes das funções dose-resposta são selecionados com base no julgamento profissional da literatura disponível. O procedimento para seleção de probabilidades que, vale lembrar, reflete a credibilidade e acuracidade dos valores estimados, é similar ao procedimento de seleção dos valores inferiores, centrais e superiores, sugerido por ROWE et al. (1996). O uso de probabilidades é também necessário para gerar as distribuições dos parâmetros quando somente se tem disponível os valores inferiores, centrais e superiores. Cada um dos três pontos formam uma distribuição discreta que podem se ajustar a uma distribuição contínua como a distribuição Beta. Considere por exemplo os valores $4{,}40 \times 10^{-6}$, $1{,}21 \times 10^{-5}$ e $2{,}82 \times 10^{-5}$ como sendo os valores inferior, central e superior da função dose resposta relativa ao risco de aumento de incidência de morte prematura, por 1 $\mu g/m^3$ de aumento da concentração média anual de material particulado, conforme consta em AQVM (1999). Suponha ainda que as probabilidades são respectivamente 23, 67 e 11%. Então a distribuição Beta gerada a partir de tais valores tem parâmetros $\alpha = 4{,}03$ e $\beta = 5{,}97$. (Veja Apêndice 1 para maiores detalhes sobre a geração de distribuições Beta a partir de três valores).

Finalmente, assim como para os valores de *DR*, a seleção dos valores dos danos monetários E relacionados aos efeitos adversos se baseiam no julgamento profissional da literatura disponível e uma distribuição Beta é determinada a partir dos valores selecionados. Assim sendo, para o caso de morte prematura, se os valores VSV (valor estatístico de vida) selecionados forem $2{,}40 \times 10^6$, $4{,}10 \times 10^6$ e

[3] Teoria e dados experimentais indicam que a concentração de um certo poluente no ar segue distribuição log-normal (LARSEN, 1971).

$8{,}20 \times 10^6$ com probabilidade iguais a 33, 50 e 17% (AQVM, 1999) respectivamente, então a distribuição Beta para esses parâmetros tem $\alpha = 4{,}12$ e $\beta = 5{,}88$.

Processo de estimativa das incertezas

A análise de incertezas nos valores de custos de danos é desenvolvida usando o resultado mais provável e respectiva distribuição para cada parâmetro e introduzindo-se variação de cada um dos valores. A Análise de Monte Carlo (AMC) é então elaborada para avaliar a sensibilidade dos resultados de *D* com a variação introduzida em cada parâmetro. Partiu-se do modelo de estimativa de custos econômicos devido à emissão de poluentes tóxicos, apresentado na equação (31) e repetido aqui para a conveniência do leitor,

$$D = C_{ef} \times DR \times SI \times E \qquad (31)$$

Considere os seguintes dados TABELA 09 como exemplo demonstrativo do processo de análise de incertezas e distribuição dos valores de *D*.

TABELA 09 – Distribuições atribuídas as variáveis C_{ef}, *DR, SI* e *E* e respectivos parâmetros

Parâmetros	Distribuição atribuída	
C_{ef} ($\mu g/m^3$)	Log-normal	Média = 1,16 e Desvio padrão = 4,06
SI = População (habitantes)	Uniforme	Rural = 74.937 hab; Urbana = 621.328 hab*
DR (incidência/1$\mu g/m^3$de aumento da concentração de MP_{10})	Beta	Média = 1,22e-5, $\alpha = 4{,}03$ e $\beta = 5{,}97$ **
E (em dólares canadenses $C)	Beta	Média = 4,24e-5, $\alpha = 4{,}12$ e $\beta = 5{,}88$ **

* Supondo que sejam estes os dados disponíveis para a localidade em estudo
** Ver Apêndice 1 para maiores detalhes no cálculo de α e β

Usando o *softwear* Crystal Ball™ , os seguintes resultados das simulações foram obtidos, conforme mostra a TABELA 10, a seguir.

TABELA 10 – Estatística das simulações de *D*

Estatística	**Valores**
Número de simulações	1000
Média	2,23E+09($C)
Desvio padrão	8,69E+09
Variância	7,56E+19
Coeficiente de variância	3,90
Erro padrão da média	2,75E+08
Percentuais	**Dolares canadenses ($C)**
10%	2,49E+07
90%	3,91E+09

Os resultados da sensibilidade dos valores de *D* à variação dos valores dos parâmetros de entrada podem ser observados na FIGURA 12.

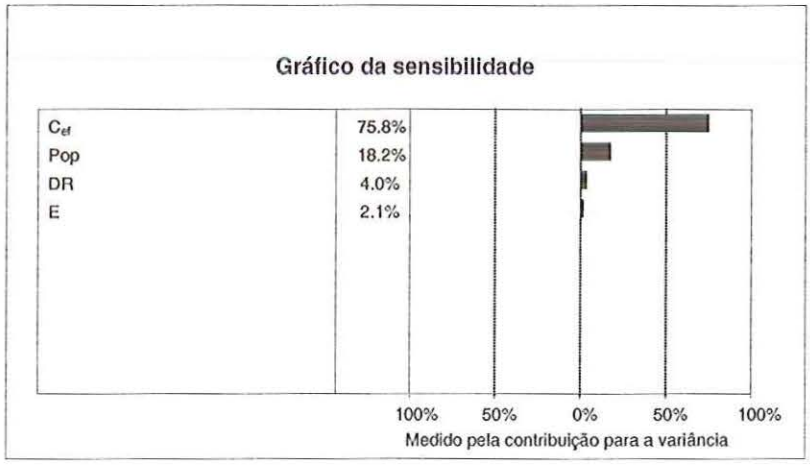


FIGURA 12 – Resultados da análise de sensibilidade em termos de contribuição para a variância

Observando os resultados acima conclui-se que, para o exemplo elaborado, dentre os parâmetros C_{ef}, *DR, SI (Pop)* e *E*, os dados da concentração efetiva C_{ef}, seguidos dos dados da população afetada *Pop*, exercem maior influência quanto às incertezas dos resultados de *D*. Suas contribuições para a variância são de cerca de 76% e 18% respectivamente. Isso indica que a acuracidade dos resultados pode ser

melhorada diminuindo-se as incertezas quanto aos parâmetros que estimam os valores de C_{ef} e a população residente na área afetada.

Considerações finais

Este Capítulo apresentou o modelo proposto para estimativa de custos de externalidades devido a emissão de poluentes tóxicos, para estudos de ACCV. Tal modelo relaciona a concentração efetiva do poluente ao nível do solo C_{ef}, a função dose-resposta que relaciona essa concentração aos efeitos adversos, o sujeito do impacto (área ou a população em risco) e os custos monetários dos danos.

As incertezas de cada um dos parâmetros são acumuladas somando-se suas distribuições aos valores de D. A análise de incertezas e de sensibilidade é de fundamental importância pois permite a análise dos resultados finais bem como quais parâmetros mais contribuem para a sua variância. A partir disso o usuário pode então decidir se a qualidade dos resultados é satisfatória ou se dados mais acurados devem ser coletados e quais são estes dados. Isso facilita a eficiência do emprego de recursos tais como tempo e dinheiro, quando do desenvolvimento de avaliação de desempenho ambiental de uma atividade.

CAPÍTULO 5 – Método de seleção de fronteiras em ACV

Esse capítulo propõe o uso do modelo de custos potenciais de externalidades como método de Seleção de Fronteiras (SF) em estudos de ACV. Isso é feito aplicando os custos potenciais como um critério de seleção que inclui a razão entre o valor dos custos e o valor econômico da unidade funcional, ou seja, do valor de referência do produto da indústria cujo ciclo de vida está sendo estudado. Uma vez que se trata de uma ferramenta para tomada de decisões, é recomendada a elaboração das análises sensitiva e de incertezas a fim de esclarecer os resultados e melhor direcionar recursos, tais como tempo e dinheiro, na investigação de dados específicos. Isso é demonstrado na aplicação do modelo e análise dos resultados apresentados para o caso do ciclo de vida da produção de celulose.

5.1 Novo método de seleção de fronteiras para estudos de ACV

Em sua abordagem para a seleção de SF em estudos de ACV, RAYNOLDS (1999), considera massa, energia e valor econômico das entradas (ou *inputs*) para um processo ou serviço, como *proxies* para a medida do potencial de impacto desses *inputs*. Conforme foi descrito no Capítulo 2 dessa tese, esse critério permite que se defina um valor numérico (Z_{RMEE}) de decisão da inclusão ou não de uma determinada unidade de processo no sistema de fronteiras. O método proposto por RAYNOLDS não se aplica ao caso de emissão de poluentes tóxicos uma vez que tais poluentes podem provocar impactos significativos mesmo tendo quantidades mínimas de massa, energia e valor econômico. A alternativa é considerar custos de externalidades relacionadas à emissão desses poluentes como forma de indicar a relevância da tal atividade quanto ao desempenho ambiental do sistema estudado. Esse trabalho propõe o uso da estimativa de custos de externalidades como um critério para capturar aquelas unidades de processo que emitem significativa quantidade de poluentes tóxicos. As etapas do processo de SF para análise de emissões tóxicas são apresentadas na FIGURA 13.

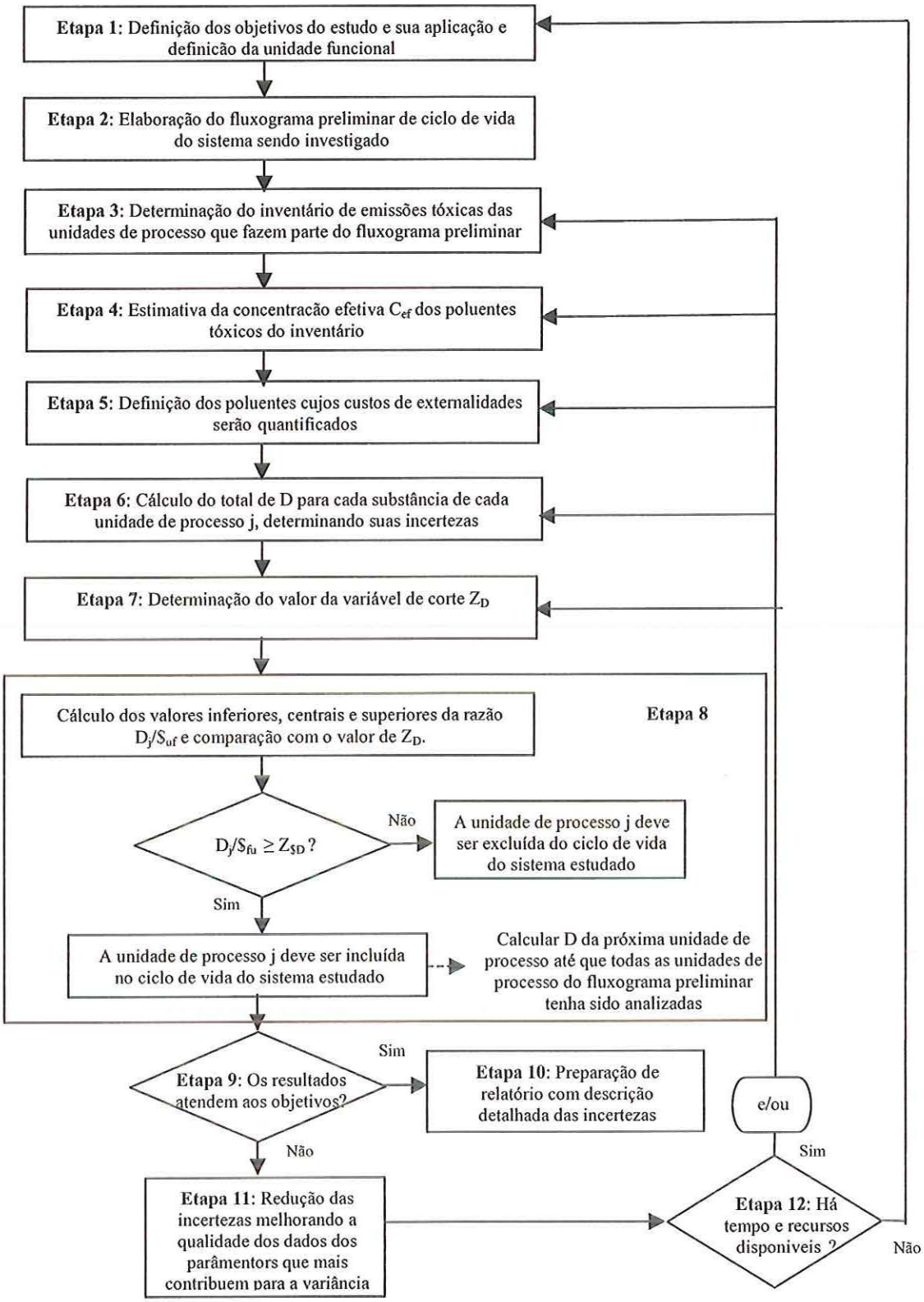


FIGURA 13 – Etapas do processo de SF para sistemas que emitem substâncias tóxicas

A **Etapa 1** concerne à definição dos objetivos do estudo, sua aplicação e definição da unidade funcional. Isso estabelece diversos fatores da definição da SF, incluindo a extensão e o nível de detalhamento das etapas seguintes.

Os responsáveis por essa etapa devem ter o sólido entendimento de que o propósito de estudos de ACV é aumentar o nível de conhecimento sobre o desempenho ambiental de uma certa atividade e não determinar ou fornecer uma solução. Em outras palavras, os resultados da ACV devem ser usados como parte de um grupo de informações a serem consideradas numa decisão final. Outros elementos importantes consistem em definir os objetivos como parte de uma estratégia geral de desempenho ambiental e em harmonia com a filosofia da empresa. Tais fatores irão garantir a qualidade dos resultados bem como o efetivo uso destes.

A unidade funcional concerne ao sujeito do estudo e está portanto relacionada a clara descrição dos resultados. Faz-se necessário a descrição da função da unidade funcional de modo a explicitar o propósito do produto final, principalmente se os resultados forem usados para comparação de produtos.

A **Etapa 2** envolve a elaboração de um fluxograma preliminar onde as unidades de processo que fazem parte do ciclo de vida do sistema estudado são incluídas. Na proposta de RAYNOLDS (1999), avança-se para análise de uma unidade de processo ou serviço somente quando a conexão anterior não foi cortada do sistema de fronteiras segundo o valor de Z_{RMEE}. No caso da investigação de danos de poluentes tóxicos não é possível usar essa abordagem pois uma unidade de processo pode não gerar poluentes tóxicos mas a unidade de processo a sua montante pode gerar significativos danos devido a geração de poluentes. Assim sendo, faz-se necessário a elaboração de um fluxograma de ciclo de vida preliminar por um profissional experiente. O termo preliminar implica que as unidades de processo foram selecionadas com base na experiência de profissionais da área de operações unitárias que estão familiarizados com as quantidades de materiais utilizados e os tipos de resíduos característicos dessas unidades de processo. O

fluxograma preliminar serve de ponto inicial do estudo e deve levar em consideração o que foi estabelecido nos objetivos.

Já a **Etapa 3** concerne à coleta de dados das quantidades de resíduos emitidos pelas unidades de processo que fazem parte do fluxograma preliminar. Quanto melhor a qualidade dos dados melhor a qualidade dos resultados, porém, mais tempo e recursos serão necessários para completar o trabalho. Outro fato importante se refere à disponibilidade de dados. Em muitos casos os dados ambientais não estão disponíveis ao público ou mesmo nunca foram coletados. Assim sendo, muitas vezes se faz necessário elaborar uma estimativa com base em fatores de emissão ou julgamento profissional.

A **Etapa 4** diz respeito ao cálculo da concentração média efetiva do poluente no meio ambiente, de acordo com o modelo descrito nas equações (29) e (30). Essa etapa envolve, portanto, a determinação dos parâmetros Q, $H_{m,D}$, $H_{m,N}$, U_{med}, U_D, U_N, de acordo com o procedimento descrito no Capítulo 3.

Na **Etapa 5**, elimina-se os poluentes cujas externalidades não serão determinadas. Uma vez tendo-se calculado as concentrações efetivas dos poluentes do inventário na etapa anterior, é possível determinar aqueles cujos custos de externalidades serão estimadas e eliminar aqueles cujas concentrações não apresentam risco de danos. Os poluentes tóxicos cancerígenos devem ser considerados em sua totalidade pois, conforme US EPA (1995), qualquer quantidade é considerada perigosa. Quanto aos compostos não cancerígenos estes devem ser analisados de acordo com o quociente de risco (QR)[1]. Finalmente, material particulado deve ser considerado, a não ser, obviamente, que C_{ef} seja próximo de zero. Cabe lembrar que devido ao fato de algumas funções dose-resposta requererem

[1] Conforme foi discutido no Capítulo 2, item 2.5, quociente de risco é dado por $QR = TPD/RfD$, onde TPD é a taxa potencial de exposição, ou dose média diária de uma substância e RfD consiste na estimativa da dose oral diária que não fornece risco apreciável de efeito adverso a saúde de uma população durante todo um ciclo de vida, em unidades (mg/kg-d)

a média diária ao invés da média anual da concentração, a alternativa é usar o fator de transformação conforme foi comentado no item 3.1 do Capítulo 3.

A **Etapa 6** envolve a aplicação do modelo de estimativa de custos de externalidades para estudos de ACV, ou seja, $D = C_{ef} \times DR \times SI \times E$. Uma vez que a concentração efetiva já foi calculada na Etapa 4, faz-se necessário portanto a determinação dos demais parâmetros *DR, SI* e *E* que compõem o modelo. Para isso seguem-se os procedimentos descritos no Capítulo 4. Os resultados devem apresentar as incertezas envolvidas no cálculo de *D*, ou seja, a distribuição dos valores e seus percentuais representando valores inferiores (décimo percento) e superiores (décimo nono percento), bem como o gráfico da sensibilidade.

Estabelece-se na **Etapa 7** o valor da variável de corte Z_D, a qual irá definir o sistema de fronteiras do sistema que envolve a emissão de poluentes tóxicos. A variável de corte Z_D utilizada neste trabalho tem o propósito de permitir avaliar a relação entre as potenciais externalidades ligadas a uma unidade de processo j e o valor econômico da unidade funcional, ou seja, $D_j/\$_{uf}$ .Tal relação informa o quão relevante é o valor de D_j para o valor econômico da unidade funcional. De acordo com estudos feitos por RAYNOLDS (1999), a variável de corte não deve ser maior que 0,25 pois tais valores introduzem demasiada incerteza no resultado da seleção do sistema de fronteira. Quanto menor o valor de Z_D, mais tempo e recursos serão necessários para completar o estudo. Assim sendo a definição de Z_D deve considerar o nível de detalhamento exigido para alcançar os objetivos traçados para o estudo.

Na **Etapa 8**, a relevância do valor potencial de externalidade (D_j) é determinada pela razão $D_j/\$_{uf}$. Se todos os valores $D_j/\$_{uf}$, ou pelo menos o inferior for maior ou igual a Z_D, então a unidade de processo *j* deve ser incluída no sistema de fronteira, do contrário, ou seja, se $D_j/\$_{uf}$ é menor que Z_D, então a unidade de processo deve ser considerada fora do sistema de fronteiras.

Uma vez que todos os componentes tóxicos selecionados para análise tiverem seu potencial de toxicidade calculado, procede-se para a **Etapa 9** que consiste em avaliar os resultados finais e decidir se estes são satisfatórios quanto ao atendimento dos objetivos ou não. Se sim, então deve ser gerado um relatório mostrando os resultados e descrevendo o processo de elaboração do estudo incluindo as fontes de incertezas (**Etapa 10**). Caso os resultados não atendam aos objetivos traçados segue-se para a etapa 11.

A **Etapa 11** consiste em identificar as melhores oportunidades de redução de incertezas através das análises de variância e de sensibilidades elaboradas no decorrer do processo de estimativa das externalidades. As opções para a redução das incertezas podem incluir a obtenção de dados mais acurados da quantidade de poluentes gerados, redução das incertas dos parâmetros que compõem a estimativa da concentração efetiva (por exemplo, velocidade do vento e altura da camada de mistura), melhoria na estimativa de funções dose-resposta e valores monetários, ou aumento do sistema de fronteiras através da redução do valor de Z_D.

Finalmente, na **Etapa 12** avalia-se se há tempo e recursos disponíveis para a condução da redução das incertezas. Se sim, então deve-se trabalhar nas melhores opções para redução de incertezas conforme foram identificadas na etapa 10. Se não há mais recursos disponíveis deve-se então redefinir os objetivos do estudo.

O item a seguir demonstra a aplicação do processo de seleção de fronteiras proposto nessa tese.

5.2 Demonstração da aplicação do processo de seleção de fronteiras para estudos de ACV em sistemas que emitem poluentes tóxicos de chaminés

A seguir apresenta-se a aplicação do processo de seleção de fronteiras para o caso da indústria de celulose. Essa indústria e as unidades de processo que fazem parte de seu fluxograma preliminar são fictícios o que implica que os dados do inventário de resíduos não são reais, embora tenha-se dedicado bastante tempo e

esforço para que os números fossem próximos da média de uma situação real. Para isso contou-se com a colaboração da Aracruz Celulose S/A, localizada em Aracruz, Estado do Espírito Santo e da ALPAC Inc. localizada em Boyle, província de Alberta, Canadá. Contudo, uma vez que essa pesquisa não envolveu o comprometimento formal de tais empresas, foi difícil obter dados exatos de emissões ambientais dessas indústrias e de seus fornecedores embora boa parte dos dados do inventário apresentados nesse trabalho sejam o resultado da combinação de informações obtidas de tais empresas e alguns de seus fornecedores. Com tudo isso, foi inevitável o emprego de suposições, de média gerais de emissões ou outras informações que pudessem indicar os valores aproximados das quantidades de poluentes emitidos de um dado tipo de unidade de processo. Felizmente tais dificuldades não desvalidam a demonstração da aplicação do processo de seleção de fronteiras pois não faz parte dos objetivos dessa tese elaborar análise de ciclo de vida do produto celulose. Segue-se a demonstração de cada etapa da aplicação do processo de SF, de acordo com as etapas descritas anteriormente.

Etapa 1: Definição dos objetivos

Demonstrar a aplicação do processo de seleção de fronteiras para sistemas que emitem substâncias tóxicas de chaminés usando como exemplo a produção de celulose da indústria fictícia X. Considerar as unidades de processo que fazem parte do seu fluxograma preliminar de fornecedores e os fornecedores destes.

A unidade funcional consiste na produção média anual de celulose da indústria X, ou seja, $6x10^5$ toneladas de celulose secas ao ar por ano[2] (tsa/ano) ou $6x10^8$ kg/ano.

Cabe aqui apresentar brevemente as principais características da indústria de celulose X. Essa indústria localiza-se na parte central da província de Alberta, Canadá e é reconhecida como tendo um avançado sistema de gerenciamento da qualidade ambiental. O processo de polpação que adota, consiste no sistema totalmente livre de cloro, conhecidos como ECF (*Elemental Clhorine Free*) e TCF

[2] Significa que contem não mais que 10% de umidade

(*Total Clhorine Free*). Ao invés de cloro, o peróxido de hidrogênio é o composto usado para branqueamento da polpa ou delignificação. A indústria gera praticamente toda a energia que necessita através dos geradores das caldeiras alimentadas pelo licor negro, uma solução extremente rica em compostos orgânicos resultante do processo de delignificação da polpa. O sistema de manejo de florestas inclui o uso de madeira replantada e no uso de pesticidas bem abaixo dos limites permitidos pelo orgão ambiental do governo.

Etapa 2: Fluxograma preliminar

O fluxograma preliminar para a indústria de celulose X é mostrado na FIGURA 14. O objetivo foi elaborar um fluxograma simplificado mas que contivesse os principais fornecedores de matéria prima para a produção de celulose. Para isso foram consideradas informações coletadas nas indústrias canadense e brasileira. As unidades de processo foram codificadas na forma UP1, UP2, e assim por diante para facilitar a elaboração de tabelas de resultados da estimativa de custos de externalidades. Tais códigos estão expostos na FIGURA 14.

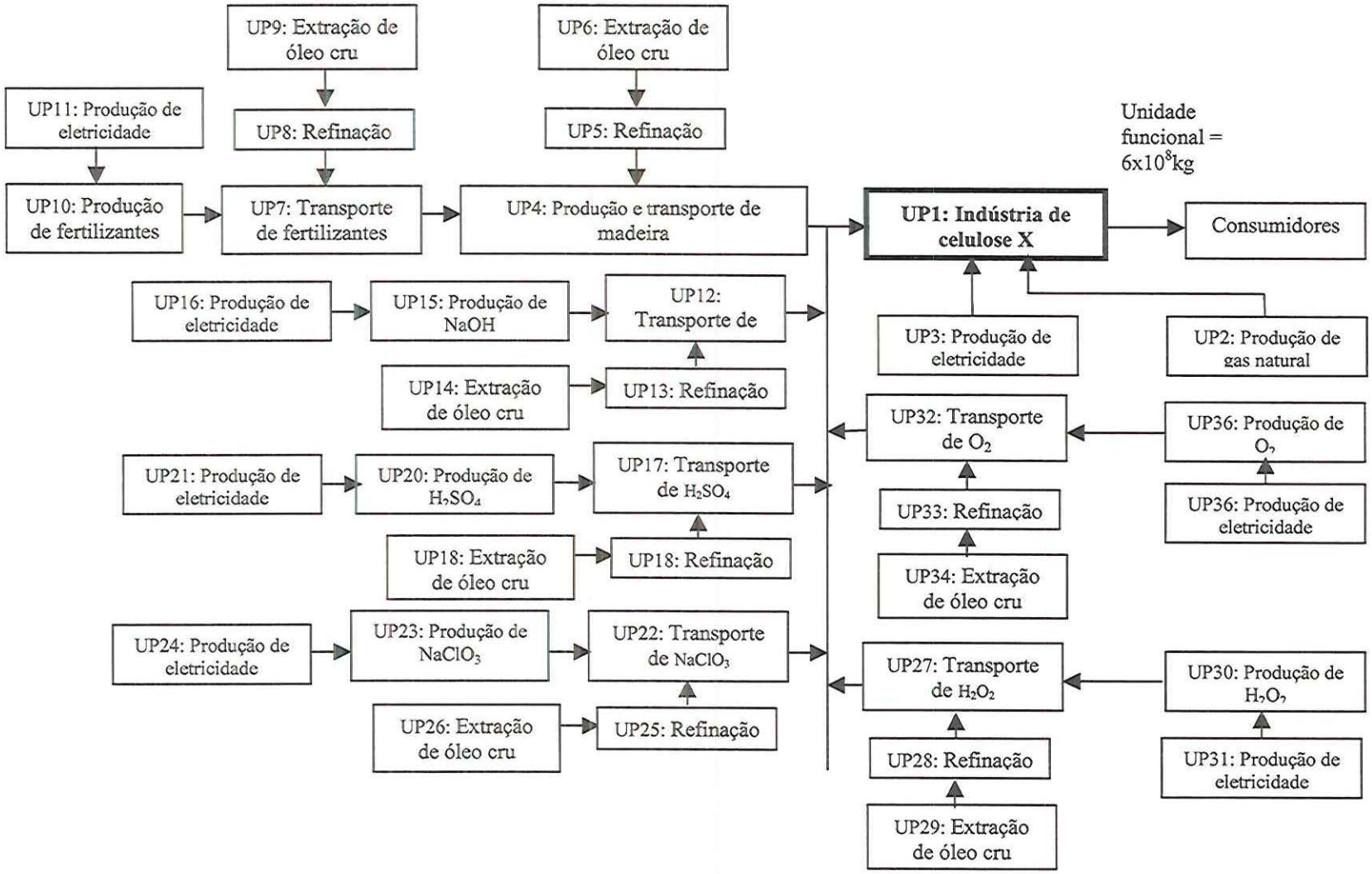


FIGURA 14 – Fluxograma preliminar simplificado das unidades de processo (UP) do ciclo de vida da produção de celulose

Etapa 3: Inventário de emissões tóxicas

Os dados do inventário foram obtidos de acordo com a melhor informação disponível. A medida em se fazia necessário coletar dados dos fornecedores e dos fornecedores destes, tornava-se mais dificil conseguir alguma colaboração. Foi usado então um banco de dados da agência governamental Canadense, denominado *National Pollutant Release Inventory* – NPRI em inglês, como uma base para estimativa da média de emissões de poluentes tóxicos de certos tipos de indústrias. Antes de iniciar a coleta de dados foi feita uma categorização dos possíveis dados disponíveis de modo a identificar quais seriam coletados ou não. Os critérios utilizados foram à aplicabilidade do modelo de predição da concentração efetiva média, disponibilidade de dados de função resposta ou valor do dano, entre outros como mostra o QUADRO 06.

QUADRO 06 - Categorização quanto à elaboração da análise de dano dos poluentes a serem inventariados

Poluente	Impacto relacionado	Comentários
NO_x e nitratos	Morbidade; Rendimento do cultivo agrícola	NOx é excluído da quantificação devido ao modelo de estimativa de externalidades não se aplicar a compostos que envolvem reações químicas.
Emissão de compostos tóxicos nao cancerígenos	Morbidade; Rendimento do cultivo agrícola	Considerado para quantificação
CO	Mortalidade Morbidade	Não considerado para quantificação devido à limitada literatura
Emissão de compostos tóxicos cancerígenos	Risco de câncer	Considerado para quantificação
Material particulado	Mortalidade Morbidade	Considerado para quantificação
SO_2	Materiais	Selecionado para posteriores análises quando do aprofundamento do estudo devido a intensa demanda de dados específicos por parte das funções dose-resposta.
	Mortalidade; Morbidade; Rendimento do cultivo agrícola	Excluído da quantificação devido aos danos serem relativamente pequenos e a limitada literatura disponível

As quantidades finais de poluentes foram estimadas em kg/s com relação a unidade funcional. Por exemplo, se uma dada unidade de processo j produz o total P_j (kg) de produto P por ano, a quantidade de resíduos r (kg) gerada por 1 kg de P_j (kg de r/kg P_j) é igual a r_j. Se a quantidade de P_j necessária para produzir a unidade funcional é $P_{j,uf}$ (em kgP_j /*uf*), então a quantidade de resíduo gerado pela indústria j relativa a unidade funcional $r_{j,uf}$ será igual a

$$\mathrm{r_{j,uf}} = \frac{\mathrm{kg\ r}}{\mathrm{kg\ P_j}} \times \frac{\mathrm{kg\ P_j}}{\mathrm{uf}} = \mathrm{kg\ de\ r/uf} \tag{33}$$

Uma vez que a unidade funcional corresponde a produção média anual (*uf*/ano), então

$$\mathrm{r_{j,uf}} = \frac{\mathrm{kg\ r}}{\mathrm{uf}} \times \frac{\mathrm{uf}}{\mathrm{ano}} \times \frac{\mathrm{ano}}{3{,}15\mathrm{x}10^7\ \mathrm{s}} = \mathrm{kg\ de\ r/s} \tag{34}$$

Isso fornece uma estimativa do fluxo de emissão de resíduos em unidades apropriadas para o cálculo da concentração efetiva. Os resultados do inventário estão expostos na TABELA 01 do Apêndice 2.

Etapa 4: Determinação da concentração efetiva C_{ef}

A partir do modelo de estimativa da concentração efetiva desenvolvido no Capítulo 3, dado pela equação (30) quando a pluma se encontra completamente misturada em todo o período do dia

$$C_{ef} = \frac{\left\{ \frac{Q}{U} \left[\left(\frac{1}{(A^D_{\mathrm{Elipse}} - A^D_{\mathrm{inf}} - A^D_{\mathrm{sup}})} 2R^D_y \right) + \left(\frac{1}{(A^N_{\mathrm{Elipse}} - A^N_{\mathrm{inf}} - A^N_{\mathrm{sup}})} 2R^N_y \right) \right] \right\} \Delta x / 2}{2\pi x \Delta x} \tag{30}$$

determinou-se os valores de C_{ef} para os dados do inventário elaborado.

5.3 Determinação dos parâmetros das equações de C_{ef}

Assim como foi sugerido nas conclusões do Capítulo 3, a estimativa de deve-se iniciar utilizando a equação (30) para mistura completa, evitando-se a coleta de dados da altura efetiva H na elaboração da primeira estimativa de C_{ef}. Se os resultados de C_{ef} mostrarem haver uma mudança significativa na concentração do meio ambiente ou se houver razões para se acreditar que a fonte de emissão encontra-se próxima do receptor, então deve-se aumentar a acuracidade dos cálculos considerando uma faixa de valores para H. Analiza-se novamente os resultados de C_{ef}. Somente quando houverem razões para acreditar que aquela determinada fonte de emissão constitue num dos principais responsáveis pelos impactos negativos da ACV estudada, é que dados específicos devem ser coletados.

Para cada unidade de processo assumiu-se célula de interesse (que pode ser por exemplo uma cidade ou uma área de plantação agrícola) a uma distância x da fonte de emissão. Portanto x é a distância entre o centro da célula de raio r_c e a fonte de emissão.

Por exemplo, para a unidade de processo representando a indústria que fabrica soda cáustica (NaOH) no fluxograma preliminar, a distância x é igual a 20km e o receptor consiste numa cidade de raio r_c aproximadamente igual a 15km.

Para os dados de velocidades do vento U_{med}, U_D e U_N e altura da camada de mistura, sugere-se obter informações através do apropriado *site* de dados climáticos da região. Por exemplo, para a região onde se localiza a mesma unidade de processo de NaOH considerada na etapa anterior, foi considerada uma velocidade média anual do vento U_{med} de 3m/s. A partir desse dado estipulou-se a faixa de variação e os valores de U_D e U_N que correspondem a velocidade média do vento para as horas do dia e da noite respectivamente. Os resultados estão apresentados na TABELA 11.

TABELA 11 – Dados das velocidades do vento

U_{med} = 3m/s	
U_N(noite)	U_D(dia)
3	3
2,5	3,5
2	4

Isso permitiu incluir as incertezas nos dados de velocidade do vento na avaliação total das incertezas de C_{ef}. Os valores de U_D e U_N foram determinados considerando três fatores:

1) que $(U_D + U_N)/2 = U_{med}$;

2) que U_D seja sempre maior que U_N

3) que nenhum dos valores de U sejam menor que 2m/s.

A camada de mistura H_m foi definida com base nos dados atmosféricos para a localidade de Alberta, Canadá, disponíveis no *site* de monitoramento climático do governo. Para H_m^D, os valores variam entre 500 e 1000m, sendo 600 o valor típico. Para H_m^N foram definidos valores entre 50 e 100m sendo o valor típico igual a 60m, com a restrição de que $(h_s+h_r) < H_m$.. O QUADRO 07 sumariza como os valores dos parâmetros da equação (30) foram definidos.

QUADRO 07 – Sumário dos parâmetros estabelecidos para as equação (30)

Parâmetros		Observação
Parâmetros da largura da pluma	$D_{z,D}$ = 0,23 $a_{z,D}$ = 0,88	Parâmetros relativos a categoria de estabilidade B, de acordo com a TABELA 07.
	$D_{z,N}$ = 0,15 $a_{z,N}$ = 0,88	Parâmetros relativos a categoria de estabilidade E, de acordo com a TABELA 07.
Velocidade do vento	U_D (m/s) e U_N (m/s)	Seguindo as regras citadas na simplificação 1 e considerando média anual da velocidade do vento de uma certa região.
Distância entre a fonte de emissão e o receptor	x = x (m)	Valor determinado com base em informações sobre localizações das unidades de processo e principais centros populacionais circundantes.
Altura entre as camadas atmosférica e do solo (camada de mistura) para horas do dia	H_m	Valor determinado com base em informações sobre localizações das unidades de processo e principais centros populacionais circundantes.

Os parâmetros exatos usados para cada unidade de processo estão expostos na TABELA 01 no Apêndice 2.

Para alguns poluentes, antes de se elaborar o cálculo de C_{ef} foi necessário transformar o fluxo de emissão (kg/s) em termos de emissão de uma substância de referência usando o índice de PTH. Utilizou-se benzeno e tolueno como substâncias de referência para emissão de poluentes cancerígenos e não cancerígenos, respectivamente. Por exemplo, a emissão de $5{,}76 \times 10^{-5}$ kg/s de 1,2 Dicloroetano corresponde a $2{,}67 \times 10^{-4}$ kg/s de benzeno pois o PTH correspondente é de 4,52, de acordo comas tabelas de PTH disponíveis em HERTWICH e al. (2001). Já $1{,}78 \times 10^{-4}$ kg/s de cloroetano corresponde a $3{,}56 \times 10^{-5}$ kg/s de tolueno pois seu PTH = 0,20, segundo a mesma referência. Consequentemente os valores de C_{ef} foram calculados para o benzeno ou, quando não cancerígeno, para o tolueno.

5.4 Determinação da distribuição de C_{ef}

Para a determinação das incertezas nos resultados de C_{ef}, utilizou-se o *softwear* Crystal Ball™, que utiliza a análise de Monte Carlo para simular a distribuição dos resultados de uma variável a partir das incertezas das variáveis dependentes. Em geral, afora o fluxo de emissão Q, os parâmetros U_D, U_N e H_m podem significativamente influenciar os resultados da concentração efetiva. As incertezas de U_D, U_N e H_m, foram introduzidas nos resultados de C_{ef} da seguinte forma:

- Com base nas informações disponíveis assumiu-se distribuição para os valores de U_D e U_N. Por exemplo, conforme mostrado na TABELA 12, U_D pode ser descrito como uma distribuição triangular onde o valor mínimo é 3, o mais provável é 3,5 e o máximo é 4. Já para U_N, os dados da mesma tabela permitem assumir distribuição triangular onde o valor mínimo é 2, o mais provável é 2,5 e o máximo é 3.

Deve-se incluir todo parâmetro que se julgue relevante à variação dos resultados de C_{ef}. Para o caso da indústria de NaOH, o receptor de interesse localiza-se a 20km de

distância. A TABELA 12 mostra os parâmetros e suas respectivas distribuições consideradas para o caso da indústria de NaOH (UP15).

TABELA 12 – Distribuições assumidas para a determinação da distribuição de C_{ef} do Benzeno para UP15

Parâmetro	Distribuição
Q (kg/s)	Lognormal Média = $2{,}61 \times 10^{-4}$kg/s Desvio padrão de cerca de 50% do valor da média
U_D *(m/s)*	Triangular Min = 3; Mais provável = 3,5; Max = 4
U_N *(m/s)*	Triangular Min = 2; Mais provável = 2,5; Max = 3
H_m^D *(m)*	Triangular Min = 500; Mais provável = 600; Max = 1000
H_m^N *(m)*	Triangular Min = 50; Mais provável = 60; Max = 100
H (m)	Uniforme Min = 0; Max = 80

Aplicando os dados da TABELA 12 na equação (30) e sendo $Q = 2{,}61 \times 10^{-4}$kg/s o fluxo de benzeno, obteve-se as estatísticas dos resultados das simulações de C_{ef} usando a Análise Monte Carlo, as quais são apresentados na TABELA 13.

TABELA 13 – Resultados das simulações dos valores de C_{ef} em µg/m^3

Estatísticas	**Valor**
Número de simulações	1000
Média	4,48E-03
Desvio padrão	8,05E-03
Variância	6,48E-05
Coeficiente de variância	1,80
Erro padrão da média	2,55E-04

Os resultados estatísticos, tais como a média e desvio padrão permitem a identificação das variações nos valores de C_{ef} e sua distribuição. Os resultados dos cálculos de C_{ef} para as unidades de processo do fluxograma preliminar estão expostos na TABELA 01, Apêndice 2. Quando os resultados de C_{ef} foram da ordem de 10^{-4} ou

menor, a concentração foi considerada muito pequena (mp) e uma vez que seus custos de externalidades são muito baixos, tais resultados foram desconsiderados quanto ao prosseguimento do processo de seleção de fronteira.

Etapa 5: Determinação dos poluentes cujas externalidades serão quantificadas

Os seguintes ítens fizeram parte da determinação dos poluentes para estimativa de externalidades:

- Todos os poluentes tóxicos cancerígenos foram considerados. Contudo, quando os valores de C_{ef} eram muito pequenos (da ordem de 10^{-4} ou menor), o poluente cancerígeno foi denominado significativo quanto ao risco de câncer porém de externalidade muito pequena, representado pela sigla S/emp.
- Quanto aos compostos não cancerígenos, uma vez já transformados para a substância de referência, no caso o tolueno, avaliou-se o potencial de risco de acordo com o quociente de risco *QR*. Se $QR \geq 1$ então a substância em questão deve ser considerada, do contrário, se $QR < 1$ então a substância não oferece risco à saúde e está eliminada do restante do processo de definição do sistema de fronteiras. Por exemplo, para $3{,}88 \times 10^{-3}$ kg/s de tolueno, tem-se que C_{ef} = $4{,}29 \times 10^{-2}$ $\mu g/m^3$ com um desvio padrão de $2{,}18 \times 10^{-2}$. Portanto *QR* será:

$$QR = TPD / RfD \text{ ou } \mathrm{QR} = \left(\mathrm{C} \times \frac{\mathrm{I}}{\mathrm{PCH}} \times \frac{\mathrm{FE} \times \mathrm{DP}}{\mathrm{TM}} \right) / \mathrm{RfD}$$

Onde :

I = dose de uma substância via meio de exposição = $22{,}00 (m^3/d)$

C = concentração da substância no meio, $C_{ef} = 3{,}60 \times 10^{-5}$ $\mu g/m^3$ ou $3{,}60 \times 10^{-8} mg/m^3$;

FE = frequência de exposição = 365dias/ano;

DP = duração da exposição = 14 anos;

PCH = peso do corpo humano = 70kg ;

TM = tempo médio total de exposção = $2{,}56 \times 10^4$ dias;

RfD = 0,2mg/m^3 .

Os dados de I, FE, DP, PCH e TM foram obtidos de McKONE (1993) e RfD conforme consta em US EPA (1993b).

Uma vez que QR = 1,13x10^{-8} é muito menor que 1 então dicloroetano não oferece nenhum risco a saúde e portanto os custos de externalidade para esse composto não foram estimados.

- Finalmente, material particulado com partículas menores de 10 microns (MP_{10}) foi considerado, a não ser, obviamente, que a C_{ef} correspondente tenha sido muito pequena.

Etapa 6: Aplicação do modelo de estimativa de custos de externalidades para estudos de ACV.

A estimativa dos custos de externalidades para os poluentes do inventário foi determinada a partir do modelo $D = C_{ef} \times DR \times SI \times E$ conforme desenvolvido no Capítulo 4. Tendo os valores de C_{ef} sido determinados para cada poluente selecionado, a Etapa 9 consistiu em determinar os demais parâmetros *DR, SI* e *E* que compõem o modelo e calcular os custos de externalidades.

Na determinação das funções dose-resposta os seguintes ítens foram considerados:

- Para os efeitos relacionados às emissões de MP_{10} e para benzeno aplicou-se os dados de função dose-resposta recomendados pela agência ambiental Canadense (AQMV, 1999). TABELA 14 mostra os dados relativos à MP_{10}, e a TABELA 15 os dados relativos ao benzeno.

TABELA 14 – Valores de função resposta e valor econômico para principais sintomas físicos relacionados ao aumento de concentração de MP_{10} no meio ambiente. (Probabilidades entre parênteses)

Categoria de impacto	Código	Função Dose-resposta (DR)[a]	Valor Econômico (E)[a,b]
Fatores anuais de risco de mortalidade dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média anual de MP_{10}	1	4,40E-06 (22%)	2,40E+06 (33%)
		1,21E-05 (67%)	4,10E+06 (50%)
		2,82E-05 (11%)	8,20E+06 (17%)
Fatores anuais de risco de bronquite crônica dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média anual de MP_{10} para população acima de 25 anos. (67,8%)	2	3,00E-05 (25%)	175.000 (33%)
		6,10E-05 (50%)	266.000 (34%)
		9,30E-05 (25%)	465.000 (33%)
Fatores diários de risco de admissão hospitalar por problemas respiratórios dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média diária de MP_{10}	3	6,40E-09 (33%)	3.300 (33%)
		7,80E-09 (50%)	6.600 (34%)
		3,26E-08 (17%)	9.800 (33%)
Fatores diários de risco de admissão hospitalar por problemas cardíacos dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média diária de MP_{10}.	4	5,00E-09 (25%)	4.200 (33%)
		6,60E-09 (50%)	8.400 (34%)
		8,20E-09 (25%)	12.600 (33%)
Fatores diários de risco de admissões hospitalares de emergência dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média diária de MP_{10}	5	2,96E-08 (25%)	290 (33%)
		3,66E-08 (50%)	570 (34%)
		1,43E-07 (25%)	860 (33%)
Fatores diários de risco de um dia de sintoma de asma dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média diária de MP_{10} para população com asma (6%).	6	1,62E-04 (33%)	17 (33%)
		1,72E-04 (34%)	46 (34%)
		1,82E-04 (33%)	75 (33%)
Fatores diários de risco de dias com atividade restrita dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média diária de MP_{10} para população não asmática e de 20 anos acima. (74,6%).	7	8,00E-05 (33%)	37 (33%)
		1,60E-04 (34%)	73 (34%)
		2,50E-04 (33%)	110 (33%)
Fatores diários de risco de dias com sintomas respiratórios agudos dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média diária de MP_{10} para população não asmática (94%).	8	1,62E-04 (25%)	7 (33%)
		3,44E-04 (50%)	15 (34%)
		5,18E-04 (25%)	22 (33%)
Fatores anuais de risco de bronquite aguda em crianças dada a mudança de 1μg/m³ na concentração média anual de MP_{10} para população com menos de 20 anos. (25,4%)	9	5,70E-03 (25%)	150 (33%)
		1,42E-03 (50%)	310 (34%)
		2,27E-03 (25%)	460 (33%)

[a] Os três valores apresentados representam respectivamente valor inferior, central e superior da estimativa
[b] Em dólares canadenses (1996)
Fonte: AQVM (1999) - Adaptado

TABELA 15 – Valores de função resposta e valor econômico para risco de câncer devido à exposição ao benzeno. (Probabilidades entre parênteses)

Categoria de impacto	Código	Função Dose-resposta (DR)[a]	Valor Econômico (E)[a,b]
Risco de desenvolvimento de câncer devido a exposição contínua a 1µg/m3 de benzeno durante 70 anos	10	2,20E-06 (33%)	2,40E+06 (33%)
		5,00E-06 (34%)	4,00E+06 (50%)
		7,80E-06 (33%)	7,90E+06 (17%)

[a] Os três valores apresentados representam respectivamente valor inferior, central e superior da estimativa
[b] Em dólares canadenses (1996)
Fonte: AQVM (1999) – Adaptado

Para cada receptor ou célula de interesse conforme determinado na Etapa 4, item 4.1, obteve-se o raio médio r_c da célula, no caso, uma cidade, bem como os dados das características da população. Para compor a demostração da estimativa dos custos de danos apresentada nesse capítulo, adotou-se para todos os receptores as médias populacionais 880 hab/km^2 para áreas urbanas e 100 hab/km^2 para áreas rurais e r_c =15km, com o objetivo de considerar as incertezas nos dados da população afetada nos resultados finais dos custos dos danos (*D*). Tais densidades populacionais são fictícias e se baseam em dados médios de cidades como Edmonton e Calgary localizadas no Canadá.

Tais dados foram usados na composição das distribuições dos parâmetros do modelo de *D* para que assim as incertezas possam ser avaliadas e descriminadas.

Os resultados dessa etapa seguiram os procedimentos descritos no Capítulo 4. Para cada substância selecionada para a estimativa de custos de externalidades, apresentou-se a distribuição dos valores de *D*, o gráfico da sensibilidade e as estísticas dos dados, incluindo-se os percentuais representando valores inferiores (décimo percento) e superiores (décimo nono percento). As TABELAS 16 e 17 e a FIGURA 15 a mostram um exemplo dos resultados obtidos.

TABELA 16 – Parâmetros e resultados de D obtidos para o benzeno emitido da unidade de processo fabricante de NaOH (UP15)

Substância: 1,2 Diclorobenzeno, referência benzeno

C_{ef} (µg/m³) Estimativas		*Pop*		*DR*		*E*		*D* (em $C)	
Media	**DP**				**Valor**		**Valor**		
4,48E-03	8,05E-03	Urbana	6,22E+05	Minx	2,20E-06 (33)	Minx	2,68E+06 (33)	Minx	2,21E+03
		Rural	7,07E+04	Central	5,00E-06 (34)	Central	4,47E+06 (50)	Central	3,09E+04
				Max	7,80E-06 (33)	Max	8,83E+06 (17)	Max	7,26E+04

DP = desvio padrão; $C = dolares canadenses de 1996

TABELA 17 – Parâmetros e resultados de *D* obtidos para o benzeno emitido da UP15

Estatísticas		Valor
Número de simulações		1000
Média		3,09E+04
Desvio padrão		5,41E+04
Variância		2,92E+09
Coeficente de variância		1,75
Erro padrão da média		1,71E+03
Percentuais	10%	2,21E+03
	90%	7,26E+04

FIGURA 15 - Gráfico da sensibilidade dos resultados de *D* ($C de 1996) para o benzeno à variação dos parâmetros C_{ef}, *DR*, *Pop* e *E*

Os resultados mostraram que, para este determinado caso, a estimativa dos custos de externalidades devido a emissão de 1,2 Dicloroetano foi de cerca de 30.900

dólares canadenses de 1996, o que corresponde a 34.540 C$ de 2002[3] ou ainda 22.203,85 US$ [4]. Tal valor monetário é muito pequeno sendo não significativo no cálculo do total de custos de externalidades e portanto não foi incluido na análise dos resultados finais.

Os resultados da análise de sensibilidade mostram que cerca de 75% do total da variância de D é causada pelas incertezas nos valores de C_{ef} e outros 12% devido as incertezas nos valores de *Pop*. Isso mostra como inditificar melhores alternativas de redução na variância, ou seja, onde devem ser empregados esforços para a melhoria da acuracidade dos resultados de *D*, caso seja necessário.

Para cada unidade de processo somou-se os resultados inferiores, centrais e superiores de *D* para que estes pudessem ser comparados com o valor de Z_D nas fases a seguir. Os cálculos dos custos de externalidades para os demais componentes do inventário estão expostos na TABELA 01, Apêndice 3. A TABELA 18 apresenta os resultados de D para as unidades com custos de danos devido a emissões de poluentes tóxicos relativamente altos e cuja inclusão ou não no SF será avaliada na próxima etapa. Tais unidades de processo estão destacadas (sombreado) na FIGURA 16.

TABELA 18 - Sumário dos resultados de *D* por substância por unidade de processo

Substância	Categoria de saúde (código)	*D* (em dolares americanos de 2002)		
		Mínimo	Central	Máximo
UP5 - Refinação de óleo para produção de combustível para transporte de madeira				
Benzeno	10	2,80E+04	5,11E+05	1,30E+06
Benzo(a)pireno	10	1,09E+04	2,34E+05	6,13E+05
Niquel (compostos)	10	9,15E+02	2,07E+04	4,39E+04
Total – UP5		**3,99E+04**	**7,66E+05**	**1,96E+06**
UP11 – Produção de eletricidade para a produção de fertilizantes				
Cromo (compostos)	10	3,12E+02	6,45E+03	1,56E+04
Chumbo(compostos)	10	1,18E+04	2,93E+05	6,53E+05
Hexaclorobenzeno	10	4,64E+02	9,07E+03	2,07E+04
Total – UP11		**1,26E+04**	**3,09E+05**	**6,90E+05**

[3] Convertido com base em dados de inflação obtidos em http://www.bankofcanada.ca/en/inflation_calc.htm.
[4] Convertido com base na taxa de conversão de 22 de julho de 2002, fonte: http://www.bankofcanada.ca/cgi-bin/famecgi_fdps

TABELA 18 - Sumário dos resultados de *D* por substância por unidade de processo (Continuação)

Substância	Categoria de saúde (código)	*D* (em dolares americanos de 2002)		
		Mínimo	Central	Máximo
UP15 - Produção de NaOH				
1,2 - Dicloroetano	10	1,41E+03	3,12E+04	7,01E+04
Óxido de etileno	10	3,60E+01	7,31E+03	1,12E+04
Tetracloreto de Carbono	10	1,44E+03	2,05E+04	4,84E+04
Total – UP15		**2,88E+03**	**5,90E+04**	**1,30E+05**
UP16 - Produção de eletricidade para a produção de NaOH				
MP_{10}	1	2,41E+03	9,25E+04	1,90E+05
	2	6,43E+02	2,16E+04	4,78E+04
	3	1,13E+03	3,62E+04	8,44E+04
	4	8,76E+02	2,48E+04	5,79E+04
	5	4,95E+02	1,64E+04	3,69E+04
	6	8,20E+03	2,62E+05	5,12E+05
	7	1,43E+05	4,56E+06	9,12E+06
	8	7,91E+04	2,19E+06	4,93E+06
Cromo (compostos)	10	3,68E+02	9,17E+03	2,15E+04
Hexaclorobenzeno	10	6,34E+02	1,13E+04	2,78E+04
Total – UP16		**2,37E+05**	**7,23E+06**	**1,50E+07**
UP21 - Produção de eletricidade para a produção de H_2SO_4				
MP_{10}	1	2,13E+04	4,20E+05	9,79E+05
	2	5,32E+03	1,13E+05	2,45E+05
	3	1,09E+04	2,03E+05	4,59E+05
	4	8,67E+03	1,43E+05	3,33E+05
	5	5,20E+03	9,47E+04	1,92E+05
	6	7,48E+04	1,33E+06	3,07E+06
	7	1,50E+06	2,19E+07	5,41E+07
	8	7,60E+05	1,32E+07	2,87E+07
Total – UP21		**2,39E+06**	**3,74E+07**	**8,81E+07**
UP26 - Produção de eletricidade para a produção de $NaClO_3$				
MP_{10}	1	2,75E+03	5,56E+04	1,23E+05
	2	7,87E+02	1,38E+04	3,23E+04
	3	1,50E+03	3,85E+04	8,22E+04
	4	1,17E+03	2,72E+04	6,03E+04
	5	7,21E+02	1,76E+04	3,99E+04
	6	1,04E+04	2,16E+05	4,81E+05
	7	1,72E+05	3,81E+06	9,44E+06
	8	1,21E+05	2,19E+06	4,99E+06
Total – UP26		**3,10E+05**	**6,37E+06**	**1,52E+07**

TABELA 18 - Sumário dos resultados de *D* por substância por unidade de processo (Continuação)

UP31 - Produção de eletricidade para a produção de H_2O_2				
MP_{10}	1	4,74E+03	1,33E+05	2,96E+05
	2	1,30E+03	3,18E+04	6,99E+04
	3	2,88E+03	5,99E+04	1,42E+05
	4	2,36E+03	4,68E+04	1,09E+05
	5	1,41E+03	2,92E+04	6,19E+04
	6	1,98E+04	3,84E+05	8,97E+05
	7	3,67E+05	7,27E+06	1,65E+07
	8	1,87E+05	4,03E+06	9,55E+06
Total – UP31		**5,87E+05**	**1,20E+07**	**2,76E+07**
UP36 - Produção de eletricidade para a produção de O_2				
MP_{10}	6	1,95E+02	4,89E+03	1,08E+04
	7	3,74E+03	8,39E+04	1,81E+05
	8	1,90E+03	4,80E+04	1,12E+05
Total – UP36		**5,84E+03**	**1,37E+05**	**3,03E+05**

Etapa 7: Determinação do valor da variável de corte Z_D

De acordo com as recomendações de RAYNOLDS (1999), foi escolhido um valor de corte Z_D menor que 0,25 de forma a garantir a inclusão de cerca de 90% do total da emissão de poluentes diretamente atribuídos a uma unidade de processo. Escolheu-se o valor de 0,05.

Etapa 8: Cálculo dos valores de $D_j/\$_{fu}$ e comparação com o valor de Z_D

Esta etapa teve início com a determinação do valor econômico da unidade funcional ($\$_{fu}$). Dados atuais coletados em http://www.paperage.com/foex_pulp2.htm (consultado em 22 de julho de 2002) indicam que uma tonelada de polpa de celulose vale aproximadamente 430.00 dólares americanos o indica que a unidade funcional de $6{,}00 \times 10^8$ kg corresponde a $2{,}60 \times 10^8$ dólares americanos. Em seguida, para cada unidade de processo calculou-se os valores inferiores, centrais e superiores da razão $D_j/\$_{uf}$. Tais valores foram comparados com Z_D previamente determinado como sendo 0,05. Se pelo menos o inferior $D_j/\$_{uf}$ fosse maior ou igual a Z_D, então a unidade de processo j seria incluída no sistema de fronteira, do contrário, ou seja, se $D_j/\$_{uf}$ fosse menor que Z_D, então a unidade de processo foi considerada fora do sistema de fronteiras. Os resultados dessa etapa estão expostos na TABELA 19.

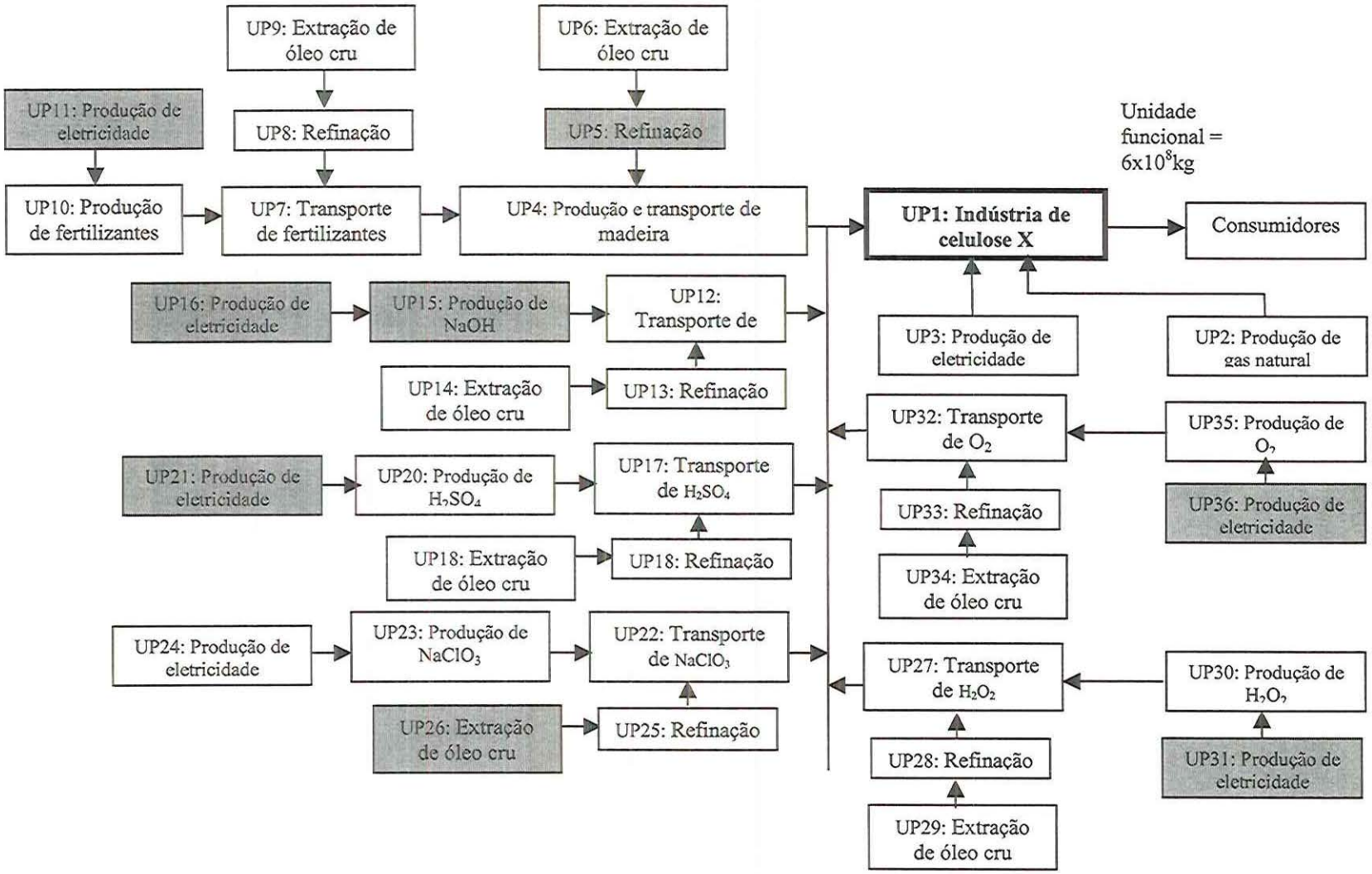


FIGURA 16 - Unidades de processo (em sombreado) com custos de danos devido a emissões de poluentes tóxicos relativamente altos e cuja inclusão ou não no SF será avaliada na próxima etapa.

TABELA – 19 Resultados da análise da razão $D_j/\$_{uf}$ onde $\$_{uf}$ = 2,60x10^8 US$

Unidade de processo	Valores de *D* (em dólares americanos de 2002)		
	Min	**Central**	**Max**
Total – UP5	3,99E+04	7,66E+05	1,96E+06
$D_j/\$_{fu}$	0,000	0,003	0,008
Total – UP11	1,26E+04	3,09E+05	6,90E+05
$D_j/\$_{fu}$	0,000	0,001	0,003
Total – UP15	2,88E+03	5,90E+04	1,30E+05
$D_j/\$_{fu}$	0,000	0,000	0,000
Total – UP16	2,37E+05	7,23E+06	1,50E+07
$D_j/\$_{fu}$	0,001	0,028	**0,058**
Total – UP21	2,39E+06	3,74E+07	8,81E+07
$D_j/\$_{fu}$	0,009	**0,144**	**0,339**
Total – UP26	3,10E+05	6,37E+06	1,52E+07
$D_j/\$_{fu}$	0,001	0,025	**0,059**
Total – UP31	5,87E+05	1,20E+07	2,76E+07
$D_j/\$_{fu}$	0,002	0,046	**0,106**
Total – UP36	5,84E+03	1,37E+05	3,03E+05
$D_j/\$_{fu}$	0,000	0,001	0,001

Os dados em sombreado na TABELA 19 mostram que, no que concerne a emissão de poluentes tóxicos, as unidades de processo UP16, UP21, UP26 e UP31 potencialmente geram significativos custos de externalidades relativas a unidade funcional e devem ser incluídas no sistema de fronteiras. Os resultados de $D_j/\$_{fu}$ respectivos a essas unidades de processo foram maiores ou iguais ao valor da variável de corte Z_D, previamente estiplado em 0,05. Vale no entanto observar quanto as outras unidades (UP5, UP11, UP15 e UP36), que seus resultados fazem surgir a suspeita de que caso fosse melhorada a acuracidade dos dados usados nessa primeira estimativa,

reduzindo suas incertezas, tais unidades de processo poderiam ser incluídas ou não no sistema de fronteiras. A decisão da execução de um aprofundamento no estudo depende dos objetivos traçados e da disponibilidade de recursos para a melhoria na acuracidade dos dados.

Etapa 9: Avaliação dos resultados

Nesta etapa, avaliou-se os resultados quanto ao atendimento aos objetivos traçados no início da elaboração desse exemplo. Concluiu-se que os resultados obtidos demonstraram satisfatoriamente o processo de aplicação do método de seleção de fronteiras e decidiu-se finalizar o estudo. Caso os resultados não tivessem atendido aos objetivos traçados seria dado continuidade ao processo com a análise de redução das incertezas que compõem a próxima etapa. Por exemplo, esforços seriam empregados na coleta de dados mais específicos, ou seja, altura efetiva de emissão, distância entre fonte de emissão e receptor, população afetada e assim por diante.

Os dados da contribuição para a variância dos resultados, expressos na forma de gráficos como o apresentado na FIGURA 15, permitem a identificação de algumas das melhores alternativas de redução das incertezas. Pelos resultados obtidos nesse exemplo, os valores da concentração efetiva consistem numa das principais fontes de incertezas. Dado ser mais fácil obter melhores dados do fluxo de emissão do que, por exemplo, dos valores econômicos dos dados ou das funções dose-resposta, esse é uma conclusão importante para o processo de redução de incertezas. Contudo, ainda que a redução das incertezas pareça simples deve-se considerar o tempo e recursos então dsiponíveis e aí decidir se deve-se reduzir as incertezas ou se deve-se reformular os objetivos do estudo.

Considerações finais

Este Capítulo apresentou um novo processo de seleção de fronteiras para estudos de ACV. Tal processo é aplicável a sistemas que emitem poluentes tóxicos de

chaminés e envolve a estimativa dos custos de externalidades devido à emissão desses poluentes, relativo a unidade funcional. Daí poder ser chamado de Análise de Custo de Ciclo de vida (ACCV). A demonstração teve por objetivo esclarecer o procedimento de aplicação das etapas do processo de seleção de fronteiras. Para isso utilizou-se um sistema fictício de produção de celulose. Apesar dos dados do inventário não serem reais, procurou-se obter valores próximos da realidade.

Uma vez que se trata de uma ferramenta para tomada de decisões, o processo de SF deve incluir as incertezas na apresentação de seus dados finais. Dessa forma, tempo e outros recursos tais como capital de projeto poderão ser melhor direcionados, caso seja necessário a coleta de dados mais acurados daqueles fatores que mais contribuem para a variância dos resultados .

Devido a escassez de dados científicos acerca de estimativa de impactos ao ecossistema bem como valoração econômica, os custos de danos ao ecossistema não são estimados na elaboração do método de análise. Contudo, no decorrer do desenvolvimento de estudos nessa área, esse parâmetro pode ser facilmente incorporado ao modelo desenvolvido nesse trabalho.

CAPÍTULO 6 – Conclusões

Esse capítulo resume as conclusões desenvolvidas ao longo da elaboração dessa tese. A principal contribuição desse trabalho consiste no desenvolvimento de um processo de seleção de fronteiras que envolve sistemas que emitem poluentes toxicos de chaminés. Isso vem complementar a lacuna até então existente em processos de Seleção de Fronteiras para estudos de ACV, ao propor um método que identifica as unidades de processo que não envolvem grandes quantidades de matéria-prima e energia e, no entanto, geram significativas quantidades de poluentes tóxicos. Outras importantes concluões desse trabalho são:

- O seguinte modelo aplica-se à estimativa da concentração de poluentes na atmosfera:

$$C_{ef} = \frac{\left\{\frac{Q}{U}\left[\left(\frac{1}{(A^D_{\text{Elipse}} - A^D_{\text{inf}} - A^D_{\text{sup}})} 2R^D_y \sqrt{1-\frac{H^2}{R^{D2}_z}}\right) + \left(\frac{1}{(A^N_{\text{Elipse}} - A^N_{\text{inf}} - A^N_{\text{sup}})} 2R^N_y \sqrt{1-\frac{H^2}{R^{N2}_z}}\right)\right]\right\}\Delta x/2}{2\pi x \Delta x}$$

Para quando o receptor encontra-se próximo da fonte de emissão. E

$$C_{ef} = \frac{\left\{\frac{Q}{U}\left[\left(\frac{1}{(A^D_{\text{Elipse}} - A^D_{\text{inf}} - A^D_{\text{sup}})} 2R^D_y\right) + \left(\frac{1}{(A^N_{\text{Elipse}} - A^N_{\text{inf}} - A^N_{\text{sup}})} 2R^N_y\right)\right]\right\}\Delta x/2}{2\pi x \Delta x}$$

para quando o receptor encontra-se distante da fonte de emissão.

Esse modelo pode ser usado satisfatoriamente para estudos de ACCV pois requer poucos dados de entrada e fornece média da concentração efetiva sobre longo periodos de tempo.

- Quando o receptor se encontra relativamente próximo da fonte de emissão, a altura da chaminé pode ser importante para os resultados de C_{ef}. Contudo, quando a distancia x é grande (na ordem de 10km em diante, por exemplo) a interferência dos dados da altura da chaminé e da altura do levantamento da pluma nos resultados da concentração, significativamente diminui. Isso porque para x grande a pluma encontra-se em mistura completa. Dois fatores decorrem dessa conclusão. O primeiro deles é que em mistura completa $C_{ef} = C_c$ e portanto o pesuisador pode utilizar somente a equação (30). O segundo fator é que uma vez que em longas distâncias os resultados da concentração são menos afetados pelos valores de H, existe uma maior flexibilidade para o uso de valores não exatos. Esse é um fator importante dadas as complicações e dificuldades em obter-se valores exatos de H.

- As simplificações sugeridas visam tornar prático o cálculo de C_{ef} em estudos de ACV ao propor:

  1) o uso de médias sobre longo períodos de tempo de parâmetros tais como velocidade do vento (U_{med}), ao invés de medidas horárias e;

  2) um procedimento que consiste em partir de uma estimativa de C_{ef} grosseira, ou seja, partindo de mistura completa e x muito distante, para uma mais específica, ou seja, estimando valores de H, de modo que cálculo acurado de concentração de poluentes no ambiente são elaboradas somente nas fontes de emissão que contribuem significativamente para o impacto geral analisado.

- O grau de incertezas introduzidas nos resultados de C_{ef} irão variar de estudo para estudo pois dependem da qualidade dos dados coletados para os seus parâmetros.

- O mais importante é que tais incertezas devem ser consideradas nos resultados finais e as melhores oportunidades de redução das incertezas devem ser identificadas, caso seja necessario reduzí-las.

- O modelo de C_{ef} não se aplica a compostos que envolvem reações químicas. Como decorrer do aprimoramento do modelo, futuramente tal restrição deverá ser eliminadada.

- As externalidades de sistema que emitem poluentes tóxicos de chaminés são calculadas através do seguinte modelo: $D = C_{ef} \times DR \times SI \times E$. Tal modelo relaciona a concentração efetiva do poluente ao nível do solo C_{ef}, a função dose-resposta *DR*, o sujeito do impacto *SI* (área ou a população em risco) e os custos monetários dos danos *E*.

- As incertezas de cada um dos parâmetros do modelo de cálculo de externalidades são acumuladas somando-se suas distribuições aos valores de *D*. Assim como para o modelo da concentração efetiva, a análise de incertezas e de sensibilidade é de fundamental importância pois permite a avaliação dos resultados finais bem como a identificação dos parâmetros que mais contribuem para a variância total. A partir das análises das incertezas, o pesquisador pode decidir se a qualidade dos resultados é satisfatória ou se dados mais acurados devem ser coletados e quais são estes dados. Isso facilita a eficiência do emprego de recursos tais como tempo e dinheiro, quando do desenvolvimento de avaliação de desempenho ambiental de uma atividade.

- A aplicação do processo de seleção de fronteiras foi demonstrada a partir de um exemplo de um sistema simplificado que inclui uma indústria de celulose e seus fornecedores. Embora os dados fossem fictícios as etapas do processo de seleção de fronteiras foram demonstradas com clareza suficiente para que outros pesquisadores possam aplicar o processo em estudos que envolvem emissão de poluentes tóxicos.

- Durante a elaboração do exemplo demonstrativo foi possivel aboservar o grau de dificuldades na obtenção de dados para estudos de ACV. Ao contactar-se as

indústrias durante a elaboração do inventário de emissões, muitas se recusaram a dar informações e outras não puderam informar pois não possuiam um programa de controle das emissões geradas. Isso demonstra o longo caminho a ser percorrido no sentido de conscientizar e tornar economicamente viável melhores práticas ambientais em indústrias e serviços.

- A coleta de dados das funções resposta também mostrou a imensa lacuna que existe quanto à necessidade de estudos de função dano para sintomas agudos e para poluentes tóxicos. O mesmo se aplica às estimativas de custo.

- No caso do Brasil, a escassez de estudos nessa area é ainda maior. É extrema a dificuldade de se conduzir estudos de externalidades ambientais no nosso país dada a pouquissima quantidade de material disponível. O uso de dados coletados em países desenvolvidos em países como o Brasil é inviável dada as diferenças econômicas, sociais e culturais.

Dentre as recomendações para futuros trabalhos inclui-se à aprimoração do modelo e sua aplicação usando dados reais, ou seja, sem que os dados do inventário sejam fictícios. Somente nesse aspecto, dezenas de trabalhos podem ser elaborados. Ressalta-se ainda a necessidade de trabalhos relativos a adequação do modelo para o cálculo de concentração efetiva de poluentes secundários, ou seja, quando há reação química, bem como a consideração da deposição de partículas no solo e terrenos elevados. Sugere-se também o estudo da adequação do modelo à emissão de vapores pesados geralmente característicos de substâncias químicas armazenadas em tanques. Tais vapores tedem a formar uma nuvem densa no solo ao invés de se dispersar na atmosfera o que provoca uma significativa diferença na exposição local e na dependênica da concentração do poluente com a velocidade do vento.

Referências bibliográficas

AIR QUALITY VALUATION MODEL VERSION 3.0 (AQVM 3.0). REPORT 2: METHODOLOGY. Final Report. Preparado por Environment Canada, Health Canada. September 3, 1999.

BANZHAF, H. S.; DESVOUSGES, W. H.; JOHNSON, F. R. (1996). Assessing the externalities of electricity generation in the Midwest. *Resource and Energy Economics*, v. 18, p. 395-421.

BERNOW, S; MARRON, D. (1990). Valuation of environmental externalities for energy planning and operations. Tellus Institute, Boston, MA.

BOUSTEAD , I. (1995). Life-cycle assessment: an overview. *Energy Word*, n. 230, p. 76-82, Jul-Aug.

CHESTNUT, L. G. (1988). Heart Disease Patients' Averting Behavior, Costs of Illness, and Willingness to Pay to Avoid Angina Episodes. Final Report to the office of policy analysis, U. S. Environmental Agency, Washington, D. C. EPA 230-10-88-042. 124p.

COSTANZA, R. et al. (1997). The value of the word's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, 15 May.

CROPPER, M. L.; FREEMAN III, A. M. (1990). Valuing environmental health effects. Discussion paper QE90-14. *Quality of the Environmental Division Resources for the Future* (Ed.), Washington, D.C., March 1990.

DECISIONEERING, Crystal Ball™ (2000). Professional Edition for Windows. Denver, Co: Decisioneering.

DOCKERY, D. W. et al. (1992). Air pollution and daily mortality: Associations with particulates and acid aerosols. *Environmental Research,* p. 362-373.

ESPINOSA, O. J; et al. (1997). A software tool for economic input-output life cycle assessment. Concurrent Product Design and Environmentally Conscious Manufacturing. ASME. DE-Vol. 94/MED-Vol. 5, p. 215-223.

FAVA, J. A.; PAGE, A. (1992). Application of product life-cycle assessment to product stewardship and pollution prevention programs. *Water Science and Technology*, v 26, n 1-2,p. 89-97.

FREEEMAN III, A. M. (1996). Estimating the environmental costs of electricity: an overview and review of the issues. *Resource and Energy Economics*, v. 18, p. 347-326.

FREEMAN, A. et al. (1994). Economic issues in the application of externalities to electricity resource selection. In: Niemeyer, V. (Ed.) Technical Review of Externalities Issues. Electric Power Institute, Palo Alto, CA.

GIFFORD, F. A. Jr. (1961). Use of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion. *Nucl. Saf.*, v. 2, n. 4, p. 47-57.

GIFFORD, F. A. Jr. (1968). An outline of theories of diffusion in the lower layers of the atmosphere. *Meteorology and Atomic Energy* – 1968, p. 66-116, SLADE, D. H. (Ed.), USAEC Report TID-24190, U.S. Atomic Energy Commission, NTIS.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R. (1993). A proposal for the classification of toxic substances within the framework of life cycle assessment of products. *Chemosphere*, v. 20, n. 10, p. 1925-1944.

HANNA, R. S.; BRIGGS, G. A.; HOSKER Jr. R. P. (1982). *Handbook on atmospheric diffusion*. Preparado para Office of Health and Environmental research. Office of Energy Research. U.S. Department of Energy.

HAUGEN, D. A. (1975). *Lectures on air pollution and environmental analysis*. American Meteorological Society, Boston, Massachusetts.

HEINSOHN, R. J.; KABEL, R. L. (1999). Sources and control of air pollution. Prentice-Hall, Inc. New Jersey , NY.

HENDRICKSON, C. T. et al (1997). Comparing two life cycle assessment approaches: a process model vs. economic input-output-based assessment. In: 1997 IEEE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ELETRONICS AND THE ENVIRONMENT, ISEE-1997. *Proceedings*. May 5-8, 1997, San Francisco, USA. p. 176-181.

HERTWICH, E. G.; MATELES, F. S.; McKOME, T. E.; PEASE, W. S. (2001). Human toxicity potentials for life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 20, n. 4, p. 928-939.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. (2000). Priority assessment of toxic substances in Life Cycle Assessment. Part 1: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*, v. 41, p. 541-573.

HUNT, R. G. (1995). LCA considerations of solid waste management alternatives for paper and plastics. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 14, n. 3-4, p. 225-231, Sept.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO 14040. Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and framework. First edition,1997.

ISC3 - INDUSTRIAL SOURCE COMPLEX (ISC3) DISPERSION MODELS. (1995). US Environmental Protection Agency. EAP – 454/B-95-003a.

JOSKOW, P. (1992). Weighting environmental externalities: let's do it right. *Electricity Journal*, n 5, p. 53-67.

KRUPNICK, A. J.; BURTRAW, D. (1996). The social costs of electricity. Do the numbers add up?. *Resource and Energy Economics*, v. 18, p. 423-466.

KRUPNICK, A. J; CROPPER, M. L. (1989). Valuing chronic morbidity damages: medical costs, labor market effects and individual valuations (final report). Preparado para U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy Analysis.

LARSEN, R. I (1971). *A mathematical model for relating air quality measurements to air quality standards.* U. S. EPA Office of Air Programs, Research Triangle Park, North Carolina.

LAVE, L. B.; SESKIN, E. P. (1977). *Air pollution and human health.* John Hopkins University Press for Resources for the Future. Baltimore and London.

LOEHMAN, E. T. et al. (1979). Distributional analysis of Regional benefits and cost of air quality control. *Journal of Environmental Economics and Management*, 6, p. 222-243.

MATTHEUS, H. S.; LAVE, L. B. (2000). Applications of environmental valuation for determining externality costs. *Environmental Science Technology*, v. 34, p. 1390-95.

McKONE, T. E. (1993). CalTOX, A Multimedia Total Expodure Model For Hazardous – Wastes Sites. http://www.cwo.com/~herd1/caltox.htm (20 Sep)

MOREIRA, M. S. T. E. (1999). *Custos da poluição atmosférica no município de São Paulo: uma avaliação pela morbidade.* Sao Paulo. 122p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade. Universidade de São Paulo.

NATIONAL POLLUTANT RELEASE INVENTORY - NPRI. Environment Canada. http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/npri_home_e.cfm (4 Jul)

PASQUILL, F. (1961). The estimation of the dispersion of windborne material. *Meteorology Mag*, v. 90, p 33-49.

PASQUILL, F.; SMITH, F. B. (1983). Atmospheric diffusion. 3.ed., Halsted Press, p. 338.

PIMENTEL, D. et al. (1996). Economic and environmental benefets of biodiversity. The annual economic and environmental benefits of biodiversity in the United States total approximately $300 billion. *BioScience*, v. 47, n. 11.

POPE III, C. A. et al. (1992). Daily mortality and PM_{10} pollution in Utah Valley. *Archives of Environmental Health*, v. 47, n. 3, p. 211-217.

RAYNOLDS, M. (1999). Advancing life-cycle assessment techniques. Doutorado. University of Alberta, Department of Mechanical Engineering, Edmonton, Alberta.

ROELEVELD, P. J. et al (1997). Sustainability of municipal wastewater treatment. Water *Science and Technology,* v. 35, n. 10, p 221-228.

ROWE, D. R. et al. (1995). The New York electricity externality study. Vol 1: *Introduction and methods*. Dec, 1995.

ROWE, D. R.; LANG, C. M.; CHESTNUT, L. G. (1996). Critical factors in computing externalities for electricity resources. *Resource and Energy Economics*, v. 18, p. 363-394.

ROWE, D. R.; CHESTNUT, L. G. (1986). Oxidants and asthmatics in Los Angeles: a benefit analysis-executive summary. EPA-230-09-86-018. Preparado por Energy and Resources Consultants, Inc. para U.S. EPA, Office of Policy Analysis, Washington, DC.

ROWE, D. R.; NEITHERCUT, T. N. 91987). Economic Assessment of the Impacts of Cataracts. Prepared for U.S Environmental protection Agency, Benefits Branch-OPPE by Energy and resources Consultants, Inc., Boulder, Colorado.

SCHLEISNER, L. (2000). Comparison of methodologies for externality assessment. *Energy Policy*, v. 28, p. 1127-116.

SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D. W. (1992). Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations. *American Review of Respiratory Disease*, v. 145, p. 600-604.

SCHWARTZ, J. (1993). Air pollution and daily mortality in Birmingham, Alabama. *American Journal of Epidemiology*, v. 137, p. 1136-1147.

STERN, A. C. ed. (1976). Air pollutants, their transformation and transport. In: *Air Pollution*. Volume I:. Academic Press, New York.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY – SETAC (1993). *Guidelines for life cycle assessment: "A code of practice"*. SETAC.

SUTTON, O. G. (1932). A theory of eddy diffusion in the atmosphere, Proc. R. Society (London), Serie A, p. 135-143.

THAYER, M. A.; SEBOLD, D. F.; THISTLE, Jr. H. W. (1992). *Valuing air quality impacts of energy resources*. State of California Energy Resources Conservation and Development Commission. Preparado para The February 14, 1992, ER' 92 Hearings on Valuing Air Quality Impacts of Energy Resources.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY –EPA. (1993a). The Use of Life Cycle Assessment In Environmental Labeling. Environmental Protection Agency (1993). EPA/742-R-93-003. Sep.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. (1982). Review Of The National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter: Assessment Of Scientific And Technical Information. Preparado pelo Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina. EPA – 450/5-82-001.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. (1995). Risk. In: *Cleaner Technologies Substitutes Assessment. A methodology and Resource Guide.* EPA744-R-95-002. Cap. 6, p. 6-1 – 6-51.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. (1993b). Integrated Risk Information System (IRIS). *Reference Dose (RfD): Description and use in health risk assessments.* http://www.epa.gov/iris/rfd.htm. (5 Dec).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. (1994). Chemical Summary for Toluene. Preparado por Office of Pollution Prevention and Toxics. August.

WILSON, D. (2001). Comunicação pessoal.

WILSON, D. (1994). *Predicting Pollutant concentrations in the atmosphere*. Notas de aula. Mechanical Engineering Department. University of Alberta.

YATES, A. J. (1997). *LCA, Clean-up technologies and abatement of gaseous pollutant emissions from chemical processing plant.* Tese (Doutorado). Surrey University, 1997.

Apêndice 1 – Processo usado para determinção dos parâmetros da distribuição Beta

Processo usado para determinção dos parâmetros da distribuição Beta .

1) Considere os segintes dados de DR e $E e respectivas probabilidades

Categoria de impacto	**Código**	**Função Dose-resposta (DR)[a]**	**Valor Econômico ($E)[a,b]**
Fatores anuais de risco de mortalidade dada a mudança de 1μg/m^3 na concentração média anual de MP_{10}	1	4,40E-06 (22%)	2,40E+06 (33%)
		1,21E-05 (67%)	4,10E+06 (50%)
		2,82E-05 (11%)	8,20E+06 (17%)

[a] Os três valores apresentados representam respectivamente valor inferior, central e superior da estimativa

[b] Em dólares Canadenses (1996)

Fonte: AQVM (1999) - Adaptado

2) Calcule as seguintes estatísticas a partir dos dados da tabela anterior

Estatística	Fórmula	Estimativas	
		DR	$E
Média (μi)	$\sum x_i P(x_i)$	1,22E-05	4,24E+06
Variância	$\sum (x_i - \mu)^2 P(x_i)$	4,15E-11	3,79E+12
Desvio Padrão	Raiz quadrada (Variância)	6,45E-06	1,95E+06
3º momento	$\sum (x_i - \mu)^3 P(x_i)$	3,49E-16	8,55E+18

3) Faça α+β = 10 e use as seguites equações

	Fórmula	DR	$E
Skewness	$\frac{2(\beta-\alpha)}{(\alpha+\beta+2)}\sqrt{\frac{\alpha+\beta+1}{\alpha\beta}}$	2,24E-21	8,58E18
Fator Skewness	3º momento /DP^3	1,30	1,16

4) Então α e β são determinados:

	DR	$E
α	4,03	4,12
β	5,97	5,88

Apêndice 2 – Resultados das simulações dos valores de C_{ef} em $\mu g/m^3$

Apêndice 2 – Resultados das simulações dos valores de Cef em µg/m3

TABELA 1 – Resultados das simulações dos valores de Cef em µg/m3

(Substâncias em negrito significam que foram selecionadas para estimativa de externalidades)

UP1 - Indústria de celulose

x (km) =	15	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
67-56-1	Metanol	3.76E-03	2.35E-01	8.83E-04	4.90E-03	2.60E-03	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 16	Amonia (Total)	1.86E-03	9.87E+00	1.84E-02	1.02E-01	5.41E-02	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	6.47E-04	5.01E-02	3.24E-05	1.74E-04	8.91E-05	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
75-07-0	Acetaldeido	2.55E-04	3.86E+00	9.86E-04	5.24E-03	2.67E-03	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
10049-04-4	Dióxido de cloro	1.73E-04	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
7647-01-0	Ácido hidroclórico	2.23E-05	3.16E+01	7.04E-04	3.86E-03	2.06E-03	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
7782-50-5	Cloro	1.50E-05	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
	MP10	**2.34E-02**	-	-	**4.88E-01**	**8.92E-01**	**P**	-	-	-	-	-

UP2 Produção de gás natural

x (km) =	20	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
110-54-3	n-Hexano	1.02E-06	5.99E-01	6.10E-07	3.32E-06	1.71E-06	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	1.69E-07	5.01E-02	8.49E-09	mp	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
75-15-0	Disulfeto de carbono	1.30E-07	4.63E+00	6.03E-07	mp	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
1330-20-7	Xileno	5.29E-08	2.31E-01	1.22E-08	mp	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
67-56-1	Metanol	4.70E-08	2.35E-01	1.10E-08	mp	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-82-7	Ciclohexano	4.58E-08	2.83E-02	1.30E-09	mp	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	4.42E-08	1.32E+00	5.82E-08	mp	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
71-43-2	Benzeno	2.25E-08	1.64E+01	3.68E-07	-	-	-	8.49E-01	1.91E-08	mp	-	S/emp
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	1.66E-08	3.47E+00	5.76E-08	mp	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
100-41-4	Etilbenzeno	5.53E-09	3.28E-01	1.81E-09	mp	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

mp = valor muito pequeno; S/emp = Significativo quanto a toxicidade mas externalidade de valor muito pequeno

CAMPUS DE S. CARLOS Biblioteca EESC-USP

UP3 Produção de eletricidade para a indústria de celulose

A indústria de celulose gera praticamente toda a energia que necessita, portanto essa etapa sera eliminada

UP4 Produção e transporte de madeira

UP5 Refinação de diesel usado na produção e transporte de madeira

x (km) =	20	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	2.51E-03	3.47E+00	8.70E-03	4.18E-02	2.32E-02	N	-	-	-	-	-
194-59-2	7H-Dibenzo(c,g)carbazol	3.36E-07	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
71-43-2	**Benzeno**	**5.88E-03**	**1.64E+01**	**9.62E-02**	**mp**	**-**	**N**	**8.49E-01**	**4.99E-03**	**8.67E-02**	**1.55E-01**	**S**
56-55-3	Benzo(a)antraceno	5.07E-06	-	-	-	-	-	1.21E+01	6.13E-05	mp	-	S/emp
218-01-9	Benzo(a)fenantreno	6.52E-07	-	-	-	-	-	1.73E+00	1.13E-06	mp	-	S/emp
50-32-8	**Benzo(a)pireno**	**1.79E-06**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**1.38E+03**	**2.46E-03**	**4.75E-02**	**1.04E-01**	**S**
205-99-2	Benzo(b)fluoranteno	1.49E-06	-	-	-	-	-	5.46E+01	8.12E-05	mp	-	S/emp
192-97-2	Benzo(e)pireno*	3.33E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
191-24-2	Benzo(g,h,i)perileno	3.76E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
205-82-3	Benzo(j)fluoranteno	1.34E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
207-08-9	Benzo(k)fluoranteno	1.23E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
110-82-7	Ciclohexano	3.62E-03	2.83E-02	1.03E-04	4.91E-04	2.56E-04	N	-	-	-	-	-
224-42-0	Dibenz(a,j)acridina*	1.05E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
53-70-3	Dibenzo(a,h)antraceno*	1.75E-07	-	-	-	-	-	5.71E+01	9.98E-06	mp	-	S/emp
189-55-9	Dibenzo(a,i)pireno*	1.70E-07	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
111-42-2	Dietanolamina (e seus sais)	6.86E-04	2.00E+02	1.37E-01	6.45E-01	3.50E-01	N	-	-	-	-	-
100-41-4	Etilbenzeno	1.83E-03	3.28E-01	5.98E-04	2.91E-03	1.64E-03	N	-	-	-	-	-
74-85-1	Etileno	1.02E-02	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
107-21-1	Etileno glicol	4.83E-03	2.42E-01	1.17E-03	5.68E-03	3.06E-03	N	-	-	-	-	-
206-44-0	fluoranteno	5.04E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
7647-01-0	Ácido hidroclórico	4.60E-03	3.16E+01	1.45E-01	6.91E-01	3.78E-01	N	-	-	-	-	-
7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	4.06E-03	5.01E-02	2.03E-04	1.00E-03	5.42E-04	N	-	-	-	-	-
193-39-5	Indeno(1,2,3-CD)pireno*	2.28E-06	1.08E+02	2.46E-04	1.21E-03	6.18E-04	N	-	-	-	-	-
NA - 10	Mercúrio	6.45E-07	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
67-56-1	Metanol	2.02E-05	2.35E-01	4.74E-06	2.35E-05	1.25E-05	N	-	-	-	-	-
78-93-3	Metil etil Quetona	3.52E-02	1.13E-01	3.97E-03	1.92E-02	9.90E-03	N	-	-	-	-	-

UP5 Refinação de diesel usado na produção e transporte de madeira (Continuação)

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
108-10-1	Metil isobutil quetona	3.46E-02	7.23E-01	2.50E-02	1.20E-01	6.30E-02	N	-	-	-	-	-
110-54-3	n-Hexano	1.34E-02	5.99E-01	8.05E-03	3.84E-02	2.01E-02	N	-	-	-	-	-
91-20-3	Naftaleno	5.27E-04	1.26E+01	6.63E-03	3.33E-02	1.84E-02	N	-	-	-	-	-
NA - 11	**Niquel (e seus compostos)**	**6.72E-05**	**8.15E+03**	**5.48E-01**	**2.67E+00**	**1.47E+00**	**N**	**3.07E+00**	**2.06E-04**	**3.50E-03**	**7.20E-03**	**S**
198-55-0	Perileno	1.26E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
85-01-8	Fenantreno	2.73E-04	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
115-07-1	Propileno	1.12E-02	6.98E-03	7.81E-05	3.90E-04	2.08E-04	N	-	-	-	-	-
129-00-0	Pireno	3.43E-05	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
108-88-3	Tolueno	1.25E-02	1.32E+00	1.65E-02	8.00E-02	4.34E-02	N	-	-	-	-	-
7440-62-2	Vanadio	2.69E-05	2.96E+03	7.97E-02	3.89E-01	2.10E-01	N	-	-	-	-	-
1330-20-7	Xileno	9.42E-03	2.31E-01	2.17E-03	1.04E-02	5.60E-03	N	-	-	-	-	-

UP6 Extração de óleo cru para produção de diesel usado produção e transporte de madeira

x (km) =	32	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	Ud (m/s) =	5
$H_{m,N}$ (m)	50	Un (m/s) =	3

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
110-54-3	n-Hexano	3.76E-08	5.99E-01	2.25E-08	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	1.82E-08	5.01E-02	9.10E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
1330-20-7	Xileno	9.36E-09	2.31E-01	2.16E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-82-7	Ciclohexano	8.27E-09	2.83E-02	2.34E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	6.62E-09	1.32E+00	8.71E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
71-43-2	Benzeno	4.97E-09	1.64E+01	8.14E-08	mp	-	N	8.49E-01	4.22E-09	mp	-	S/emp
107-21-1	Etileno glicol	1.37E-09	2.42E-01	3.32E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
67-56-1	Metanol	1.30E-09	2.35E-01	3.06E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

UP7 Transporte fertilizantes

UP8 Refinação de diesel usado no transporte de fertilizantes

x (km) =	15	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	2.31E-10	5.01E-02	1.16E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
78-93-3	Metil etil Quetona	1.11E-09	1.13E-01	1.25E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
108-10-1	Metil isobutil quetona	1.09E-09	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
108-88-3	Tolueno	5.47E-10	1.32E+00	7.20E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
74-85-1	Etileno	6.11E-10	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
1330-20-7	Xileno	4.15E-10	2.31E-01	9.58E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
71-43-2	Benzeno	1.93E-10	1.64E+01	3.15E-09	mp	-	N	8.49E-01	1.63E-10	mp	-	S/emp
115-07-1	Propileno	3.66E-10	6.98E-03	2.56E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
110-54-3	n-Hexano	3.06E-10	5.99E-01	1.83E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
7647-01-0	Ácido hidroclórico	1.44E-10	3.83E-01	5.53E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
107-21-1	Etileno glicol	4.05E-11	2.42E-01	9.80E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	1.11E-10	3.47E+00	3.85E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
110-82-7	Ciclohexano	1.17E-10	2.83E-02	3.30E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
100-41-4	Etilbenzeno	9.25E-11	3.28E-01	3.03E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
91-20-3	Naftaleno	3.23E-11	1.26E+01	4.07E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
1319-77-3	Cresol (seus isômeros e sais)	2.03E-11	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
98-82-8	Cumeno	1.58E-11	3.08E-01	4.88E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	1.90E-12	7.84E+03	1.49E-08	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
85-01-8	Fenantreno	8.59E-12	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
129-00-0	pireno*	2.92E-12	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
218-01-9	Benzo(a)fenantreno	9.35E-13	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	1.73E+00	1.62E-12	mp	-	S/emp
50-32-8	Benzo(a)pireno	1.46E-13	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	1.38E+03	2.01E-10	mp	-	S/emp
56-55-3	Benzo(a)antraceno	3.02E-13	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	1.21E+01	3.65E-12	mp	-	S/emp
206-44-0	fluoranteno	4.41E-13	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
205-99-2	Benzo(b)fluoranteno	1.27E-13	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	5.46E+01	6.91E-12	mp	-	S/emp
205-82-3	Benzo(j)fluoranteno	1.17E-13	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
207-08-9	Benzo(k)fluoranteno	9.44E-14	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
67-56-1	Metanol	6.33E-13	2.35E-01	1.49E-13	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N

UP8 Refinação de diesel usado no transporte de fertilizantes (Continuação)

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
192-97-2	Benzo(c)pireno*	2.33E-13	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
191-24-2	Benzo(g,h,i)perileno	2.24E-13	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
193-39-5	Indeno(1,2,3-CD)pireno*	1.34E-13	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	6.96E+01	9.31E-12	mp	-	S/emp
198-55-0	Perileno	9.75E-14	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
NA - 10	Mercúrio	6.84E-14	6.02E+07	4.12E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
224-42-0	Dibenz(a,j)acridina*	4.56E-14	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
53-70-3	Dibenzo(a,h)antraceno*	3.80E-15	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	5.71E+01	2.17E-13	mp	-	S/emp
189-55-9	Dibenzo(a,i)pireno*	3.80E-14	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd

UP9 Extração de óleo cru para produção de diesel usado no transporte de fertilizantes

x (km) =	20	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	Ud (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	Un (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
1330-20-7	Xileno	3.79E-10	2.31E-01	8.73E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-54-3	n-Hexano	2.99E-10	5.99E-01	1.79E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	2.11E-10	3.47E+00	7.33E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
107-21-1	Etileno glicol	7.21E-11	2.42E-01	1.74E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	1.52E-10	1.32E+00	2.00E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-82-7	Ciclohexano	1.34E-10	2.83E-02	3.79E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
71-43-2	Benzeno	4.12E-11	1.64E+01	6.74E-10	mp	-	N	8.49E-01	3.50E-11	mp	-	N
67-56-1	Metanol	1.29E-11	2.35E-01	3.03E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

UP10 Produção de fertilizantes

x (km) =	15	Umed (m/s) = 3	
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) = 3,5	
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) = 2,5	

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
NA - 16	Amonia (Total)	3.45E-04	9.87E+00	3.41E-03	mp	-	N	-	-	-	-	-
67-56-1	Metanol	4.96E-05	2.35E-01	1.17E-05	mp	-	N	-	-	-	-	-
7664-39-3	Fluoreto de hidrogênio	3.39E-06	9.38E+00	3.18E-05	mp	-	N	-	-	-	-	-
7664-93-9	Ácido sulfúrico	-			-	-	-	-	-	-	-	-
111-42-2	Dietanolamina (e seus sais)	2.83E-06	2.00E+02	5.67E-04	mp	-	N	-	-	-	-	-

UP11 Produção de eletricidade para a indústria de fertilizantes

x (km) =	20	Umed (m/s) = 3	
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) = 3,5	
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) = 2,5	

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7664-39-3	Fluoreto de hidrogênio	1.81E-03	9.38E+00	1.69E-02	3.13E-01	1.61E-01	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	2.61E-06	7.84E+03	2.05E-02	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
7647-01-0	Ácido hidroclórico	3.08E-04	3.16E+01	9.72E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 14	Zinco (e seus compostos)	5.23E-07	4.92E+02	2.57E-04	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 04	**Cromo (e seus compostos)**	**3.92E-07**	**6.28E+03**	**2.46E-03**	**mp**	**-**	**N**	**1.42E+02**	**6.56E-05**	**1.11E-03**	**2.41E-03**	**S**
7664-93-9	Ácido sulfúrico	1.94E-04	nd	nd	mp	-	N	nd	nd	-	nd	nd
NA - 08	**Chumbo (e seus compostos)**	**3.92E-07**	**1.48E+06**	**5.81E-01**	**mp**	**-**	**N**	**3.01E+01**	**1.39E-05**	**2.31E-04**	**5.06E-04**	**S**
NA - 11	Níquel (e seus compostos)	2.61E-07	8.15E+03	2.13E-03	mp	-	N	3.07E+00	9.44E-07	mp	-	S/emp
NA - 06	Cobre (e seus compostos)	2.61E-07	2.74E+04	7.17E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 10	Mercúrio (e seus compostos)	1.33E-06	6.02E+07	8.01E+01	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
118-74-1	**Hexaclorobenzeno**	**2.63E-08**	**6.03E+04**	**1.58E-03**	**mp**	**-**	**N**	**2.69E+03**	**8.33E-05**	**1.47E-03**	**2.73E-03**	**S**
NA - D/F	Dioxinas e furanos	3.79E-12	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
	MP10	**7.16E-07**	**0.00E+00**	**7.16E-07**	**1.29E-05**	**2.58E-05**	**P**	**-**	**-**	**-**	**-**	**N**

UP13 Refinação de diesel usado no transporte de NaOH

x (km) =	25	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	2.31E-09	5.01E-02	1.16E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
78-93-3	Metil etil Quetona	1.11E-08	1.13E-01	1.25E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
108-10-1	Metil isobutil quetona	1.09E-08	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
108-88-3	Tolueno	5.48E-09	1.32E+00	7.20E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
74-85-1	Etileno	6.11E-09	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
1330-20-7	Xileno	4.16E-09	2.31E-01	9.58E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
71-43-2	Benzeno	1.93E-09	1.64E+01	3.15E-08	mp	-	N	8.49E-01	1.64E-09	mp	-	S/emp
115-07-1	Propileno	3.66E-09	6.98E-03	2.56E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
110-54-3	n-Hexano	3.06E-09	5.99E-01	1.83E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
7647-01-0	Ácido hidroclórico	1.44E-09	3.83E-01	5.53E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
107-21-1	Etileno glicol	4.06E-10	2.42E-01	9.80E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	1.11E-09	3.47E+00	3.85E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
110-82-7	Ciclohexano	1.17E-09	2.83E-02	3.30E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
100-41-4	Etilbenzeno	9.25E-10	3.28E-01	3.03E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
91-20-3	Naftaleno	3.23E-10	1.26E+01	4.07E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
1319-77-3	Cresol (seus isômeros e sais)	2.03E-10	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
98-82-8	Cumeno	1.58E-10	3.08E-01	4.88E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	1.90E-11	7.84E+03	1.49E-07	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
85-01-8	Fenantreno	8.59E-11	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
129-00-0	Pireno	2.93E-11	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
218-01-9	Benzo(a)fenantreno	9.36E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	1.73E+00	1.62E-11	mp	-	S/emp
50-32-8	Benzo(a)pireno	1.46E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	1.38E+03	2.02E-09	mp	-	S/emp
56-55-3	Benzo(a)antraceno	3.02E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	1.21E+01	3.65E-11	mp	-	S/emp

UP13 Refinação de diesel usado no transporte de NaOH (Continuação)

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
206-44-0	fluoranteno	4.42E-12	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
205-99-2	Benzo(b)fluoranteno	1.27E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	5.46E+01	6.92E-11	mp	-	S/emp
205-82-3	Benzo(j)fluoranteno	1.17E-12	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
207-08-9	Benzo(k)fluoranteno	9.44E-13	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
67-56-1	Metanol	6.34E-12	2.35E-01	1.49E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
192-97-2	Benzo(e)pireno	2.33E-12	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
191-24-2	Benzo(g,h,i)perileno	2.24E-12	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
193-39-5	Indeno(1,2,3-CD)pireno	1.34E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	6.96E+01	9.31E-11	mp	-	S/emp
198-55-0	Perileno	9.76E-13	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
NA - 10	Mercúrio	6.84E-13	6.02E+07	4.12E-05	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
224-42-0	Dibenz(a,j)acridina	4.56E-13	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd
53-70-3	Dibenzo(a,h)antraceno	3.80E-14	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N	5.71E+01	2.17E-12	mp	-	S/emp
189-55-9	Dibenzo(a,i)pireno	3.80E-14	nd	nd	-	-	nd	nd	nd	-	-	nd

UP14 Extração de óleo cru para produção de diesel usado no transporte de NaOH

x (km) =	30	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
1330-20-7	Xileno	3.79E-09	2.31E-01	8.74E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-54-3	n-Hexano	2.99E-09	5.99E-01	1.79E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	2.11E-09	3.47E+00	7.34E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
107-21-1	Etileno glicol	7.22E-10	2.42E-01	1.74E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	1.52E-09	1.32E+00	2.00E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-82-7	Ciclohexano	1.34E-09	2.83E-02	3.80E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
71-43-2	Benzeno	4.12E-10	1.64E+01	6.75E-09	mp	-	N	8.49E-01	3.50E-10	mp	-	N
67-56-1	Metanol	1.29E-10	2.35E-01	3.03E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

UP15 Produção de NaOH

x (km) =	20	Umed (m/s) = 3	
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) = 3,5	
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) = 2,5	

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
75-68-3	HCFC-142b	5.00E-04	7.77E+00	3.88E-03	4.29E-02	2.18E-02	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
74-85-1	Etileno	4.43E-04	nd	nd		nd	nd	nd	nd		nd	nd
75-00-3	Cloroetano	1.78E-04	2.01E-01	3.59E-05	3.87E-04	2.01E-04	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
107-06-2	**1,2-Dicloroetano**	**5.76E-05**	**1.87E+01**	**1.08E-03**	**1.18E-02**	**6.68E-03**	**N**	**4.52E+00**	**2.61E-04**	**4.61E-03**	**8.56E-03**	**S**
7647-01-0	Ácido hidroclórico	4.95E-05	3.83E-01	1.89E-05	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
115-07-1	Propileno	4.62E-05	6.98E-03	3.23E-07	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
71-43-2	Benzeno	1.47E-05	1.64E+01	2.40E-04	mp	-	N	8.49E-01	1.24E-05	2.14E-04	4.75E-04	S/emp
75-21-8	**Óxido de etileno**	**1.30E-05**	**1.95E+03**	**2.54E-02**	**mp**	**-**	**N**	**2.62E+01**	**3.40E-04**	**6.24E-03**	**1.29E-02**	**S**
106-99-0	1,3-Butadieno	7.63E-06	1.20E+00	9.15E-06	mp	-	N	4.94E-02	3.77E-07	mp	-	S/emp
75-01-4	Cloreto de vinil	7.23E-06	1.08E+02	7.80E-04	mp	-	N	1.25E+00	9.04E-06	mp	-	S/emp
75-45-6	HCFC-22	5.43E-06	1.39E+01	7.53E-05	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
77-73-6	Diciclopentadieno	5.16E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
67-56-1	Metanol	4.21E-06	2.35E-01	9.89E-07	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-54-3	n-Hexano	2.71E-06	5.99E-01	1.63E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	2.00E-06	1.32E+00	2.63E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
64-18-6	Ácido fórmico	1.87E-06	1.66E-01	3.10E-07	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
75-09-2	Diclorometano	1.76E-06	4.31E+01	7.60E-05	mp	-	N	5.22E-01	9.21E-07	mp	-	S/emp
7782-50-5	Cloro	1.39E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
107-21-1	Etileno glicol	5.09E-07	2.42E-01	1.23E-07	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
100-42-5	Estireno	7.12E-07	3.16E-02	2.25E-08	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

UP15 Produção de NaOH (Continuação)

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
91-20-3	Naftaleno	6.78E-07	1.26E+01	8.54E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
79-34-5	1,1,2,2-TetraCloroetano	6.44E-07	1.02E+01	6.56E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	5.43E-07	5.01E-02	2.72E-08	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
79-00-5	1,1,2-TriCloroetano	5.09E-07	1.96E+01	9.99E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
75-07-0	Acetaldeido	4.75E-07	3.86E+00	1.83E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
67-66-3	Clorofórmio	2.71E-07	7.89E+01	2.14E-05	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
56-23-5	**Tetracloreto de carbono**	**2.37E-07**	**1.36E+04**	**3.23E-03**	**mp**	**-**	**N**	**6.98E+02**	**1.66E-04**	**3.49E-03**	**7.61E-03**	**S**
50-00-0	Formaldeido	2.37E-07	4.71E+00	1.12E-06	mp	-	N	2.56E-03	6.08E-10	mp	-	S/emp
34077-87-7	HCFC-123 e todos os isômeros	1.02E-07	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
79-01-6	Tricloroetileno	6.78E-08	9.69E-01	6.58E-08	mp	-	N	3.48E-02	2.36E-09	mp	-	S/emp
76-01-7	Pentacloroetano	3.39E-08	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
111-42-2	Dietanolamina (e seus sais)	3.39E-08	2.00E+02	6.79E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
127-18-4	Tetracloroetileno	3.39E-08	2.13E+02	7.22E-06	mp	-	N	1.44E+00	4.89E-08	mp	-	S/emp
67-72-1	Hexacloroetano	3.39E-08	1.92E+04	6.51E-04	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
118-74-1	Hexaclorobenzeno	1.10E-09	6.03E+04	6.60E-05	mp	-	N	2.69E+03	2.95E-06	mp	-	S/emp
NA - D/F	Dioxinas e furanos	6.78E-14	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd

UP16 Produção de eletricidade para a indústria de NaOH

x (km) =	25	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3.5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2.5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7664-39-3	Fluoreto de hidrogênio	3.05E-03	9.38E+00	2.86E-02	3.13E-01	1.61E-01	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	4.42E-06	7.84E+03	3.47E-02	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
7647-01-0	Ácido hidroclórico	5.21E-04	3.16E+01	1.64E-02	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 14	Zinco (e seus compostos)	8.85E-07	4.92E+02	4.35E-04	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
NA - 04	**Cromo (e seus compostos)**	**6.63E-07**	**6.28E+03**	**4.17E-03**	**mp**	**-**	**N**	**1.42E+02**	**1.11E-04**	**1.53E-03**	**3.20E-03**	**S**
7664-93-9	Ácido sulfúrico	3.28E-04	nd	nd	mp	-	N	nd	nd		nd	nd
NA - 08	Chumbo (e seus compostos)	6.63E-07	1.48E+06	9.83E-01	mp	-	N	3.01E+01	2.35E-05	mp	-	S/emp
NA - 11	Níquel (e seus compostos)	4.42E-07	8.15E+03	3.61E-03	mp	-	N	3.07E+00	1.60E-06	mp	-	S/emp
NA - 06	Cobre (e seus compostos)	4.42E-07	2.74E+04	1.21E-02	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N

UP16 Produção de eletricidade para a indústria de NaOH (Continuação)

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
NA - 10	Mercúrio (e seus compostos)	2.25E-06	6.02E+07	1.36E+02	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	N
118-74-1	**Hexaclorobenzeno**	**4.45E-08**	**6.03E+04**	**2.68E-03**	**mp**	**-**	**N**	**2.69E+03**	**1.41E-04**	**2.22E-03**	**4.83E-03**	**S**
	MP10	**4.21E-04**	**0.00E+00**	**4.21E-04**	**6.28E-03**	**1.76E-02**	**P**	**0.00E+00**	**0.00E+00**	**-**	**-**	**N**

UP17 Transporte de H2SO4

UP18 Refinação de diesel usado no transporte de H2SO4

x (km) = 20 Umed (m/s) = 3

$H_{m,D}$ (m) 750 UD (m/s) = 3,5

$H_{m,N}$ (m) 50 UN (m/s) = 2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
107-21-1	Etileno glicol	2.49E-11	2.42E-01	6.02E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
'7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	2.33E-10	5.01E-02	1.17E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	6.68E-10	1.32E+00	8.79E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-54-3	n-Hexano	1.26E-09	5.99E-01	7.55E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
71-43-2	Benzeno	3.43E-10	1.64E+01	5.62E-09	mp	-	N	8.49E-01	2.91E-10	mp	-	S/emp
1330-20-7	Xileno	4.58E-10	2.31E-01	1.06E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
115-07-1	Propileno	7.10E-10	6.98E-03	4.95E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-82-7	Ciclohexano	4.93E-10	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
100-41-4	Etilbenzeno	1.06E-10	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	1.57E-10	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
74-85-1	Etileno	5.87E-11	2.42E-01	1.42E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
111-42-2	Dietanolamina (e seus sais)	4.54E-11	2.00E+02	9.08E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 14	Zinco (e seus compostos)	0.00E+00	4.92E+02	0.00E+00	-	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 11	Niquel (e seus compostos)	4.45E-12	8.15E+03	3.63E-08	mp	-	N	3.07E+00	1.36E-11	mp	-	S/emp
7440-62-2	Vanadio	1.78E-12	2.96E+03	5.27E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
129-00-0	Pireno	1.08E-13	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
218-01-9	Benzo(a)fenantreno	3.56E-14	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	1.73E+00	6.15E-14	mp	-	S/emp

UP18 Refinação de diesel usado no transporte de H2SO4 (Continuação)

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
56-55-3	Benzo(a)antraceno	3.56E-14	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	1.21E+01	4.30E-13	mp	-	S/emp
50-32-8	Benzo(a)pireno	1.78E-14	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	1.38E+03	2.45E-11	mp	-	S/emp
206-44-0	fluoranteno	2.85E-14	2.09E+01	5.96E-13	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
205-99-2	Benzo(b)fluoranteno	8.89E-15	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
192-97-2	Benzo(e)pireno	1.78E-14	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
205-82-3	Benzo(j)fluoranteno	8.89E-15	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
207-08-9	Benzo(k)fluoranteno	1.78E-14	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	4.96E+02	8.83E-12	mp	-	S/emp
191-24-2	Benzo(g,h,i)perileno	2.58E-14	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
NA - 10	Mercúrio	5.16E-14	6.02E+07	3.11E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
193-39-5	Indeno(1,2,3-CD)pireno*	1.87E-14	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	6.96E+01	1.30E-12	mp	-	S/emp
198-55-0	Perileno	1.25E-14	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
189-55-9	Dibenzo(a,i)pireno	3.56E-15	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
53-70-3	Dibenzo(a,h)antraceno	8.89E-16	0.00E+00	0.00E+00	mp	-	N	5.71E+01	5.08E-14	mp	-	S/emp

UP19 Extração de óleo cru para produção de diesel usado no transporte de H2SO4

x (km) =	30	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
1330-20-7	Xileno	2.94E-10	2.31E-01	6.79E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-54-3	n-Hexano	2.32E-10	5.99E-01	1.39E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	1.64E-10	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
107-21-1	Etileno glicol	5.61E-11	2.42E-01	1.36E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
108-88-3	Tolueno	1.18E-10	1.32E+00	1.55E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
110-82-7	Ciclohexano	1.04E-10	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
71-43-2	Benzeno	3.20E-11	1.64E+01	5.24E-10	mp	-	N	8.49E-01	2.72E-11	mp	-	S/emp
67-56-1	Metanol	1.00E-11	2.35E-01	2.35E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

UP20 Produção de H2SO4

x (km) =	20	Umed (m/s) = 3	
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) = 5	
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) = 3	

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
	Arsênio	1.39E-08	2.17E+05	3.02E-03	mp	-	N	2.81E+03	3.92E-05	mp	-	S/emp
	Cadmio	1.30E-08	4.89E+06	6.36E-02	mp	-	N	2.97E+01	3.87E-07	mp	-	S/emp
	Chumbo	5.30E-08	1.48E+06	7.85E-02	mp	-	N	3.01E+01	1.60E-06	mp	-	S/emp
	Zinco	1.95E-08	4.92E+02	9.57E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

UP21 Produção de eletricidade para a indústria de H2SO4

x (km) =	25	Umed (m/s) = 3	
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) = 3,5	
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) = 2,5	

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7664-39-3	Fluoreto de hidrogênio	3.45E-04	9.38E+00	3.24E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	6.41E-07	7.84E+03	5.02E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
7647-01-0	Ácido hidroclórico	5.88E-05	3.16E+01	1.86E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
7664-93-9	Ácido sulfúrico	3.51E-05	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
NA - 08	Chumbo (e seus compostos)	1.19E-07	1.48E+06	1.76E-01	mp	-	N	3.01E+01	3.58E-06	mp	-	S/emp
NA - 14	Zinco (e seus compostos)	9.16E-08	4.92E+02	4.50E-05	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 04	Cromo (e seus compostos)	7.32E-08	6.28E+03	4.60E-04	mp	-	N	1.42E+02	1.04E-05	mp	-	S/emp
NA - 11	Níquel (e seus compostos)	6.41E-08	8.15E+03	5.23E-04	mp	-	N	3.07E+00	1.96E-07	mp	-	S/emp
NA - 06	Cobre (e seus compostos)	3.66E-08	2.74E+04	1.00E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 05	Cobalt (and its compounds)	3.66E-08	7.79E+04	2.85E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 02	Arsênio (and its compounds)*	2.75E-08	2.17E+05	5.96E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 10	Cobre (e seus compostos)	2.59E-07	6.02E+07	1.56E+01	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
118-74-1	Hexaclorobenzeno	5.03E-09	6.03E+04	3.03E-04	mp	-	N	2.69E+03	1.35E-05	mp	-	S/emp
NA - D/F	Dioxinas e furanos	7.32E-13	nd	nd		nd	nd	nd	nd		nd	nd
	MP10	**2.09E-03**	**0.00E+00**	**2.09E-03**	**2.94E-02**	**5.21E-02**	**P**	**0.00E+00**	**0.00E+00**	**-**	**-**	**-**

UP22 Transporte de NaClO3

UP23 Refinação de diesel usado no transporte de NaClO3

x (km) =	25	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
107-21-1	Etileno glicol	1.19E-10	2.42E-01	2.89E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	1.77E-10	1.32E+00	2.33E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
1330-20-7	Xileno	1.54E-10	2.31E-01	3.56E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
71-43-2	Benzeno	9.06E-11	1.64E+01	1.48E-09	mp	-	N	8.49E-01	7.69E-11	mp	-	S/emp
110-54-3	n-Hexano	7.49E-11	5.99E-01	4.49E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
100-41-4	Etilbenzeno	2.44E-11	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	2.74E-11	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
2148878	Sulfeto de hidrogênio	1.22E-11	5.01E-02	6.09E-13	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
92-52-4	Bifenill	1.17E-11	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
91-20-3	Naftaleno	4.01E-12	1.26E+01	5.05E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-82-7	Ciclohexano	1.50E-12	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
85-01-8	Fenantreno	4.86E-13	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
NA - 14	Zinco (e seus compostos)	0.00E+00	4.92E+02	0.00E+00	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
191-24-2	Benzo(g,h,i)perileno	1.99E-13	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
129-00-0	Pireno	7.62E-14	2.80E+00	2.14E-13	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
98-82-8	Cumeno	1.25E-13	3.08E-01	3.86E-14	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
120-12-7	antraceno	0.00E+00	3.57E-02	0.00E+00	-	-	-	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 11	Niquel (e seus compostos)	0.00E+00	8.15E+03	0.00E+00	-	-	-	3.07E+00	0.00E+00	-	-	-
193-39-5	Indeno(1,2,3-CD)pireno	2.16E-14	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	6.96E+01	1.50E-12	mp	-	S/emp
192-97-2	Benzo(e)pireno	2.13E-14	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
218-01-9	Benzo(a)fenantreno	7.14E-15	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	1.73E+00	1.23E-14	mp	-	S/emp
224-42-0	Dibenz(a,j)acridina	6.02E-15	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
NA - 10	Mercúrio	6.02E-15	6.02E+07	3.62E-07	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
206-44-0	fluoranteno	5.89E-15	2.09E+01	1.23E-13	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

UP23 Refinação de diesel usado no transporte de NaClO3 (Continuação)

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
56-55-3	Benzo(a)antraceno	4.89E-15	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N	1.21E+01	5.91E-14	mp	-	S/emp
198-55-0	Perileno	4.64E-15	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
50-32-8	Benzo(a)pireno	4.01E-15	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	1.38E+03	5.52E-12	mp	-	S/emp
207-08-9	Benzo(k)fluoranteno	3.76E-15	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	4.96E+02	1.87E-12	mp	-	S/emp
53-70-3	Dibenzo(a,h)antraceno	3.13E-15	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	5.71E+01	1.79E-13	mp	-	S/emp
194-59-2	7H-Dibenzo(c,g)carbazol	3.13E-15	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
189-55-9	Dibenzo(a,i)pireno	3.13E-15	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
205-99-2	Benzo(b)fluoranteno	2.76E-15	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-	5.46E+01	1.50E-13	mp	-	S/emp
205-82-3	Benzo(j)fluoranteno	1.75E-15	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd

UP24 Extração de óleo cru para produção de diesel usado no transporte de NaClO3

x (km) =	25	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
1330-20-7	Xileno	6.73E-11	2.31E-01	1.55E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-54-3	n-Hexano	5.31E-11	5.99E-01	3.18E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	3.75E-11	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
107-21-1	Etileno glicol	1.28E-11	2.42E-01	3.10E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	2.70E-11	1.32E+00	3.55E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
110-82-7	Ciclohexano	2.38E-11	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
71-43-2	Benzeno	7.32E-12	1.64E+01	1.20E-10	mp	-	N	8.49E-01	6.22E-12	mp	-	S/emp
67-56-1	Metanol	2.29E-12	2.35E-01	5.38E-13	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-

UP25 Produção de NaClO3

x (km) =	15	Umed (m/s) = 3										
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) = 3,5										
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) = 2,5										
CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7647-01-0	Ácido hidroclórico	1.50E-07	3.16E+01	3.12E-01	8.34E+00	4.32E+00	N	-	-	-	-	-

UP26 Produção de eletricidade para a indústria de NaClO3

x (km) =	20	Umed (m/s) = 3										
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) = 3,5										
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) = 2,5										
CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7664-39-3	Fluoreto de hidrogênio	2.33E-07	9.38E+00	2.19E-06		1.28E-05	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
7647-01-0	Ácido hidroclórico	5.94E-08	3.16E+01	1.88E-06		1.10E-05	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
7664-93-9	Ácido sulfúrico	2.07E-08	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
NA - 14	Zinco (e seus compostos)	1.43E-08	4.92E+02	7.04E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 04	Cromo (e seus compostos)	1.73E-09	6.28E+03	1.09E-05	mp	-	N	1.42E+02	2.46E-07	mp	-	S/emp
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	1.27E-09	7.84E+03	9.94E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 11	Níquel (e seus compostos)	1.15E-09	8.15E+03	9.34E-06	mp	-	N	3.07E+00	3.51E-09	mp	-	S/emp
NA - 06	Cobre (e seus compostos)	7.07E-10	2.74E+04	1.94E-05	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 08	Chumbo (e seus compostos)	2.93E-10	1.48E+06	4.33E-04	mp	-	N	3.01E+01	8.81E-09	mp	-	S/emp
NA - 10	Mercúrio (e seus compostos)	2.54E-10	6.02E+07	1.53E-02	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
118-74-1	Hexaclorobenzeno	5.15E-12	6.03E+04	3.10E-07	mp	-	N	2.69E+03	1.39E-08	mp	-	S/emp
NA - D/F	Dioxinas e furanos	6.09E-16	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
	MP10	**2.69E-04**	**0.00E+00**	**2.69E-04**	**4.49E-03**	**9.30E-03**	**P**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**

UP27 Transporte de H2O2

UP28 Refinação de diesel usado no transporte de H2O2

x (km) =	20	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
'7783-06-4	Sulfeto de hidrogênio	2.31E-09	5.01E-02	1.16E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
78-93-3	Metil etil Quetona	1.11E-08	1.13E-01	1.25E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
108-10-1	Metil isobutil quetona	1.09E-08	7.23E-01	7.86E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
108-88-3	Tolueno	5.48E-09	1.32E+00	7.20E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
74-85-1	Etileno	6.11E-09	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
1330-20-7	Xileno	4.16E-09	2.31E-01	9.58E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
71-43-2	Benzeno	1.93E-09	1.64E+01	3.15E-08	mp	-	N	8.49E-01	1.64E-09	mp	-	S/emp
115-07-1	Propileno	3.66E-09	6.98E-03	2.56E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
110-54-3	n-Hexano	3.06E-09	5.99E-01	1.83E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
7647-01-0	Ácido hidroclórico	1.44E-09	3.16E+01	4.56E-08	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
107-21-1	Etileno glicol	4.06E-10	2.42E-01	9.80E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
95-63-6	1,2,4-Trimetilbenzeno	1.11E-09	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
110-82-7	Ciclohexano	1.17E-09	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
100-41-4	Etilbenzeno	9.25E-10	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
91-20-3	Naftaleno	3.23E-10	1.26E+01	4.07E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
1319-77-3	Cresol (seus isômeros e sais)	2.03E-10	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
98-82-8	Cumeno	1.58E-10	3.08E-01	4.88E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	1.90E-11	7.84E+03	1.49E-07	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
85-01-8	Fenantreno	8.59E-11	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
129-00-0	Pireno	2.93E-11	2.80E+00	8.21E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 08	Chumbo (e seus compostos)	0.00E+00	1.48E+06	0.00E+00	-	0.00E+00	N	3.01E+01	0.00E+00	-	0.00E+00	N
218-01-9	Benzo(a)fenantreno	9.36E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N	1.73E+00	1.62E-11	mp	-	S/emp
50-32-8	Benzo(a)pireno	1.46E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N	1.38E+03	2.02E-09	mp	-	S/emp
56-55-3	Benzo(a)antraceno	3.02E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N	1.21E+01	3.65E-11	mp	-	S/emp
206-44-0	fluoranteno	4.42E-12	2.09E+01	9.25E-11	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
205-99-2	Benzo(b)fluoranteno	1.27E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N	5.46E+01	6.92E-11	mp	-	S/emp

UP28 Refinação de diesel usado no transporte de H2O2 (Continuação)

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
205-82-3	Benzo(j)fluoranteno	1.17E-12	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
207-08-9	Benzo(k)fluoranteno	9.44E-13	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N	4.96E+02	4.69E-10	mp	-	S/emp
67-56-1	Metanol	6.34E-12	2.35E-01	1.49E-12	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
192-97-2	Benzo(e)pireno	2.33E-12	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
191-24-2	Benzo(g,h,i)perileno	2.24E-12	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
193-39-5	Indeno(1,2,3-CD)pireno	1.34E-12	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N	6.96E+01	9.31E-11	mp	-	S/emp
198-55-0	Perileno	9.76E-13	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
NA - 10	Mercúrio (e seus compostos)	6.84E-13	6.02E+07	4.12E-05	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
224-42-0	Dibenz(a,j)acridina	4.56E-13	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
53-70-3	Dibenzo(a,h)antraceno	3.80E-14	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N	5.71E+01	2.17E-12	mp	-	S/emp
189-55-9	Dibenzo(a,i)pireno	3.80E-14	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd

UP29 Extração de óleo cru para produção de diesel usado no transporte de H2O2

x (km) =	30	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
110-54-3	n-Hexano	1.12E-07	5.99E-01	6.68E-08	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
1330-20-7	Xileno	3.82E-09	2.31E-01	8.81E-10	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
108-88-3	Tolueno	2.63E-09	1.32E+00	3.46E-09	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
71-43-2	Benzeno	1.19E-09	1.64E+01	1.95E-08	mp	-	N	8.49E-01	1.01E-09	mp	-	S/emp

UP30 Produção de H2O2

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Ceff (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Ceff (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
67-56-1	Metanol	0.00E+00	2.35E-01	0.00E+00		0.00E+00	N	-	-	-	-	-

UP31 Produção de eletricidade para a indústria de H2O2

x (km) =	20	Umed (m/s) = 3	
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) = 3,5	
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) = 2,5	

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7664-39-3	Fluoreto de hidrogênio	9.49E-05	9.38E+00	8.90E-04	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
NA - 16	Amonia (Total)	4.02E-05	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	2.71E-07	7.84E+03	2.12E-03	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
7647-01-0	Ácido hidroclórico	1.23E-05	3.16E+01	3.89E-04	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
7664-93-9	Ácido sulfúrico	9.62E-06	nd	nd		nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
NA - 10	Mercúrio (e seus compostos)	3.56E-08	6.02E+07	2.15E+00	1.38E+01	7.34E+00	N	0.00E+00	0.00E+00	-	-	-
118-74-1	Hexaclorobenzeno	7.88E-10	6.03E+04	4.75E-05	mp	-	N	2.69E+03	2.12E-06	mp	-	S/emp
NA - D/F	Dioxinas e furanos	1.12E-13	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
	MP10	**5.95E-04**	**0.00E+00**	**5.95E-04**	**1.00E-02**	**2.42E-02**	**P**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**

UP32 Transporte O2

UP33 Refinação de diesel usado no transporte de O2

UP34 Extração de óleo cru para produção de diesel usado no transporte de O2

A planta de producao de O2 localiza-se dentro da planta da indústria de celulose portanto nao ha impacto devido a transporte

UP35 Produção de O2

UP36 Produção de eletricidade para a indústria de O2

x (km) =	15	Umed (m/s) =	3
$H_{m,D}$ (m)	750	UD (m/s) =	3,5
$H_{m,N}$ (m)	50	UN (m/s) =	2,5

CAS Nr.	Substância	Fluxo kg/s	PTH N-câncer	Qr (kg/s) N-câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? N-câncer	PTHcâncer	Qr (kg/s) câncer	Cef (µg/m3) Estimativas		Em risco? câncer
					Média	DP				Média	DP	
7664-39-3	Fluoreto de hidrogênio	7.37E-07	9.38E+00	6.91E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 09	Manganês (e seus compostos)	1.07E-09	7.84E+03	8.36E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
7647-01-0	Ácido hidroclórico	1.26E-07	3.16E+01	3.97E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 14	Zinco (e seus compostos)	2.13E-10	4.92E+02	1.05E-07	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 04	Cromo (e seus compostos)	1.60E-10	6.28E+03	1.01E-06	mp	-	N	1.42E+02	2.27E-08	mp	-	S/emp
7664-93-9	Ácido sulfúrico	7.91E-08	nd	nd		nd	nd	nd	nd		nd	nd
NA - 08	Chumbo (e seus compostos)	1.60E-10	1.48E+06	2.37E-04	mp	-	N	3.01E+01	4.82E-09	mp	-	S/emp
NA - 11	Níquel (e seus compostos)	1.07E-10	8.15E+03	8.70E-07	mp	-	N	3.07E+00	3.27E-10	mp	-	S/emp
NA - 06	Cobre (e seus compostos)	1.07E-10	2.74E+04	2.93E-06	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
NA - 10	Mercúrio (e seus compostos)	5.43E-10	6.02E+07	3.27E-02	mp	-	N	0.00E+00	0.00E+00	-	0.00E+00	N
118-74-1	Hexaclorobenzeno	1.07E-11	6.03E+04	6.47E-07	mp	-	N	2.69E+03	2.89E-08	mp	-	S/emp
NA - D/F	Dioxinas e furanos	1.55E-15	nd	nd	-	nd	nd	nd	nd	-	nd	nd
	MP10	**4.80E-06**	**0.00E+00**	**4.80E-06**	**1.08E-04**	**2.44E-04**	**P**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**

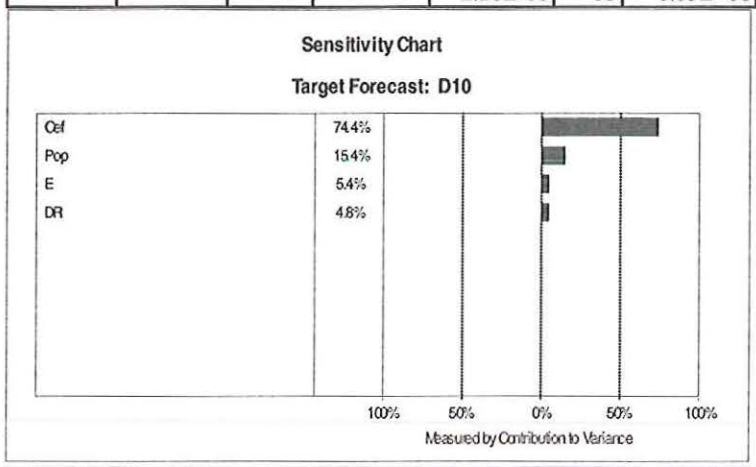
Apêndice 3 – Resultados dos calculus dos custos de externalidades e suas incertezas

Apêndice 3 – Resultados dos cálculos dos custos de externalidades e suas incertezas

UP5

Substância: benzeno; Categoria de Saúde 10

C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
8.67E-02	1.55E-01	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	3.90E+04
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	7.11E+05
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	1.81E+06

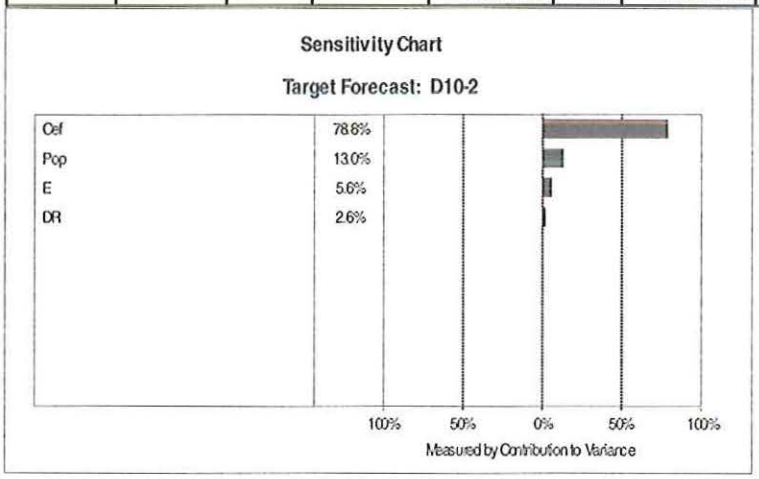


Estatísticas de D:

Média	7.11E+05
Desvio padrão	1.23E+06
Variância	1.50E+12
Percentuais:	
10%	3.90E+04
90%	1.81E+06

Substância: benzo(a)pireno; Categoria de Saúde 10

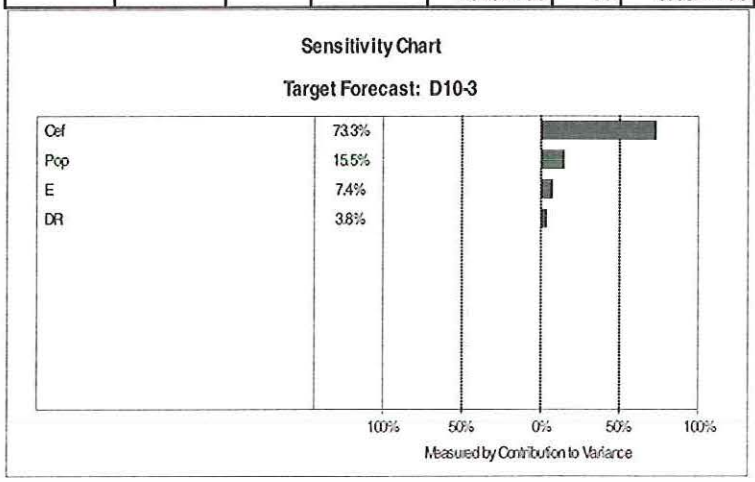
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.75E-02	1.04E-01	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	1.52E+04
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	3.25E+05
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	8.54E+05



Estatísticas de D:

Média	3.25E+05
Desvio padrão	5.70E+05
Variância	3.25E+11
Percentuais:	
10%	1.52E+04
90%	8.54E+05

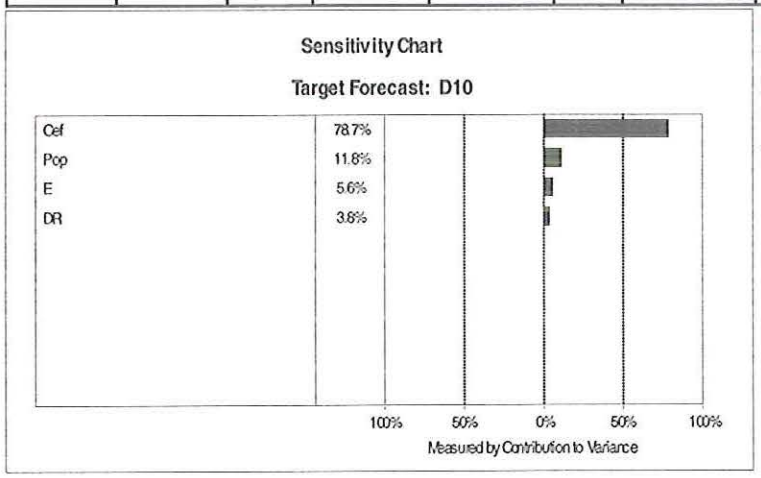
UP5									
Substância: Niquel; Categoria de Saúde 10									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
3.50E-03	7.20E-03	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	1.27E+03
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	2.89E+04
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	6.11E+04



Estatísticas de D:

Média	2.89E+04
Desvio padrão	7.62E+04
Variância	5.81E+09
Percentuais:	
10%	1.27E+03
90%	6.11E+04

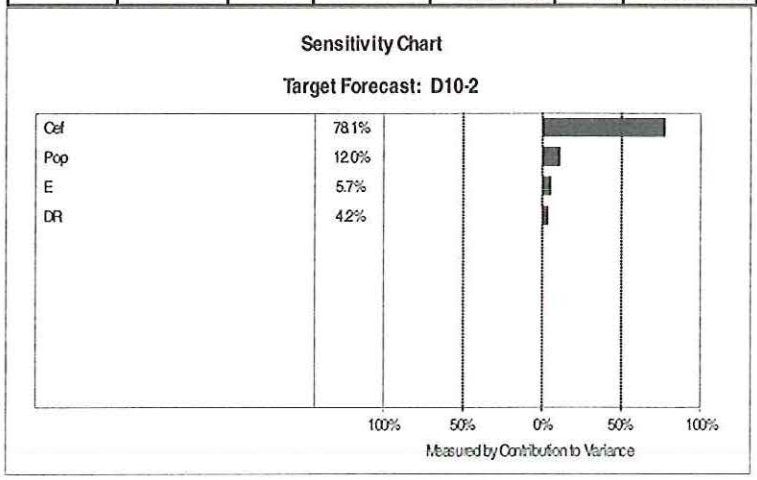
UP11									
Substância: Cromo (e seus compostos); Categoria de Saúde 10									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.11E-03	2.41E-03	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	4.34E+02
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	8.98E+03
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	2.18E+04



Estatísticas de D:

Média	8.98E+03
Desvio padrão	1.82E+04
Variância	3.32E+08
Percentuais:	
10%	4.34E+02
90%	2.18E+04

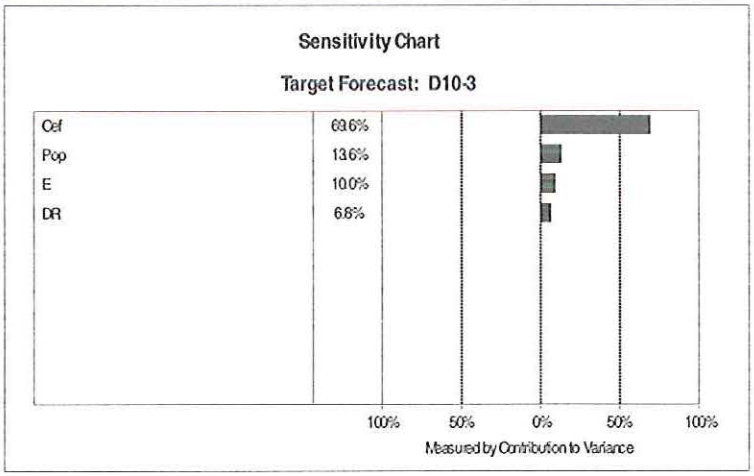
UP11									
Substância: Chumbo (e seus compostos); Categoria de Saúde 10									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.31E-04	5.04E-04	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	1.64E+04
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	4.08E+05
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	9.09E+05



Estatísticas de D:

Média	4.08E+05
Desvio padrão	1.01E+06
Variância	1.02E+12
Percentuais:	
10%	1.64E+04
90%	9.09E+05

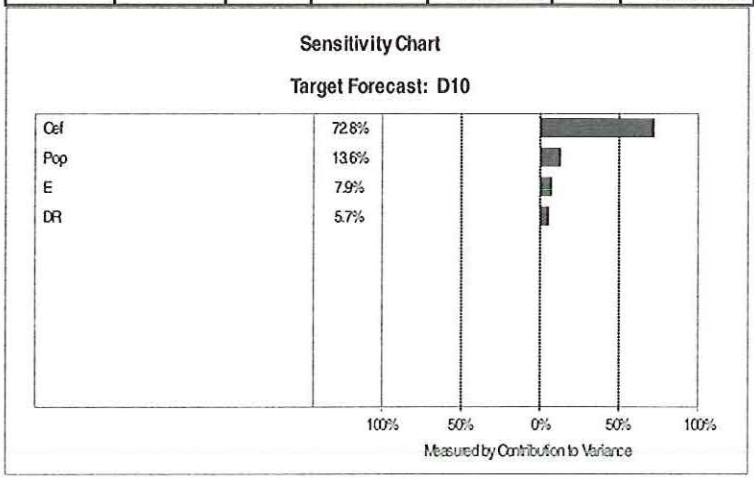
Substância:Hexaclorobenzeno; Categoria de Saúde 10									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.47E-03	2.73E-03	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	6.46E+02
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	1.26E+04
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	2.88E+04



Estatísticas de D:

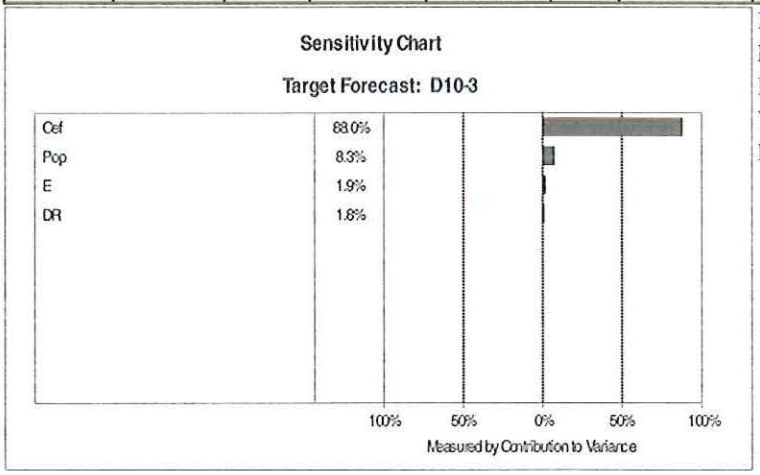
Média	1.26E+04
Desvio padrão	3.75E+04
Variância	1.40E+09
Percentuais:	
10%	6.46E+02
90%	2.88E+04

UP15									
Substância: 1,2 - Dicloroetano; Categoria de Saúde 10									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.61E-03	8.56E-03	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	1.96E+03
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	4.35E+04
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	9.75E+04



Estatísticas de D:	
Média	4.35E+04
Desvio padrão	1.12E+05
Variância	1.25E+10
Percentuais:	
10%	1.96E+03
90%	9.75E+04

Substância: Óxido de etileno; Categoria de Saúde 10									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.64E-03	1.29E-02	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	5.01E+01
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	1.02E+04
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	1.55E+04

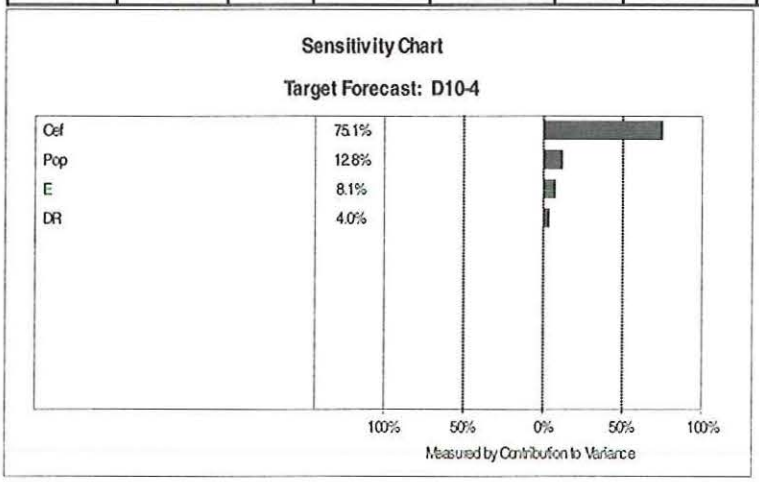


Estatísticas de D:	
Média	1.02E+04
Desvio padrão	4.86E+04
Variância	2.36E+09
Percentuais:	
10%	5.01E+01
90%	1.55E+04

UP15

Substância: Tetracloreto de Carbono; Categoria de Saúde 10

C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
3.97E-03	7.61E-03	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	2.00E+03
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	2.85E+04
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	6.74E+04



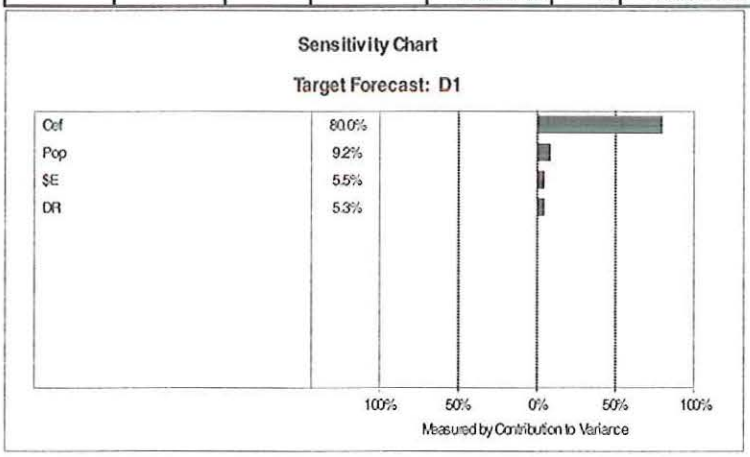
Estatísticas de D:

Média	2.85E+04
Desvio padrão	5.18E+04
Variância	2.69E+09
Percentuais:	
10%	2.00E+03
90%	6.74E+04

UP16

Substância: MP10; Categoria de Saúde 1

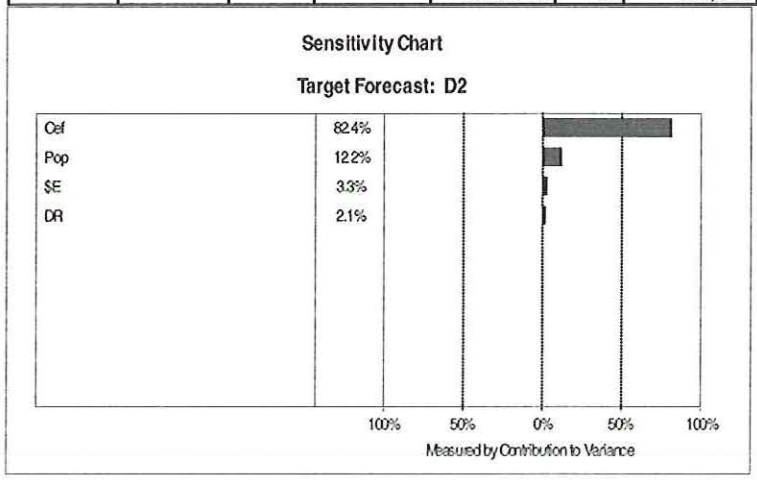
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
6.28E-03	1.76E-02	urbana	6.22E+05	4.40E-06	22	2.40E+06	33	Min	3.36E+03
		rural	7.07E+04	1.21E-05	67	4.10E+06	50	Central	1.29E+05
				2.82E-05	11	8.20E+06	17	Max	2.65E+05



Estatísticas de D:

Média	1.29E+05
Desvio padrão	4.42E+05
Variância	1.95E+11
Percentuais:	
10%	3.36E+03
90%	2.65E+05

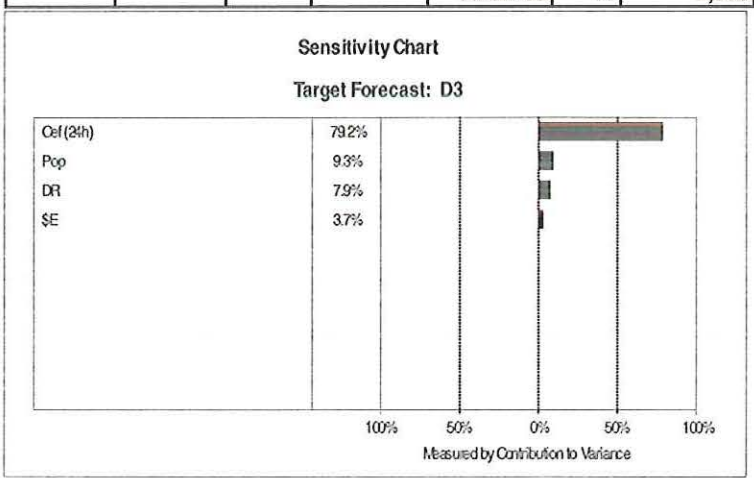
UP16									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 2									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Acima de 25 anos		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
6.28E-03	1.76E-02	urbana	4.22E+05	3.00E-05	25	175,000	33	Min	8.95E+02
		rural	4.79E+04	6.10E-05	50	266,000	34	Central	3.01E+04
				9.30E-05	25	465,000	33	Max	6.65E+04



Estatísticas de D:

Média	3.01E+04
Desvio padrão	1.14E+05
Variância	1.30E+10
Percentuais:	
10%	8.95E+02
90%	6.65E+04

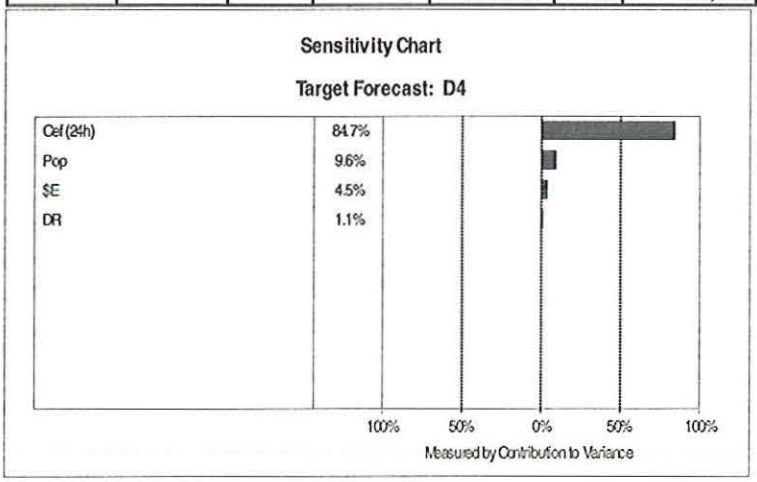
Substância: MP10; Categoria de Saúde 3									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
6.33E+00	1.77E+01	urbana	6.22E+05	6.40E-09	33	3,300	33	Min	1.58E+03
		rural	7.07E+04	7.80E-09	50	6,600	34	Central	5.03E+04
				3.26E-08	17	9,800	33	Max	1.18E+05



Estatísticas de D:

Média	5.03E+04
Desvio padrão	1.46E+05
Variância	2.12E+10
Percentuais:	
10%	1.58E+03
90%	1.18E+05

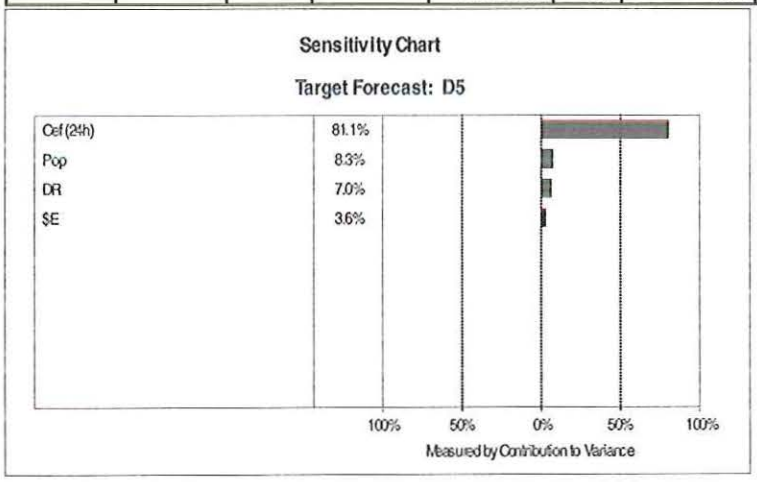
UP16									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 4									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
6.33E+00	1.77E+01	urbana	6.22E+05	5.00E-09	25	4,200	33	Min	1.22E+03
		rural	7.07E+04	6.60E-09	50	8,400	34	Central	3.45E+04
				8.20E-09	25	12,600	33	Max	8.06E+04



Estatísticas de D:

Média	3.45E+04
Desvio padrão	9.30E+04
Variância	8.65E+09
Percentuais:	
10%	1.22E+03
90%	8.06E+04

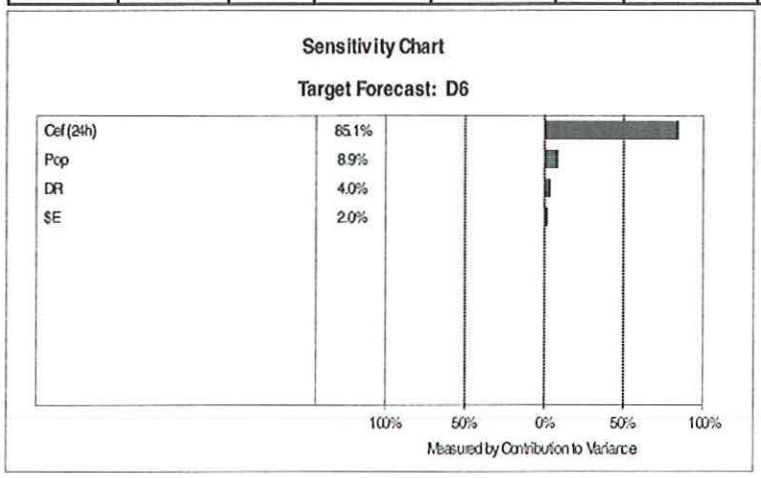
Substância: MP10; Categoria de Saúde 5									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
6.33E+00	1.77E+01	urbana	6.22E+05	2.96E-08	25	290	33	Min	6.90E+02
		rural	7.07E+04	3.66E-08	50	570	34	Central	2.28E+04
				1.43E-07	25	860	33	Max	5.14E+04



Estatísticas de D:

Média	2.28E+04
Desvio padrão	5.76E+04
Variância	3.32E+09
Percentuais:	
10%	6.90E+02
90%	5.14E+04

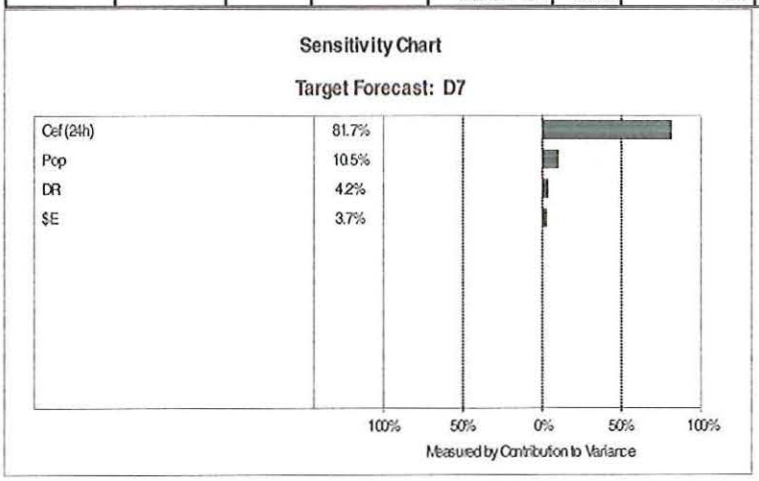
UP16									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 6									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Pop com asma		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
6.33E+00	1.77E+01	urbana	3.73E+04	1.62E-04	33	17	33	Min	1.14E+04
		rural	4.24E+03	1.72E-04	34	46	34	Central	3.65E+05
				1.82E-04	33	75	33	Max	7.13E+05



Estatísticas de D:

Média	3.45E+04
Desvio padrão	9.30E+04
Variância	8.65E+09
Percentuais:	
10%	1.22E+03
90%	8.06E+04

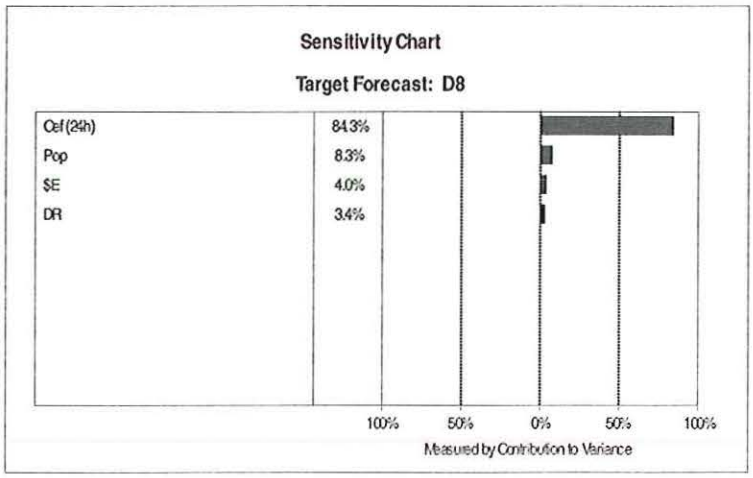
Substância: MP10; Categoria de Saúde 7									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica acima de 20 anos		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
6.33E+00	1.77E+01	urbana	4.64E+05	8.00E-05	33.3	37	33	Min	1.99E+05
		rural	5.27E+04	1.60E-04	33.4	73	34	Central	6.35E+06
				2.50E-04	33.3	110	33	Max	1.27E+07



Estatísticas de D:

Média	6.35E+06
Desvio padrão	2.93E+07
Variância	8.59E+14
Percentuais:	
10%	1.99E+05
90%	1.27E+07

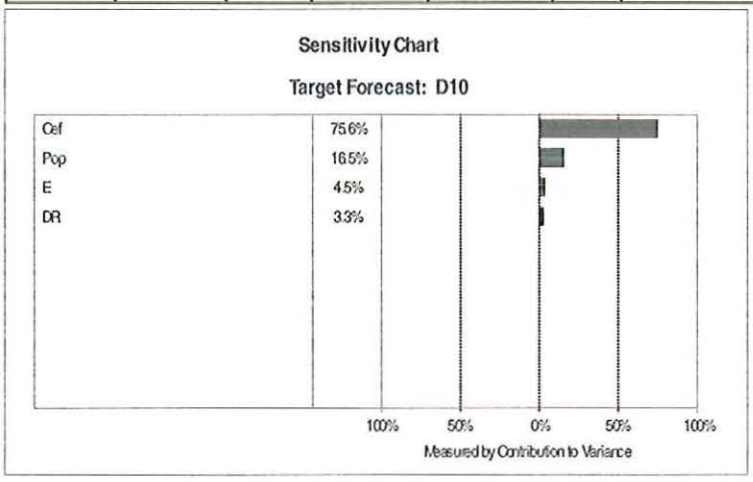
UP16									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 8									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
6.33E+00	1.77E+01	urbana	5.85E+05	1.62E-04	25	7	33	Min	1.10E+05
		rural	6.65E+04	3.44E-04	50	15	34	Central	3.05E+06
				5.18E-04	25	22	33	Max	6.87E+06



Estatísticas de D:

Média	3.05E+06
Desvio padrão	1.00E+07
Variância	1.01E+14
Percentuais:	
10%	1.10E+05
90%	6.87E+06

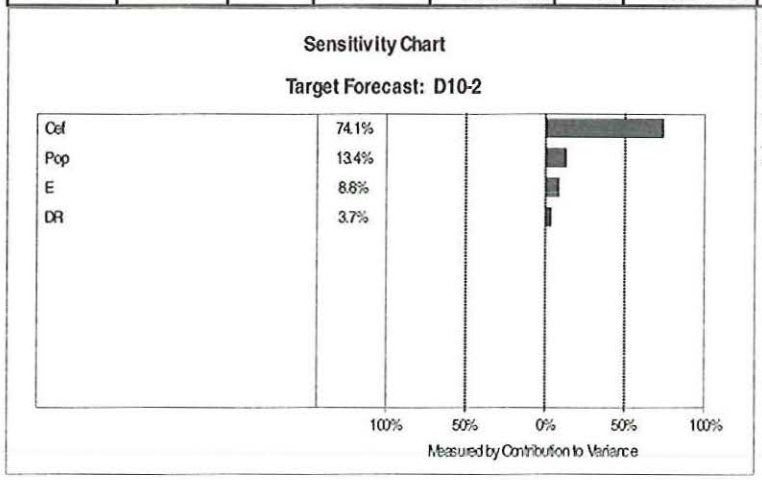
Substância: Cromo (e seus compostos); Categoria de Saúde 10									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.53E-03	3.20E-03	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	5.12E+02
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	1.28E+04
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	2.99E+04



Estatísticas de D:

Média	1.28E+04
Desvio padrão	2.90E+04
Variância	8.39E+08
Percentuais:	
10%	5.12E+02
90%	2.99E+04

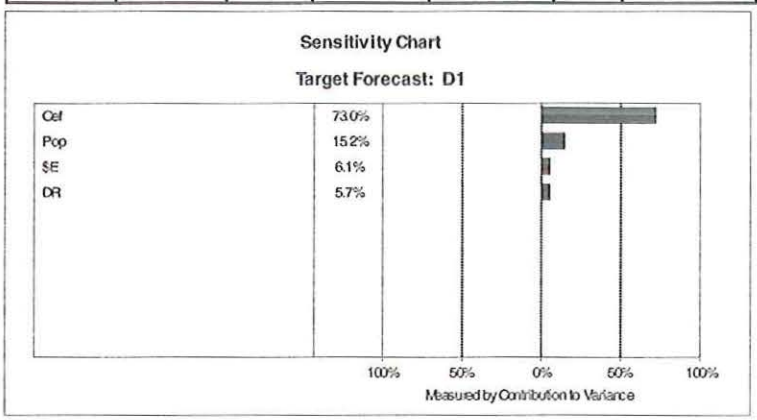
UP16									
Substância:Hexaclorobenzeno; Categoria de Saúde 10									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.22E-03	4.83E-03	urbana	6.22E+05	7.80E-06	33	2.68E+06	33	Mín	8.82E+02
		rural	7.07E+04	5.00E-06	34	4.47E+06	50	Central	1.57E+04
				2.20E-06	33	8.83E+06	17	Máx	3.87E+04



Estatísticas de D:

Média	1.57E+04
Desvio padrão	3.04E+04
Variância	9.24E+08
Percentuais:	
10%	8.82E+02
90%	3.87E+04

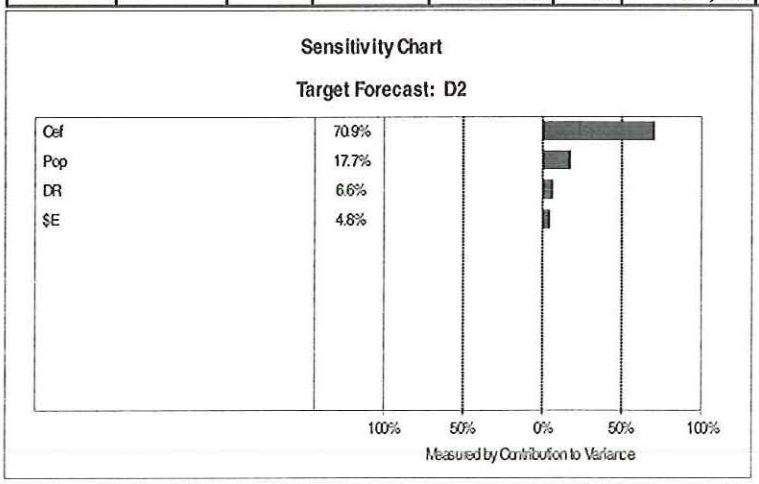
UP21									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 1									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.94E-02	5.21E-02	urbana	6.22E+05	4.40E-06	22	2.40E+06	33	Min	2.97E+04
		rural	7.07E+04	1.21E-05	67	4.10E+06	50	Central	5.85E+05
				2.82E-05	11	8.20E+06	17	Max	1.36E+06



Estatísticas de D:

Média	5.85E+05
Desvio padrão	1.60E+06
Variância	2.57E+12
Percentuais:	
10%	2.97E+04
90%	1.36E+06

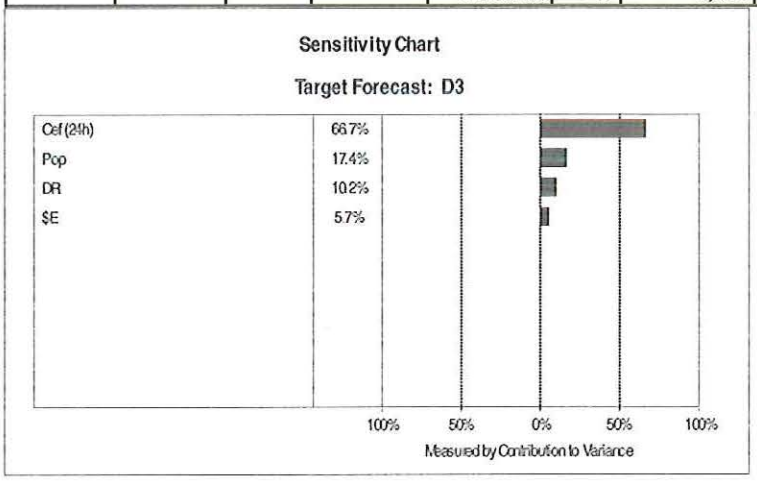
UP21									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 2									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Acima de 25 anos		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.94E-02	5.21E-02	urbana	4.22E+05	3.00E-05	25	175,000	33	Min	7.40E+03
		rural	4.79E+04	6.10E-05	50	266,000	34	Central	1.57E+05
				9.30E-05	25	465,000	33	Max	3.41E+05



Estatísticas de D:

Média	1.57E+05
Desvio padrão	6.18E+05
Variância	3.82E+11
Percentuais:	
10%	7.40E+03
90%	3.41E+05

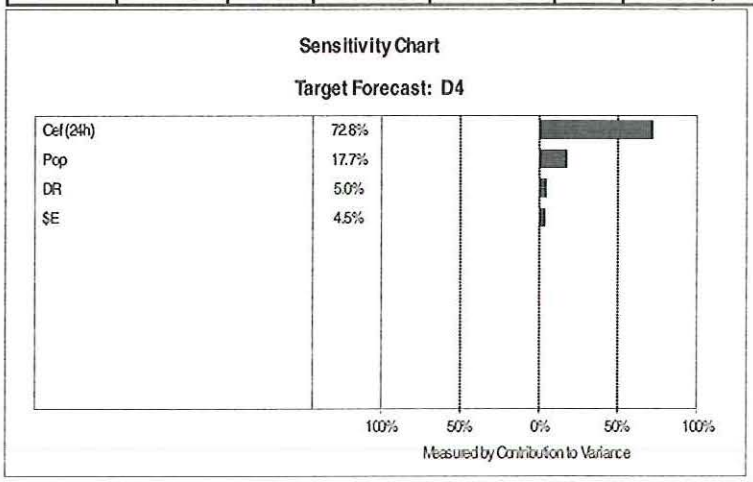
Substância: MP10; Categoria de Saúde 3									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.96E+01	5.25E+01	urbana	6.22E+05	6.40E-09	33	3,300	33	Min	1.51E+04
		rural	7.07E+04	7.80E-09	50	6,600	34	Central	2.82E+05
				3.26E-08	17	9,800	33	Max	6.38E+05



Estatísticas de D:

Média	2.82E+05
Desvio padrão	5.29E+05
Variância	2.80E+11
Percentuais:	
10%	1.51E+04
90%	6.38E+05

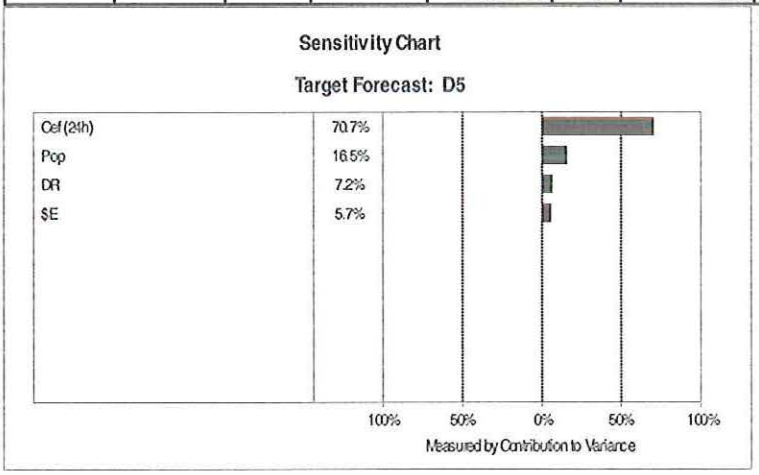
UP21									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 4									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.96E+01	5.25E+01	urbana	6.22E+05	5.00E-09	25	4,200	33	Min	1.21E+04
		rural	7.07E+04	6.60E-09	50	8,400	34	Central	1.99E+05
				8.20E-09	25	12,600	33	Max	4.63E+05



Estatísticas de D:

Média	1.99E+05
Desvio padrão	3.73E+05
Variância	1.39E+11
Percentuais:	
10%	1.21E+04
90%	4.63E+05

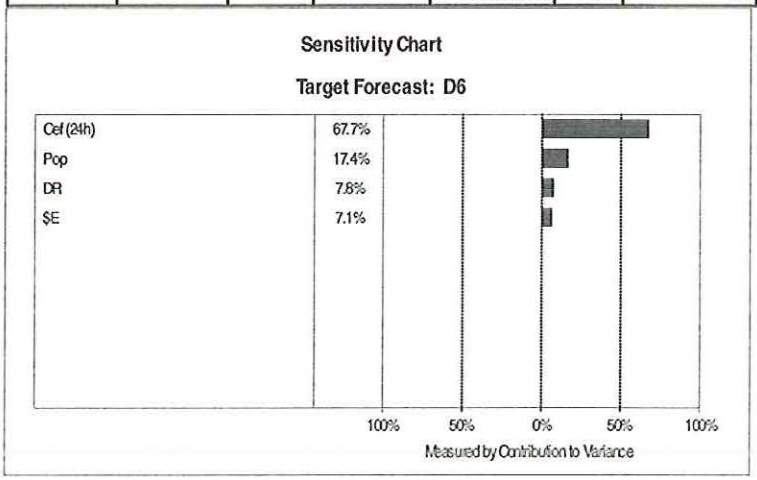
Substância: MP10; Categoria de Saúde 5									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.96E+01	5.25E+01	urbana	6.22E+05	2.96E-08	25	290	33	Min	7.24E+03
		rural	7.07E+04	3.66E-08	50	570	34	Central	1.32E+05
				1.43E-07	25	860	33	Max	2.68E+05



Estatísticas de D:

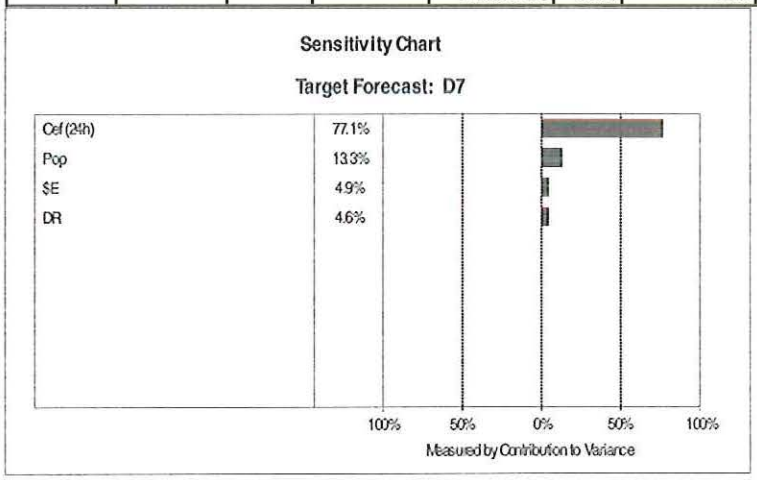
Média	1.32E+05
Desvio padrão	2.67E+05
Variância	7.15E+10
Percentuais:	
10%	7.24E+03
90%	2.68E+05

UP21									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 6									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Pop com asma		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.96E+01	5.25E+01	urbana	3.73E+04	1.62E-04	33	17	33	Min	1.04E+05
		rural	4.24E+03	1.72E-04	34	46	34	Central	1.86E+06
				1.82E-04	33	75	33	Max	4.27E+06



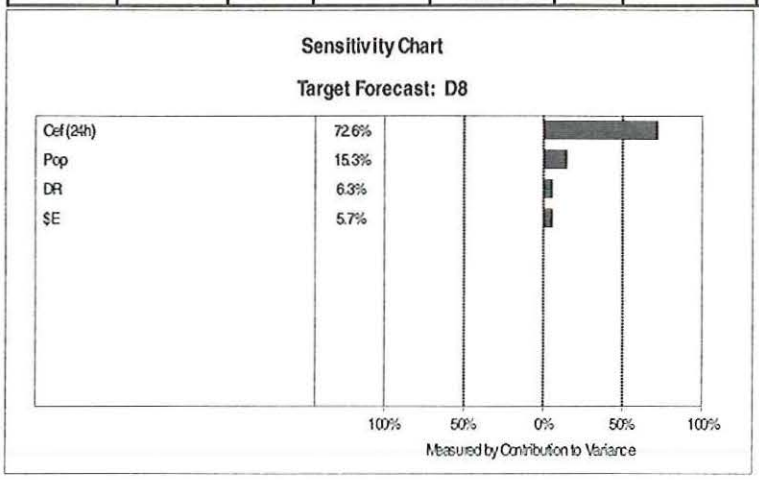
Estatísticas de D:	
Média	1.86E+06
Desvio padrão	3.87E+06
Variância	1.50E+13
Percentuais:	
10%	1.04E+05
90%	4.27E+06

Substância: MP10; Categoria de Saúde 7									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP	acima de 20 anos		Valor	Prob	Valor	Prob		
2.96E+01	5.25E+01	urbana	4.64E+05	8.00E-05	33.3	37	33	Min	2.09E+06
		rural	5.27E+04	1.60E-04	33.4	73	34	Central	3.05E+07
				2.50E-04	33.3	110	33	Max	7.53E+07



Estatísticas de D:	
Média	3.05E+07
Desvio padrão	5.02E+07
Variância	2.52E+15
Percentuais:	
10%	2.09E+06
90%	7.53E+07

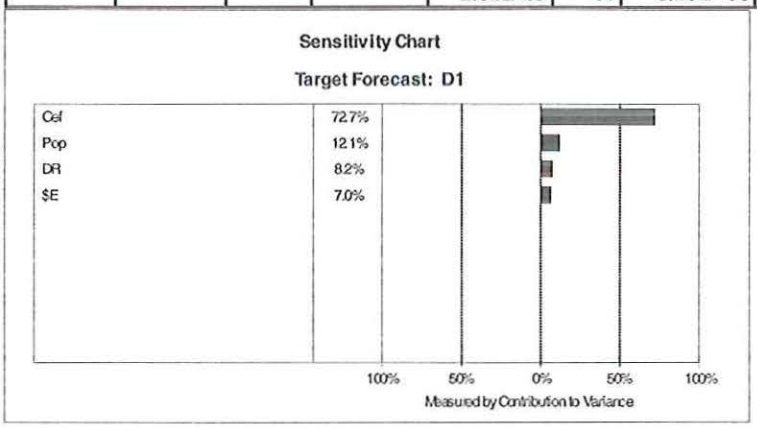
UP21									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 8									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
2.96E+01	5.25E+01	urbana	5.85E+05	1.62E-04	25	7	33	Min	1.06E+06
		rural	6.65E+04	3.44E-04	50	15	34	Central	1.83E+07
				5.18E-04	25	22	33	Max	3.99E+07



Estatísticas de D:

Média	1.83E+07
Desvio padrão	3.82E+07
Variância	1.46E+15
Percentuais:	
10%	1.06E+06
90%	3.99E+07

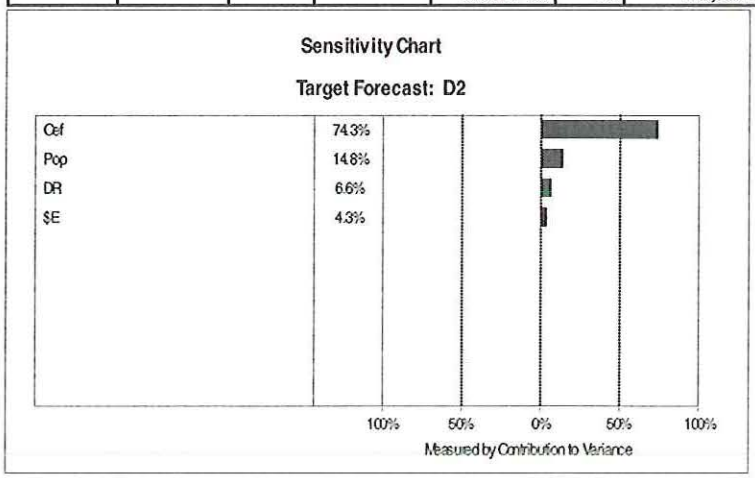
UP26									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 1									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.49E-03	9.30E-03	urbana	6.22E+05	4.40E-06	22	2.40E+06	33	Min	3.83E+03
		rural	7.07E+04	1.21E-05	67	4.10E+06	50	Central	7.74E+04
				2.82E-05	11	8.20E+06	17	Max	1.72E+05



Estatísticas de D:

Média	7.74E+04
Desvio padrão	1.70E+05
Variância	2.90E+10
Percentuais:	
10%	3.83E+03
90%	1.72E+05

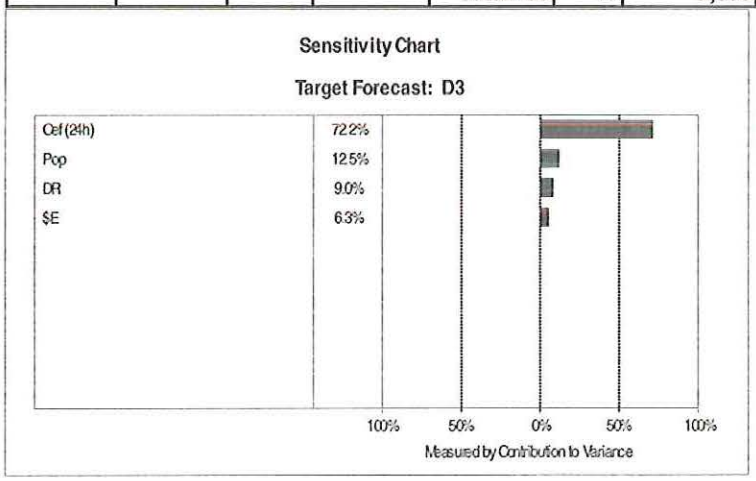
UP26									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 2									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Acima de 25 anos		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.49E-03	9.30E-03	urbana	4.22E+05	3.00E-05	25	175,000	33	Min	1.10E+03
		rural	4.79E+04	6.10E-05	50	266,000	34	Central	1.92E+04
				9.30E-05	25	465,000	33	Max	4.49E+04



Estatísticas de D:

Média	1.92E+04
Desvio padrão	3.85E+04
Variância	1.48E+09
Percentuais:	
10%	1.10E+03
90%	4.49E+04

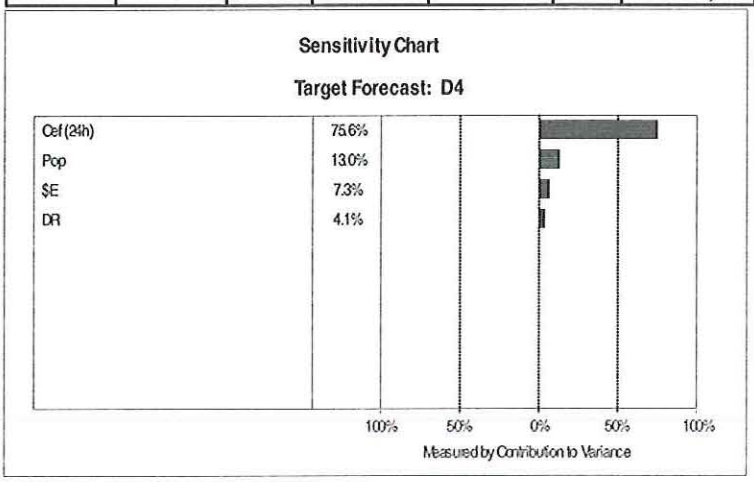
Substância: MP10; Categoria de Saúde 3									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.53E+00	9.37E+00	urbana	6.22E+05	6.40E-09	33	3,300	33	Min	2.09E+03
		rural	7.07E+04	7.80E-09	50	6,600	34	Central	5.36E+04
				3.26E-08	17	9,800	33	Max	1.14E+05



Estatísticas de D:

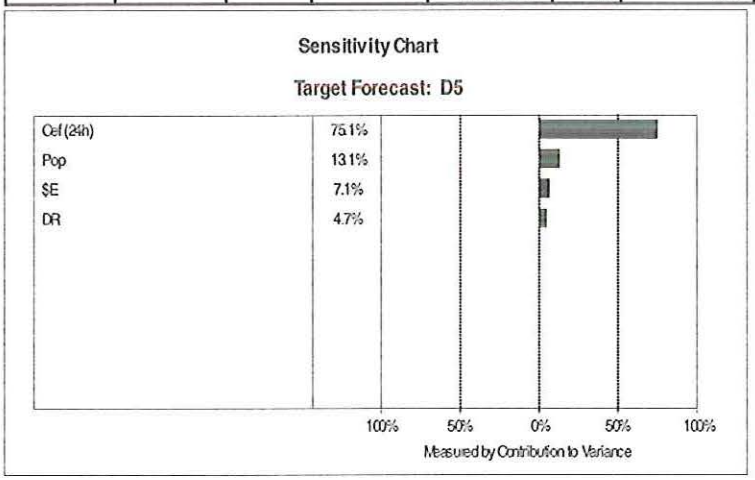
Média	5.36E+04
Desvio padrão	1.40E+05
Variância	1.95E+10
Percentuais:	
10%	2.09E+03
90%	1.14E+05

UP26									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 4									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.53E+00	9.37E+00	urbana	6.22E+05	5.00E-09	25	4,200	33	Min	1.63E+03
		rural	7.07E+04	6.60E-09	50	8,400	34	Central	3.78E+04
				8.20E-09	25	12,600	33	Max	8.39E+04



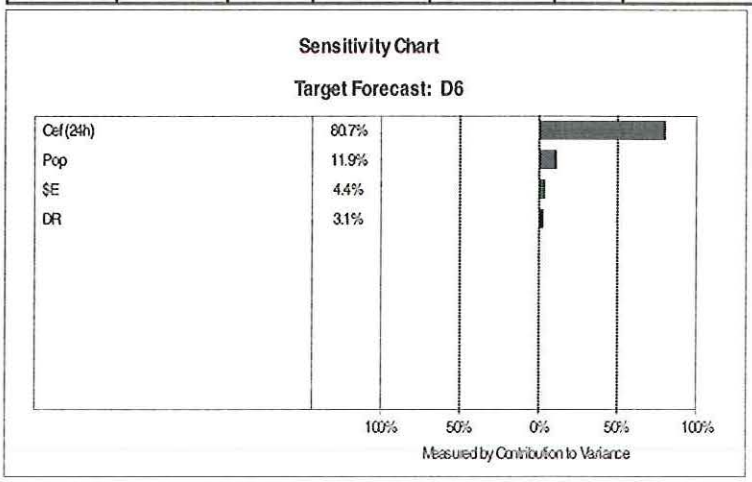
Estatísticas de D:	
Média	3.78E+04
Desvio padrão	1.01E+05
Variância	1.01E+10
Percentuais:	
10%	1.63E+03
90%	8.39E+04

Substância: MP10; Categoria de Saúde 5									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.53E+00	9.37E+00	urbana	6.22E+05	2.96E-08	25	290	33	Min	1.00E+03
		rural	7.07E+04	3.66E-08	50	570	34	Central	2.44E+04
				1.43E-07	25	860	33	Max	5.55E+04



Estatísticas de D:	
Média	2.44E+04
Desvio padrão	6.33E+04
Variância	4.00E+09
Percentuais:	
10%	1.00E+03
90%	5.55E+04

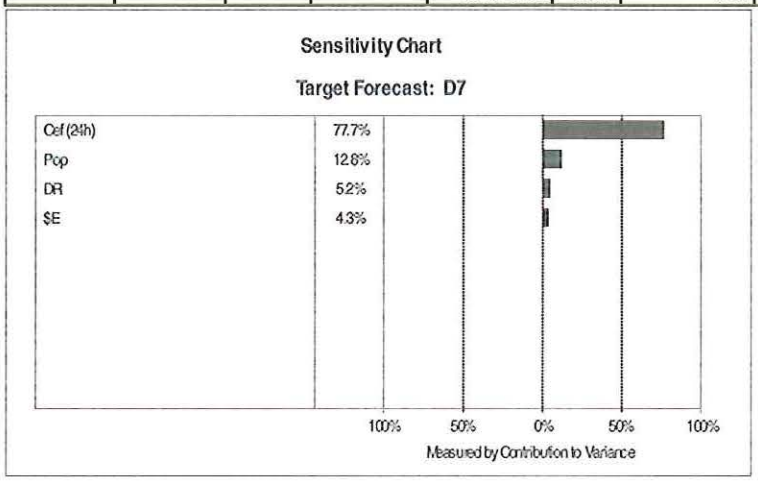
UP26									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 6									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Pop com asma		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.53E+00	9.37E+00	urbana	3.73E+04	1.62E-04	33	17	33	Min	1.45E+04
		rural	4.24E+03	1.72E-04	34	46	34	Central	3.01E+05
				1.82E-04	33	75	33	Max	6.70E+05



Estatísticas de D:

Média	3.01E+05
Desvio padrão	6.71E+05
Variância	4.50E+11
Percentuais:	
10%	1.45E+04
90%	6.70E+05

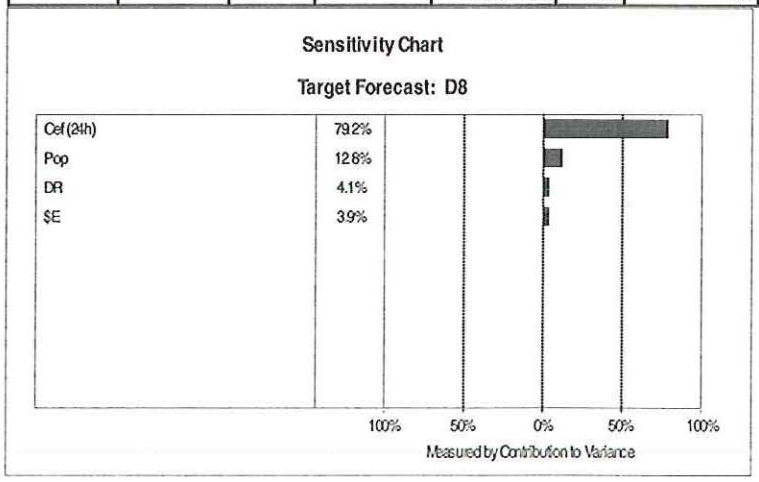
Substância: MP10; Categoria de Saúde 7									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica acima de 20 anos		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.53E+00	9.37E+00	urbana	4.64E+05	8.00E-05	33.3	37	33	Min	2.39E+05
		rural	5.27E+04	1.60E-04	33.4	73	34	Central	5.30E+06
				2.50E-04	33.3	110	33	Max	1.31E+07



Estatísticas de D:

Média	5.30E+06
Desvio padrão	1.07E+07
Variância	1.13E+14
Percentuais:	
10%	2.39E+05
90%	1.31E+07

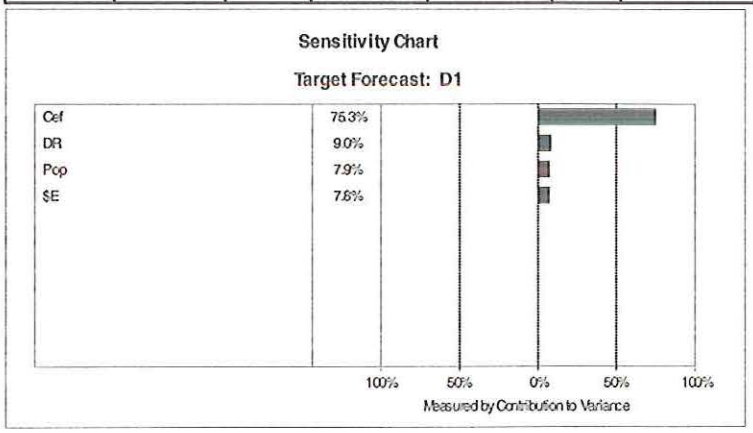
UP26									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 8									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
4.53E+00	9.37E+00	urbana	5.85E+05	1.62E-04	25	7	33	Min	1.69E+05
		rural	6.65E+04	3.44E-04	50	15	34	Central	3.05E+06
				5.18E-04	25	22	33	Max	6.94E+06



Estatísticas de D:

Média	3.05E+06
Desvio padrão	6.96E+06
Variância	4.84E+13
Percentuais:	
10%	1.69E+05
90%	6.94E+06

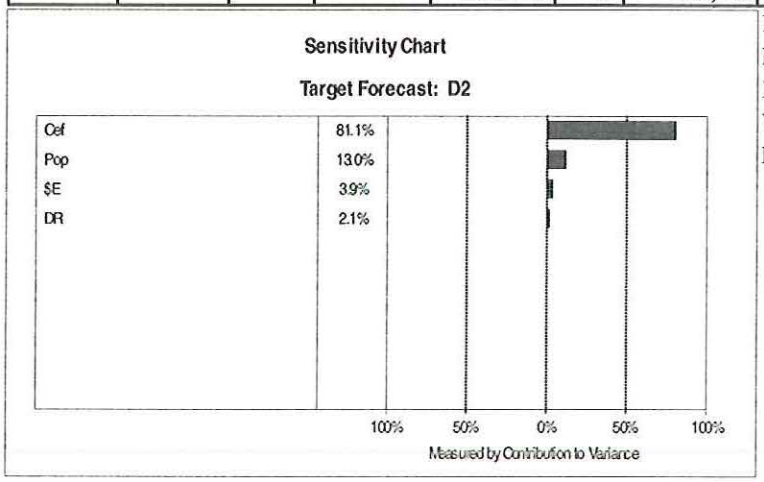
UP31									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 1									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.00E-02	2.42E-02	urbana	6.22E+05	4.40E-06	22	2.40E+06	33	Min	6.59E+03
		rural	7.07E+04	1.21E-05	67	4.10E+06	50	Central	1.86E+05
				2.82E-05	11	8.20E+06	17	Max	4.11E+05



Estatísticas de D:

Média	1.86E+05
Desvio padrão	4.77E+05
Variância	2.28E+11
Percentuais:	
10%	6.59E+03
90%	4.11E+05

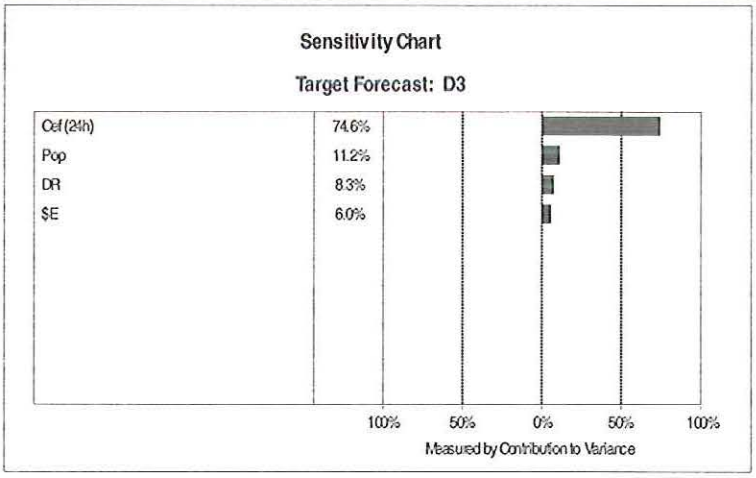
UP31									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 2									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Acima de 25 anos		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.00E-02	2.42E-02	urbana	4.22E+05	3.00E-05	25	175,000	33	Min	1.81E+03
		rural	4.79E+04	6.10E-05	50	266,000	34	Central	4.43E+04
				9.30E-05	25	465,000	33	Max	9.73E+04



Estatísticas de D:

Média	4.43E+04
Desvio padrão	1.19E+05
Variância	1.42E+10
Percentuais:	
10%	1.81E+03
90%	9.73E+04

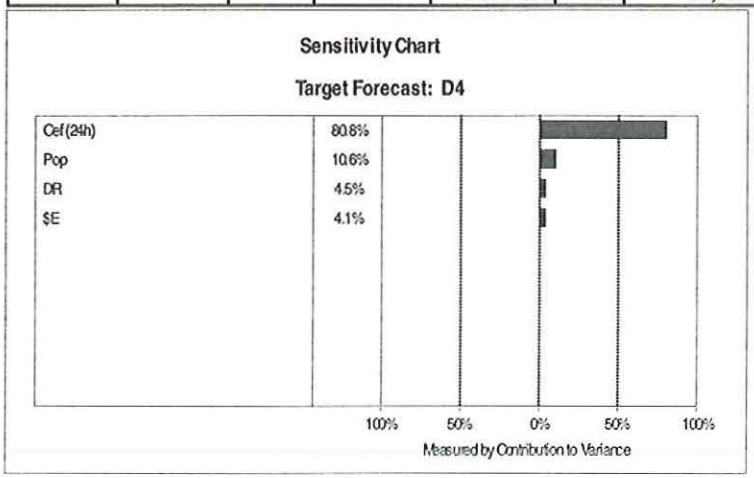
Substância: MP10; Categoria de Saúde 3									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.01E+01	2.44E+01	urbana	6.22E+05	6.40E-09	33	3,300	33	Min	4.01E+03
		rural	7.07E+04	7.80E-09	50	6,600	34	Central	8.34E+04
				3.26E-08	17	9,800	33	Max	1.98E+05



Estatísticas de D:

Média	8.34E+04
Desvio padrão	1.70E+05
Variância	2.88E+10
Percentuais:	
10%	4.01E+03
90%	1.98E+05

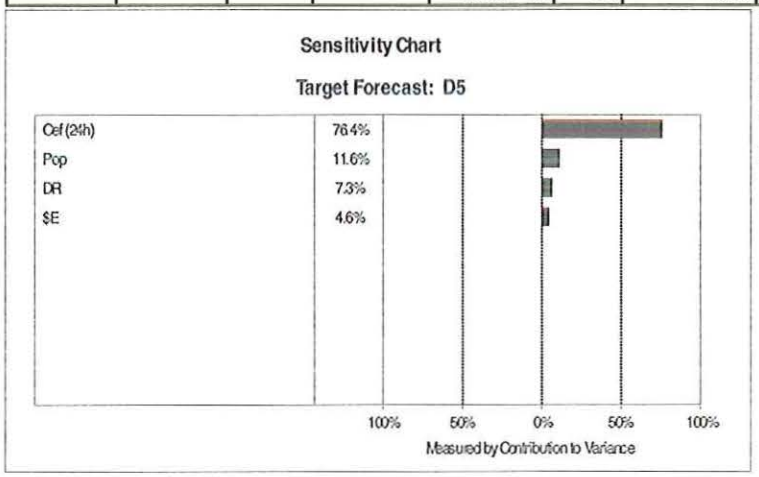
UP31									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 4									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.01E+01	2.44E+01	urbana	6.22E+05	5.00E-09	25	4,200	33	Min	3.29E+03
		rural	7.07E+04	6.60E-09	50	8,400	34	Central	6.51E+04
				8.20E-09	25	12,600	33	Max	1.52E+05



Estatísticas de D:

Média	6.51E+04
Desvio padrão	1.37E+05
Variância	1.89E+10
Percentuais:	
10%	3.29E+03
90%	1.52E+05

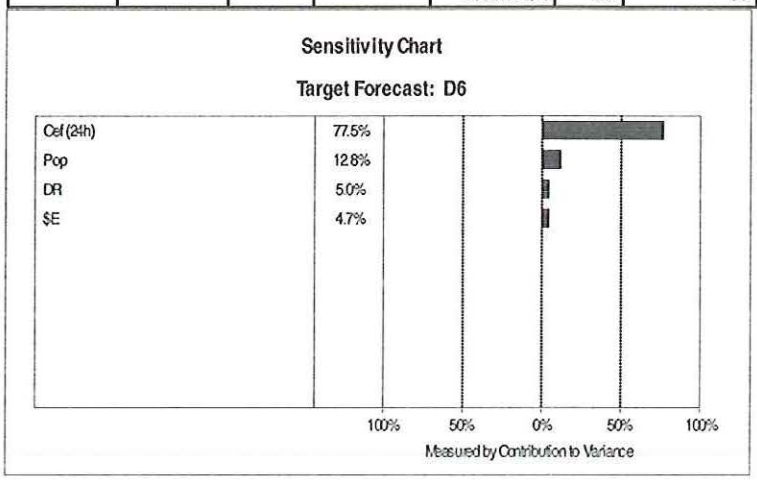
Substância: MP10; Categoria de Saúde 5									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.01E+01	2.44E+01	urbana	6.22E+05	2.96E-08	25	290	33	Min	1.96E+03
		rural	7.07E+04	3.66E-08	50	570	34	Central	4.07E+04
				1.43E-07	25	860	33	Max	8.61E+04



Estatísticas de D:

Média	4.07E+04
Desvio padrão	1.02E+05
Variância	1.05E+10
Percentuais:	
10%	1.96E+03
90%	8.61E+04

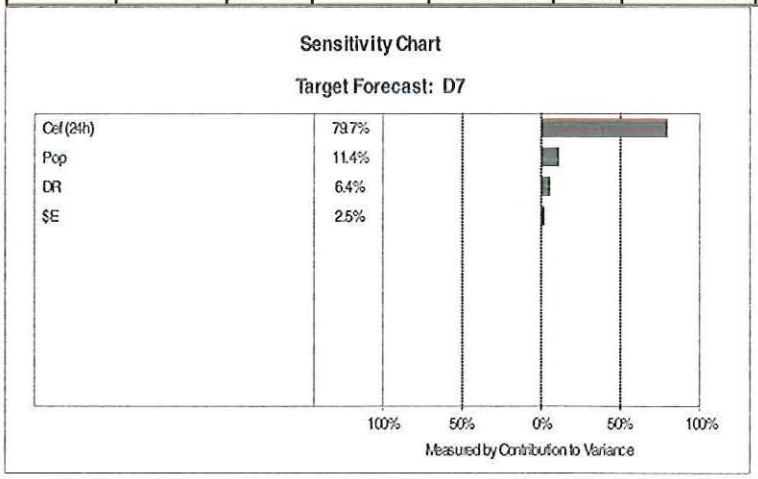
UP31									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 6									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Pop com asma		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.01E+01	2.44E+01	urbana	3.73E+04	1.62E-04	33	17	33	Min	2.76E+04
		rural	4.24E+03	1.72E-04	34	46	34	Central	5.35E+05
				1.82E-04	33	75	33	Max	1.25E+06



Estatísticas de D:

Média	5.35E+05
Desvio padrão	1.08E+06
Variância	1.18E+12
Percentuais:	
10%	2.76E+04
90%	1.25E+06

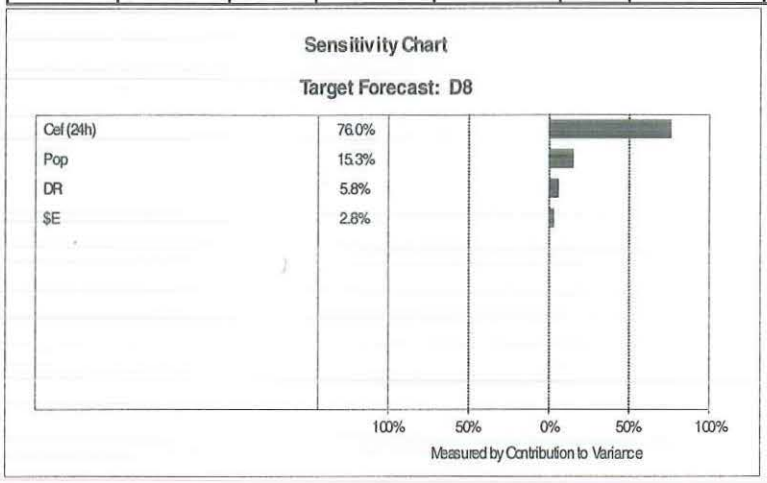
Substância: MP10; Categoria de Saúde 7									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica acima de 20 anos		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.01E+01	2.44E+01	urbana	4.64E+05	8.00E-05	33.3	37	33	Min	5.11E+05
		rural	5.27E+04	1.60E-04	33.4	73	34	Central	1.01E+07
				2.50E-04	33.3	110	33	Max	2.29E+07



Estatísticas de D:

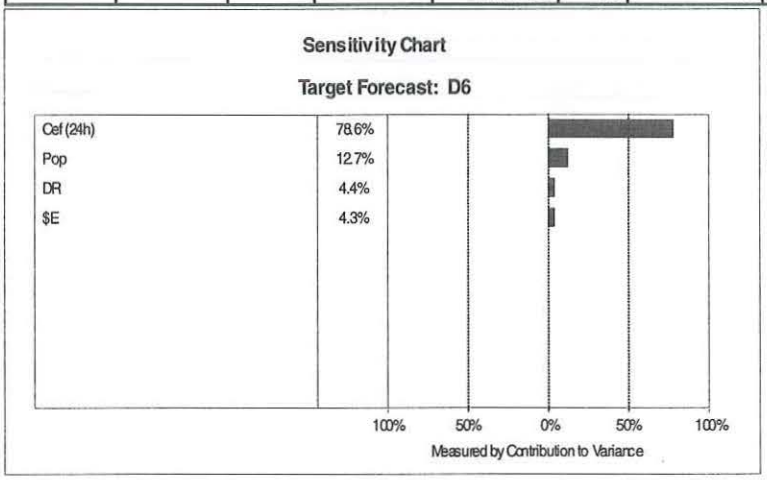
Média	1.01E+07
Desvio padrão	2.16E+07
Variância	4.68E+14
Percentuais:	
10%	5.11E+05
90%	2.29E+07

UP31									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 8									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.01E+01	2.44E+01	urbana	5.85E+05	1.62E-04	25	7	33	Min	2.60E+05
		rural	6.65E+04	3.44E-04	50	15	34	Central	5.61E+06
				5.18E-04	25	22	33	Max	1.33E+07



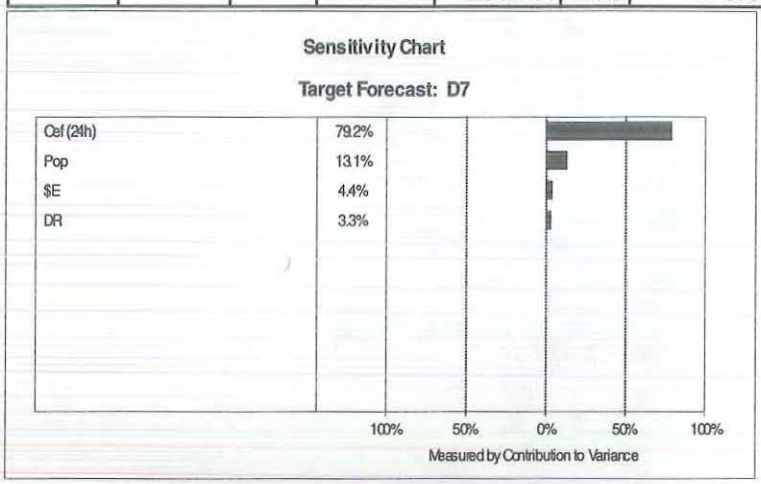
Estatísticas de D:	
Média	5.61E+06
Desvio padrão	1.22E+07
Variância	1.49E+14
Percentuais:	
10%	2.60E+05
90%	1.33E+07

UP36									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 6									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Pop com asma		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.09E-01	2.46E-01	urbana	3.73E+04	1.62E-04	33	17	33	Min	2.71E+02
		rural	4.24E+03	1.72E-04	34	46	34	Central	6.81E+03
				1.82E-04	33	75	33	Max	1.50E+04



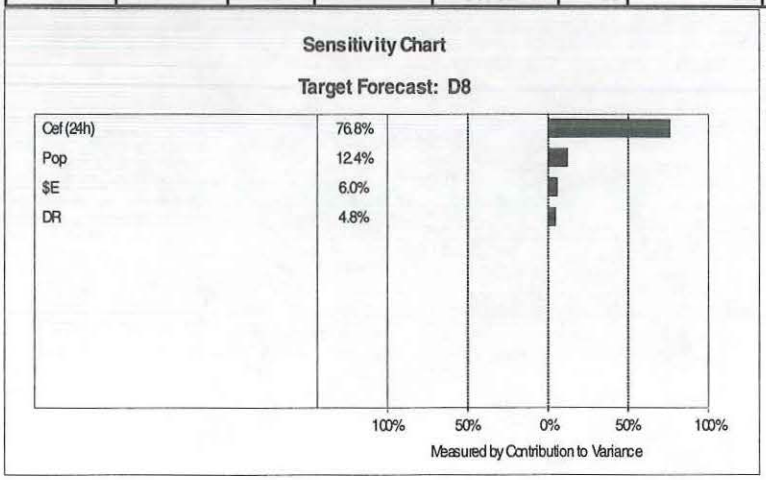
Estatísticas de D:	
Média	6.81E+03
Desvio padrão	1.77E+04
Variância	3.14E+08
Percentuais:	
10%	2.71E+02
90%	1.50E+04

UP36									
Substância: MP10; Categoria de Saúde 7									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP	acima de 20 anos		Valor	Prob	Valor	Prob		
1.09E-01	2.46E-01	urbana	4.64E+05	8.00E-05	33.3	37	33	Min	5.21E+03
		rural	5.27E+04	1.60E-04	33.4	73	34	Central	1.17E+05
				2.50E-04	33.3	110	33	Max	2.51E+05



Estatísticas de D:	
Média	1.17E+05
Desvio padrão	2.92E+05
Variância	8.50E+10
Percentuais:	
10%	5.21E+03
90%	2.51E+05

Substância: MP10; Categoria de Saúde 8									
C_{ef} (µg/m3) Estimativas		Pop Nao asmatica		DR		E		D ($C 1996)	
Média	DP			Valor	Prob	Valor	Prob		
1.09E-01	2.46E-01	urbana	5.85E+05	1.62E-04	25	7	33	Min	2.64E+03
		rural	6.65E+04	3.44E-04	50	15	34	Central	6.68E+04
				5.18E-04	25	22	33	Max	1.56E+05



Estatísticas de D:	
Média	6.68E+04
Desvio padrão	1.60E+05
Variância	2.56E+10
Percentuais:	
10%	2.64E+03
90%	1.56E+05