

UNIVERSIDADE PAULISTA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

**PEGADA QUÍMICA DAS DIOXINAS E FURANOS NO BRASIL:
CUSTOS E VULNERABILIDADE DA POPULAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Engenharia de
Produção da Universidade Paulista –
UNIP para obtenção do título de Mestre
em Engenharia de Produção.

PEDRO HENRIQUE BOLANHO SIMÕES

SÃO PAULO
2019

UNIVERSIDADE PAULISTA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

**PEGADA QUÍMICA DAS DIOXINAS E FURANOS NO BRASIL:
CUSTOS E VULNERABILIDADE DA POPULAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista – UNIP para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Orientador: Prof. Dr. Biagio Fernando Giannetti.

Área de concentração: Sustentabilidade em Sistemas de Produção.

Linha de Pesquisa: Avanços em Produção Mais Limpa e Ecologia Industrial.

Projeto de Pesquisa: Ecologia industrial: aplicação de conceitos visando à sustentabilidade.

PEDRO HENRIQUE BOLANHO SIMÕES

SÃO PAULO

2019

Simões, Pedro Henrique Bolanho.

Pegada química das dioxinas e furanos no Brasil : custos e vulnerabilidade da população / Pedro Henrique Bolanho Simões. - 2019.
85 f. : il. color. + CD-ROM.

Dissertação de Mestrado Apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista, São Paulo, 2019.

Área de Concentração: Sustentabilidade em Sistemas de Produção.
Orientador: Prof. Dr. Biagio Fernando Giannetti.

1. Poluição química.
 2. Modelagem USEtox.
 3. Toxicidade humana.
 4. Valoração monetária.
- I. Giannetti, Biagio Fernando (orientador).
II. Título.

PEDRO HENRIQUE BOLANHO SIMÕES

**PEGADA QUÍMICA DAS DIOXINAS E FURANOS NO BRASIL: CUSTOS E
VULNERABILIDADE DA POPULAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista – UNIP, para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Aprovado em:

BANCA EXAMINADORA

Prof. Orientador Dr. Biagio Fernando Giannetti
Universidade Paulista – UNIP

Prof. Dr. Dra. Cecília Maria Villas Bôas de Almeida
Universidade Paulista – UNIP

Profa. Dra. Maurea Nicoletti Flynn
Universidade Estadual de Campinas- UNICAMP

DEDICATÓRIA

À minha esposa e minha amada mãe que me fortaleceram para enfrentar este desafio. Ao meu irmão e ao meu pai, pelo apoio em todos os momentos e a todos aqueles que de alguma forma participaram desta conquista.

AGRADECIMENTOS

A todos os parentes e amigos que, com nobreza, me ajudaram no cumprimento das minhas metas.

Ao Professor Doutor Biagio Giannetti, pela orientação, pelos ensinamentos e pelas incríveis ideias.

Aos professores doutores Cecilia Maria Villas Bôas de Almeida e Feni Dalano Roosevelt. Agostinho, pelos momentos dedicados a apoiar, incentivar e ensinar aos seus alunos, com grande vocação e entusiasmo.

Aos professores e colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, PPGEP, e do Laboratório de Produção e Meio Ambiente LaProMa que fizeram parte deste caminho e contribuíram para meu enriquecimento pessoal.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

O inventário brasileiro de emissões e o modelo de avaliação de risco USEtox foram utilizados para calcular a Pegada Química das Dioxinas e Furanos no Brasil. Estudo relevante já que são evidentes os danos à saúde relacionados a presença no ambiente destes Poluentes Orgânicos Persistentes com alto potencial de causar impactos negativos ao ser humano. O Brasil e suas 27 unidades da federação são comparados levando em consideração a Pegada Química das fontes de emissão, os custos sociais associados e a vulnerabilidade ambiental das populações. A Pegada Química das Dioxinas e Furanos no Brasil se concentra em oito unidades federativas (SP, MG, RJ, ES, PA, PR, MA e BA) e é atribuída, principalmente, a três fontes de emissão: produção de metais ferrosos e não-ferrosos, queima a céu aberto e disposição de efluentes e resíduos. A Pegada Química estimada para o Brasil no ano de 2008 é de 621 anos de vida perdidos ajustados por incapacidade e morte prematura. O cálculo dos custos sociais referente à ocorrência de doenças e mortes prematuras se baseou no valor monetário de um ano de vida correspondendo ao custo total estimado de aproximadamente de US\$30 milhões. Baseado nos resultados da análise de vulnerabilidade, os estados do Sudeste, RJ, SP, MG, ES, além do PR foram classificados como vulneravelmente críticos. A Pegada Química se apresenta como ferramenta adequada para indicação de impactos à saúde humana e, associada a valoração monetária, produz resultados aplicáveis a diversas áreas de pesquisa.

Palavras Chave: Poluição Química. Modelagem USEtox. Toxicidade Humana. Valoração Monetária.

ABSTRACT

The Brazilian emissions inventory and the USEtox risk assessment model were used to calculate the Chemical Footprint of Dioxins and Furans in Brazil related to human health damages related to the presence in the environment of Persistent Organic Pollutants (POPs) with a high potential to cause negative impacts. Brazil and its 27 Federation Units were compared regarding Chemical Footprint, emission sources, social costs and environmental vulnerability of associated populations. The Chemical Footprint of Dioxins and Furans in Brazil is centered in 8 federal units (SP, MG, RJ, ES, PA, PR, MA and BA) and is mainly attributed to three emission sources: ferrous and non-ferrous metal production, open burning and disposal/landfilling. The Chemical Footprint estimated for Brazil related to 2008 is 621 years of life lost adjusted for disability and premature death. The calculation of social costs related to the occurrence of premature diseases and deaths was based on the monetary value of one year of life corresponding to the estimated total cost of approximately US \$ 30 million. Based on the results of the vulnerability analysis, the southeastern states of RJ, SP, MG, ES, and PR were classified as Vulnerably critical. The Chemical Footprint presents itself as an adequate tool to indicate impacts to human health, and, when associated with monetary valuation, produces results applicable to several research areas.

Keywords: Chemical Pollution. USEtox Modelling. Human Toxicity. Monetary Valuation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Fluxograma da Pesquisa	27
Figura 2 - Ciclo de vida das Dioxinas e Furanos	29
Figura 3 - Distribuição de emissões do inventário de Dioxinas e Furanos - ano base 2008	30
Figura 4 - Estrutura para caracterização de impactos com o USEtox 2.0 para caracterizar toxicidade humana e toxicidade do ecossistema de emissões químicas	31
Figura 5 - Ganho de expectativa de vida pela redução da poluição do ar.....	37
Figura 6 - Diagrama de três eixos (Cubo).	38
Figura 7 - Categorias de vulnerabilidade ambiental, ordenadas conforme a vulnerabilidade, da menor para maior	42
Figura 8 - Participação (%) por categoria de fonte de emissões para o ar em relação ao total de emissões para o ar	44
Figura 9 - Participação (%) por categoria de fonte de emissões para a água em relação ao total emitido para a água	45
Figura 10 - Participação (%) por categoria de fonte de emissões para o solo em relação ao total emitido para o solo.....	46
Figura 11 - Perfil das fontes de emissão das principais unidades federativas	48
Figura 12 - Fontes de emissão com maior contribuição para Pegada Química	51
Figura 13 - Perfil da Pegada Química, conforme principais fontes de emissão	51
Figura 14 - Distribuição da Pegada Química por fonte de emissão - Categorias (Círculo interno) e subcategorias (Círculo externo)	52
Figura 15 - Pegada Química per capita, comparação com a mediana nacional (2,1 x 10-6 DALY/hab).....	55
Figura 16 - Perda de tempo de vida das unidades federativas	56
Figura 17 - Custo da Pegada Química das Dioxinas e Furanos por UF.....	57
Figura 18 - Distribuição das UF nas categorias de vulnerabilidade ambiental (sub-cubos)	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 19 - Quantidade de emissões para cada compartimento ambiental	63
Figura 20 - Distribuição do risco entre os compartimentos ambientais	63
Figura 21 - Distribuição da Pegada Química de Dioxinas e Furanos no Brasil	64
Figura 22 - Mapa da Vulnerabilidade ambiental das Dioxinas e Furanos	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Fatores de caracterização para toxicidade humana <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> , substância 2,3,7,8-TetraCDD (CAS 1746-01-6)	34
Tabela 2 - Combinações possíveis conforme resultados dos indicadores de vulnerabilidade	41
Tabela 3 - Emissões em massa, segundo categoria de fontes e meio de lançamento, ano-base 2008, liberações de resíduos agrupadas com liberações para o solo e excluídas as liberações em produtos	43
Tabela 4 - Subcategorias de fontes de emissão de Dioxinas e Furanos, liberação absoluta e participação relativa no total das emissões para o ar, em 2008	44
Tabela 5 - Subcategorias de fontes de emissão de Dioxinas e Furanos, liberação absoluta e participação relativa no total das emissões para a água, em 2008	45
Tabela 6 - Subcategorias de fontes de emissão de Dioxinas e Furanos, liberação absoluta e participação relativa no total das emissões para o solo, em 2008	46
Tabela 7 - Distribuição das emissões de Dioxinas e Furanos, ano-base 2008, conforme regiões e unidades federativas.....	47
Tabela 8 - Emissões por compartimento ambiental, ano-base 2008, fator de caracterização e Score de Impacto <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i>	49
Tabela 9 - Distribuição do Score de Impacto toxicológico <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> , das emissões de Dioxinas e Furanos ano base 2008.....	50
Tabela 10 - Pegada Química de Dioxinas e Furanos, conforme categoria de fontes de emissão, ano-base 2008	52
Tabela 11 - Redução de emissões prevista no plano de redução: Fontes de emissão para o ar	53
Tabela 12 - Redução de emissões prevista no plano de redução: Fontes de emissão para a água	54
Tabela 13 - Score de Impacto, população e Pegada Química per capita das grandes regiões do Brasil.....	54
Tabela 14 - Indicadores de risco e vulnerabilidade das unidades federativas, com base na Pegada Química, ano base 2008.	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 15 - Emissões totais em massa x Pegada Química, das emissões de Dioxinas e Furanos ano base 2008, conforme categorias de fonte de emissão	62
Tabela 16 - Distribuição das Emissões totais em massa x Pegada Química, das emissões de Dioxinas e Furanos ano base 2008.....	64
Tabela 17 - Redução de emissões de Dioxinas e Furanos para o ar conforme subcategorias de fontes, ano base 2008.....	69

LISTA DE SIGLAS

ChF	Pegada Química
DALY	Disability Adjusted Life Year
MMA	Ministério do Meio Ambiente
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
USEtox	Modelo de avaliação de (eco) toxicidade
gTEQ	Gramas de toxicidade equivalente
CF	Fator de caracterização
UF	Unidade Federativa
VOLY	Value of Life Year
USEPA	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1	Pegada Química.....	16
2.2	O modelo USEtox e a Avaliação de Impactos Toxicológicos	23
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	26
3.1	Dados de emissões de Dioxinas e Furanos no Brasil	28
3.2	Avaliação de risco toxicológico.....	30
3.3	Cálculo do Score de Impacto.....	33
3.4	Valoração Monetária de Impactos na Saúde Humana	35
3.5	Comparação da Vulnerabilidade Ambiental	37
4	RESULTADOS	43
4.1	Emissões de Dioxinas e Furanos	43
4.2	Score de Impacto à saúde humana.....	49
4.3	Custos da Pegada Química.....	56
4.4	Vulnerabilidade das Unidades Federativas	57
5	DISCUSSÃO	60
6	CONCLUSÃO.....	72
7	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	73
	REFERÊNCIAS.....	74
	ANEXOS	79

1 INTRODUÇÃO

Substâncias químicas perigosas são utilizadas em variadas aplicações industriais como componentes base ou aditivos de diversos produtos industrializados. Estas substâncias se encontram em praticamente todos os ambientes estando o homem constantemente exposto ao respirar um ar poluído ou ingerir água e alimentos contaminados. A exposição humana às substâncias químicas pode ocorrer por diversas rotas, sendo as principais, a inalação, a ingestão e o contato dérmico.

O impacto potencial causado à saúde humana e ao meio ambiente por uma substância química depende de suas propriedades físicas e químicas, da concentração ambiental e da distribuição entre diferentes compartimentos ambientais (HESTER; HARRISON, 2006). O perigo de uma substância é representado por seu potencial de causar dano. O risco, por outro lado, é a medida ou extensão do dano ocorrido associado ao perigo, ou seja, estima a probabilidade de o evento dano ocorrer, dentro de determinadas circunstâncias.

A metodologia de contabilidade ambiental denominada "pegada" é uma importante ferramenta para mensurar os potenciais impactos das atividades humanas na biosfera. A partir da Pegada Ecológica, proposta por Wackernagel e Rees (1996), várias outras foram desenvolvidas, como por exemplo, a Pegada de Carbono, a Pegada da Água, e a Pegada Química. A Pegada Química descreve os impactos potenciais de substâncias químicas perigosas em produtos, organizações ou nações (SALA; GORALCZYK, 2013; BJØRN et al., 2014; ZIJP et al., 2014).

Não existe até o momento um consenso entre os especialistas quanto a definição de Pegada Química. As opiniões são divergentes principalmente quanto a inclusão de impactos à saúde humana e quanto à comparação de capacidade de carga ou limites do planeta. A Pegada Química, segundo Panko e Hitchcock (2011), é um indicador do risco potencial causado por um produto baseado em sua composição química, nos perigos toxicológicos e ecotoxicológicos dos ingredientes e na exposição potencial durante o ciclo de vida do produto. Zijp et al., (2014) definem a Pegada Química como a medida dos impactos cumulativos esperados de misturas químicas em ecossistemas, particularmente aquáticos, e posterior comparação com a capacidade de carga do ambiente, como forma de avaliar a sustentabilidade do cenário. Segundo Laurent e Owsianiaik (2017), a Pegada Química pode ser definida

como a capacidade de diluição requerida para manter concentrações seguras e prevenir danos ecológicos provenientes da liberação de químicos no meio ambiente. Assim também a metodologia aplicada ainda está em desenvolvimento e não é padronizada, e foca, até o momento, na avaliação de impactos ecotoxicológicos em água doce (LAURENT; OWSIANIAK, 2017).

Inúmeras doenças e mortes prematuras são associadas a poluição ambiental. No Brasil, a carga de doenças devido a poluição atmosférica, em 2008, foi de 33.595 anos de vida perdidos ajustados por incapacidade e morte prematura - DALY (IHME,2008). O DALY é o indicador utilizado pela Organização Mundial da Saúde-OMS para expressar a carga total que a perda de saúde impõe aos países e às populações. A carga de uma doença é calculada pela soma dos anos de vida perdidos devido a morte prematura (YLL) e os anos perdidos devido a incapacidade (YLD).

Entre os contaminantes de preocupação social estão as Dioxinas e Furanos, poluentes ambientais que apresentam alto tempo de permanência no ambiente, baixa taxa de degradação e alto potencial de causar danos à saúde humana (MMA, 2013), compondo os chamados Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). São exemplos de consequências adversas relativas à exposição aos POPs o aumento da incidência de câncer, os efeitos sobre a reprodução, além de outros e efeitos crônicos. Por isso a premência de ações para reduzir a exposição dos trabalhadores e populações vulneráveis, assim como para prevenir a contaminação do solo, da água e do ar (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015a). Atualmente, a emissão das Dioxinas e Furanos é, em sua maioria, não intencional, oriunda dos processos de síntese industrial e de queima de matéria orgânica ao ar livre, incluindo os incêndios naturais (JONES; DE VOOGT, 1999; MMA, 2013).

A Convenção de Estocolmo, ratificada pelo Brasil em 2004, exige a adoção de medidas para eliminar ou reduzir as liberações dos POPs no meio ambiente. Constitui um marco global em busca da erradicação e redução destas substâncias. O Plano Nacional de Implementação da Convenção de Estocolmo (NIP) lançado pelo Brasil em 2015 materializa um compromisso internacional ao mesmo tempo em que é um instrumento essencial para que o Brasil mobilize recursos para eliminação dos POPs do território nacional. Este plano delinea o cenário nacional por meio de inventários de fontes e emissões de POPs e publica as medidas necessárias para

redução dos POPs nos próximos cinco anos. Representa também uma importante contribuição para o alcance da meta do plano de Johanesburgo, que estabelece o ano de 2020 como prazo para que as substâncias químicas sejam geridas adequadamente de modo a minimizar os riscos ao meio ambiente e à saúde humana (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015a).

A estimativa da Pegada Química relativa às Dioxinas e Furanos é imprescindível para o estudo do potencial regional de deterioração da saúde humana associado à esta exposição. Os indicadores da Pegada Química fornecem importante subsídio à tomada de decisão em políticas públicas na área de saúde e meio ambiente, servindo também como base de comparação de exposição e risco, entre estados, entre regiões e entre países.

Objetivos

Estimar a Pegada Química de Dioxinas e Furanos no Brasil, contabilizar seus custos e comparar a vulnerabilidade da população dos estados brasileiros.

Especificamente:

- Apresentar a quantidade de Dioxinas e Furanos e suas fontes de emissão, levando em consideração as emissões para o ar, água e solo;
- Calcular os impactos potenciais sobre a saúde humana a partir dos fatores de caracterização de toxicidade humana (*endpoint*) - a Pegada Química;
- Calcular o custo monetário das externalidades da Pegada Química das Dioxinas e Furanos nos estados brasileiros;
- Comparar a vulnerabilidade da população dos estados brasileiros com base na Pegada Química das Dioxinas e Furanos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Avaliar os impactos ambientais potenciais causados pela liberação de poluentes é fundamental para o planejamento de ações de prevenção e mitigação dos impactos de substâncias químicas na saúde humana. Modelos de avaliação multimídia, como o USEtox, são capazes de prever o impacto de emissões combinando estimativas de distribuição das substância entre os compartimentos ambientais e de rotas de exposição com dados de avaliação de efeito (ROSENBAUM et al., 2007). A estimativa de impactos à saúde se baseia em Fatores de Caracterização específicos para cada substância que combinam o potencial de exposição e a toxicidade (HAUSCHILD et al., 2008).

Os indicadores do tipo “Pegada” descrevem como as atividades humanas impõem diferentes tipos de carga e de impactos na sustentabilidade do planeta. Integrar a avaliação de risco à Pegada Química parece ser uma ferramenta poderosa e uma abordagem indispensável para trazer a avaliação de risco ao contexto de sustentabilidade ambiental (WATANABE, 2017).

2.1 Pegada Química

O termo Pegada Química (ChF) se refere a uma métrica capaz de sintetizar os resultados de avaliações de risco com grande potencial para comunicar riscos e para ser utilizada como referência para embasar decisões técnico-científicas. Constitui uma ferramenta de contabilidade ambiental para impactos de substâncias químicas no meio ambiente, incluindo impactos à saúde humana, sendo capaz de descrever os impactos potenciais de substâncias químicas perigosas ao nível de produtos, organizações ou nações (SALA; GORALCZYK, 2013; BJØRN et al., 2014; ZIJP et al., 2014).

A Pegada Química, como indicador do risco, foi primeiramente abordada por Panko e Hitchcock (2011) em um relatório empresarial no qual se evidenciou um aumento da importância da Pegada Química de um produto impulsionado por mudanças na regulamentação internacional de gestão de produtos químicos. Sendo, segundo os autores, necessária a implantação de uma abordagem científica para identificação de substitutos adequados para as substâncias componentes no produto e presentes em listas prioritárias ou listas negras, como por exemplo a lista de Poluentes Orgânicos Persistentes das Nações Unidas.

Hitchcock et al., (2012), em um estudo de caso de comparação dos impactos potenciais entre duas fórmulas do mesmo cosmético, representaram a Pegada Química de cada formulação. Os resultados evidenciaram as diferenças entre elas referentes aos indicadores de impacto em humanos e no meio ambiente. Isto mostrou o potencial de utilização da Pegada Química na comparação entre diferentes ingredientes quanto aos riscos que representam para saúde humana ao longo de seus ciclos de vida. Os autores definiram a Pegada Química como uma indicação do risco potencial representado por um produto com base em sua composição química e nos perigos toxicológicos e ecotoxicológicos dos ingredientes, sendo necessária a incorporação de uma avaliação de exposição na metodologia de cálculo.

Čuček et al. (2012) apresentam uma visão geral das pegadas como indicadores de sustentabilidade e afirmaram que a definição de pegada tem de ser clara para evitar duplo entendimento. Os autores classificam a Pegada Química como uma pegada combinada ambiental, social e econômica. Os autores adotam a definição de Panko e Hitchcock (2011), que consideram a ChF como um indicador do risco potencial causado por um produto baseado em sua composição química, nos perigos toxicológicos e ecotoxicológicos dos ingredientes e na exposição potencial durante o ciclo de vida do produto.

A primeira estrutura para avaliação de Pegada Química foi apresentada por Sala e Goralczyk (2013), combinando uma abordagem de Avaliação de Ciclo de Vida com a de Avaliação de Risco Humano e Ambiental. A metodologia foi fundamentada nos métodos recomendados de avaliação de impacto de ciclo de vida contidos no manual do sistema internacional de dados do ciclo de vida (EUROPEAN COMMISSION et al., 2011) e consiste de duas etapas.

- A primeira etapa trata da avaliação dos impactos toxicológicos e ecotoxicológicos a partir da aplicação de conceitos consolidados de avaliação de risco. Nesta etapa as quantidades emitidas de poluentes são transformadas em indicadores de impacto (Score de Impacto) usando fatores de caracterização (CFs) específicos para cada substância química (HAUSCHILD, 2005).
- A segunda etapa relaciona o impacto calculado com a capacidade suporte do ambiente. Quando um índice >1 é gerado, indica a superação da

capacidade de carga do ambiente (SALA; GORALCZYK, 2013).

Em um estudo de caso de estimativa da Pegada Química da união europeia, Sala e Goralczyk (2013) compararam os impactos ecotoxicológicos produzidos pela emissão de mais de 300 substâncias diferentes, com base na primeira etapa do método. Concluíram que os impactos associados ao inventário doméstico são predominantemente originados pelas emissões de pesticidas. Emissões de endossulfam para o ar, cialotrina e cipermetrina para a água representaram mais de 75% dos impactos domésticos. Assim, a avaliação da Pegada Química pela aplicação da primeira etapa possibilita a comparação entre impactos potenciais das fontes de emissão e a identificação dos grupos de substâncias que mais contribuem para o risco ecotoxicológico.

Os autores afirmam ainda que os indicadores de impacto resultantes permitem a avaliação em diferentes níveis, ou seja, produtos, setores econômicos e a economia como um todo, bem como no nível geográfico (cidade, região, nação etc.). Ressaltam, porém, o elevado grau de incerteza do método e as limitações da abordagem na aplicação exclusiva da primeira etapa, apontando a necessidade de novas pesquisas para a interpretação dos resultados e para a estimativa de capacidade de carga e dos limites exposicionais para a poluição química.

A comparação do impacto calculado com os limites planetários (segunda etapa) permanece um desafio para cientistas que calculam a Pegada Química devido ao grande número de variáveis e interações na definição de limites para poluição ambiental. O principal benefício da aplicação da Pegada Química, especialmente quando os resultados da avaliação de risco são comparados com os limites do planeta, é a possibilidade de integrar e capitalizar o conhecimento existente para: identificar “hot-spots”; embasar avaliações integradas para gestão de produtos químicos (SALA; GORALCZYK, 2013).

No levantamento bibliográfico realizado não foram encontrados estudos publicados de Pegada Química que aplicassem ambas as etapas apresentadas por Sala e Goralczyk (2013), com a avaliação dos impactos toxicológicos e ponderação quanto aos potenciais efeitos na saúde humana quando exposta aos limites de emissão considerados aceitáveis para a população. Sala e Goralczyk (2013) discutiram sobre a comparação dos potenciais impactos frente a limites planetários, porém a metodologia (segunda etapa) não foi efetivamente aplicada, pois os valores

limites e as fronteiras planetárias para os principais estresses antrópicos definidas por Rockstrom et al. (2009) não incluem limites para poluição química.

Os avanços na utilização da Pegada Química como indicador de sustentabilidade, comparando os impactos com a capacidade de recuperação do ambiente, se concentram em estudos de impactos ecotoxicológicos como os realizados por Bjørn et al. (2014), Zijp et al. (2014) e Posthuma et al. (2014). Nestes estudos foram estabelecidos limites para poluição em água doce com base na distribuição estatística de espécies (SSD) relacionadas à concentração de não efeito (NOEC) ou à concentração previsível sem efeitos (PNEC). Em ambos os casos, a avaliação de risco incluiu somente impactos ecotoxicológicos em água doce, os quais foram comparados com a capacidade de diluição necessária para evitar danos aos ecossistemas.

Bjørn et al. (2014) calcularam a Pegada Química das emissões na Europa, a partir de inventário de emissões de 2004 que contempla 173 substâncias químicas. Os autores evidenciaram que a capacidade de diluição foi superada para a maioria dos países avaliados. Os autores concluíram que os principais contribuintes, para a Pegada Química, foram cobre e zinco e que a principal contribuição se deve às emissões diretas na água, especialmente por sistemas de tratamento de águas residuais em áreas metropolitanas.

Nos estudos de caso apresentados por Zijp et al., (2014), os resultados apontam que a Pegada Química permaneceu dentro dos limites estabelecidos para a poluição química para a avaliação de impactos ecotoxicológicos da produção e uso de substâncias orgânicas monoconstituintes na Europa, ano base 2001. A capacidade de diluição foi superada na avaliação do uso de pesticidas no noroeste da Europa, comparado com o volume de água regional, apesar da tendência decrescente ao longo do tempo. A Pegada Química, quando utilizada para expressar impactos ecotoxicológicos da emissão de poluentes em água doce, pode ser definida como a diluição necessária para evitar danos em ecossistema de água doce (ZIJP et al., 2014; POSTHUMA et al., 2014; BJØRN et al., 2014).

Os impactos potenciais à saúde humana também fazem parte da Pegada Química. Há diversos estudos, entretanto em menor quantidade do que os relacionados ao impacto ambiental, que mencionam a importância de incluir os impactos à saúde humana de modo a agregar valor à avaliação de risco.

Roos e Peters (2015) avaliaram quantitativamente os impactos toxicológicos e ecológicos de substâncias presentes no processo de fabricação de camisetas de algodão utilizando uma metodologia similar àquela proposta por Sala e Goralczyk (2013) como primeira etapa. Os autores, porém, denominaram a métrica como “Pegada Tóxica” e a consideram como uma pré-etapa da Pegada Química.

Sörme et al. (2016) calcularam os potenciais impactos à saúde humana, assim como à saúde ambiental, com base nas informações do Registro de Emissões e Transferências de Poluentes europeu, o PRTR, como uma primeira etapa para a avaliação da Pegada Química da Suécia. Neste estudo foi estimado o impacto potencial, toxicológico e ecotoxicológico ocasionado pela emissão de 54 substâncias químicas considerando uma exposição padrão da população. Os resultados mostraram que as emissões de zinco para o ar e água foram os principais contribuintes à toxicidade humana, seguidos das emissões de mercúrio, sendo a indústria do metal e a de papel as principais fontes de emissão. Para a contaminação ambiental, zinco, fluoranteno e cobre foram os principais contribuintes, e a indústria de papel e a manufatura de metal os principais setores da indústria.

Nordborg et al. (2017) calcularam indicadores atualizados para a Suécia relativos à toxicidade humana e à ecotoxicidade, com base nos achados de Sörme et al. (2016). Ao compararem os potenciais impactos estimados pela modelagem USEtox relativos à massa das emissões químicas, obtiveram resultados bastante consistentes com os valores calculados por Sörme et al. (2016). O zinco se mostrou um dos principais contribuintes para os impactos relativos à toxicidade humana e à ecotoxicidade quando estimados pelo modelo USEtox 2.01. O método aplicado usa a massa de emissões químicas em combinação com CFs do modelo USEtox para estimar um indicador de Pegada Química.

As avaliações de impacto de (Eco) toxicidade de produtos químicos são tipicamente dificultadas por falta de dados. Portanto, embora limitado em escopo, o registro de emissão e transferência de poluente, RETP, e *Toxics Release Inventory* (TRI) da USEPA, são de grande valia para pesquisadores e formuladores de políticas que desejam, por exemplo, estimar uma Pegada Química nacional agregada.

Aponta-se aqui que estimativas em massa de emissões químicas constituem um indicador mais simplista da poluição química. Assim, indicadores baseados em

massa não devem ser considerados alternativas aos potenciais de impacto de (eco) toxicidade, uma vez que não consideram o destino, a exposição e o efeito das substâncias. Deve-se notar que os indicadores baseados em massa de poluição química são indicadores de pressão, enquanto os impactos potenciais com base no modelo USEtox são indicadores de impacto (DIAMOND et al., 2015).

Apesar dos avanços no emprego dos indicadores conhecidos como Pegadas, alguns problemas conceituais ainda se apresentam. Entre eles podemos citar: métricas ambientais pobramente definidas conduzindo a uma variedade de abordagens para quantificação de impacto, facilitando a obtenção de resultados confusos e contraditórios (RIDOUTT et al., 2016); diferentes métodos para a avaliação de toxicidade de produto e ingredientes, refletindo em resultados não consistentes para um mesmo produto (ROOS; PETERS, 2015); além de questões específicas relativas à dupla contagem, quando o mesmo impacto ambiental é incluso em diferentes pegadas, por exemplo, a Pegada Hídrica e a Pegada Química podem incluir impactos relacionados às emissões de substâncias químicas para a água.

Fang et al., (2016) fornecem novos insights para a compreensão do conceito de pegada ao investigar os usos existentes da ferramenta na implementação de um sistema de classificação de pegadas. Os autores propõem a divisão do indicador pegada em duas dimensões, objeto (nação, organização, produto) vs. tema (carbono, água, terra). Dentro da dimensão do tema dois domínios (socioeconômico vs. ambiental) são propostos; enquanto dentro do domínio ambiental os grupos, recurso vs. emissão com duas categorias cada, inventário vs. impacto. Estimulando, deste modo, uma revisão científica sobre o conceito metodológico de pegada.

Sob esta nova luz, a Pegada Química é classificada no domínio de tema ambiental e no grupo das Pegadas de Emissões, pois contabiliza o fluxo de produtos emitidos para o ambiente resultante da produção e consumo humanos, e ainda categorizada como “Pegada de Emissões para Inventário” pois estima os fluxos emitidos para o ambiente (ar, água e solo) em termos absolutos, adicionando a massa (quilogramas) de tóxicos.

A Pegada Química surge como uma metodologia capaz de ser integrada na avaliação de risco convencional, introduzindo uma abordagem mais holística e preditiva, e atendendo à necessidade de ligar o risco "local" com o risco "global", de

forma mais explícita e quantificável. A integração com a Pegada Química parece ser uma ferramenta poderosa e uma abordagem indispensável para situar a avaliação de risco no contexto da sustentabilidade ambiental.

Neste contexto, Watanabe (2017) revisou os problemas associados ao balanço risco atual/benefícios, com foco em três questões principais: exposição múltipla, relações com a sustentabilidade e equilíbrio entre risco e benefício. O autor aponta para a necessidade de se criar um sistema pelo qual podemos obter *feedback* apropriado de consequências futuras e remotas, aparentemente irrelevantes, de nossas atividades atuais, aplicando preços para o uso de químicos baseados nos impactos estimados pela Pegada Química.

Recentemente, Tarasova et al. (2018a) apresentaram resultados da abordagem que empregaram na linha de integração entre Pegada Química e análise de risco na avaliação de impacto ambientais de produtos químicos. Assim, para estimar pegadas químicas relacionadas à contaminação ambiental por substâncias potencialmente tóxicas, concentrações ambientais medidas foram combinadas com os resultados do modelo de caracterização toxicológica USEtox. A abordagem foi testada usando o exemplo do mercúrio nas federações russas. Os resultados mostram que a principal contribuição para a Pegada Química de mercúrio e seus compostos está relacionada a liberações de atividades humanas em corpos d'água. Estimativas de máxima concentração disponível (*Maximum Available Concentration-MAC*) mostram que os dados calculados e experimentais concordam em boa medida, particularmente para a contaminação por mercúrio em corpos de água doce. Os resultados deste estudo foram apresentados ao Ministério do Meio ambiente e Recursos naturais da Federação Russa. Os autores planejam usar esses resultados como uma base para priorizar ações sobre fontes de contaminação ambiental por mercúrio e como referência para minimizar tais impactos.

Segundo Tarasova et al. (2018b), para se evitar problemas globais relacionados aos efeitos de químicos, é necessário desenvolver uma nova abordagem global e proativa para identificar e gerenciar os produtos químicos que possam representar uma ameaça para todo o planeta. Sendo a Pegada Química uma opção para implementar essa abordagem.

O escopo da Pegada Química, neste trabalho, considera somente o impactos à saúde humana (toxicológicos), calculados com base nas emissões de Dioxinas e

Furanos no Brasil. Baseado na definição de Panko e Hitchcock (2011), neste trabalho a Pegada Química representa o indicador do risco potencial ocasionado pela emissão de poluentes e pelos perigos toxicológicos das substâncias químicas, considerando a exposição padrão de uma população, não levando em conta os perigos ecotoxicológicos e não estabelecendo uma comparação com a capacidade de carga do ambiente. Neste contexto este indicador se assemelha ao enquadramento feito por Čuček et al. (2012) no qual a Pegada Química é classificada como uma pegada combinada de meio ambiente, social e econômica pois envolve aspectos destas três dimensões. As emissões de Dioxinas e Furanos no meio ambiente afetam diretamente a saúde da população e causam perda da qualidade de vida da sociedade.

2.2 O modelo USEtox e a Avaliação de Impactos Toxicológicos

A avaliação de impactos toxicológicos para avaliação de risco a saúde humana e para estimativas da Pegada Química é feita usualmente pela aplicação de modelos multimídia que apresentam fatores de caracterização para toxicidade de contaminantes ou poluentes, relativos tanto à saúde humana como à biota natural. Há diversos modelos de avaliação de impacto como CalTOX, IMPACT 2002, EDIP, porém atualmente o USEtox é considerado por especialistas o modelo mais adequado para a avaliação de impactos toxicológicos (HAUSCHILD et al., 2008; ROSENBAUM et al., 2008), e tem sido amplamente aplicado e incorporado às metodologias de avaliação da Pegada Química. As funcionalidades do modelo USEtox estão explicadas na seção 3.2.

O DALY (*Disability Adjusted Life Year*) proposto por Murray e Lopez (1996) é a métrica utilizada pela OMS para medir a carga de doenças em estudos relativos ao estado da saúde de populações. É também a unidade utilizada pelo modelo USEtox para expressar o resultado da avaliação dos impactos potenciais a saúde humana, e segundo Gao et al. (2015), é uma métrica vantajosa para quantificar e comparar riscos decorrentes da poluição ambiental.

Fantke et al. (2012) quantificaram os impactos na saúde e os custos de danos associados à exposição a 133 pesticidas aplicados em 24 países europeus em 2003. A avaliação de risco foi conduzida utilizando a combinação de metodologias, dentre elas o USEtox para obtenção da fração absorvida (*Intake Fraction*)

(ROSENBAUM et al., 2008) e os fatores de dano (DALY/kg) conforme apresentado por (HUIJBREGTS et al., 2005). Os custos dos danos foram calculados a partir de um fator de valoração (*Valuation Factor-VF*) de 40,000 €/DALY conforme recomendado por Desaigues et al. (2011). A principal limitação na avaliação dos impactos de pesticidas na saúde humana está relacionada à falta de dados de aplicação sistemática para todas as substâncias usadas. Como os impactos na saúde podem ser substancialmente influenciados pela escolha de pesticidas, a necessidade de mais informações sobre a aplicação da substância torna-se evidente.

Sala e Goralczyk (2013), para o cálculo da Pegada Química (ChF) da união europeia, combinaram a quantidade de emissões com fatores de caracterização ecotoxicológicos do modelo USEtox para o cálculo dos indicadores de impacto (ecotoxicidade) em unidades tóxicas comparativas (CTUe), representando o potencial de espécies afetadas por unidade de massa de substância emitida (PAFm³ dia /kg).

Bjørn et al. (2014), para expressar os impactos ecotoxicológicos de emissões antrópicas de substâncias químicas em água doce aplicaram fatores de caracterização do modelo USEtox e estabeleceram relações com a capacidade de diluição necessária para evitar danos aos ecossistemas.

Sörme et al. (2016) calcularam os impactos ambientais potenciais de substâncias químicas emitidas na Suécia. O modelo de avaliação de impacto USEtox foi utilizado para calcular o potencial de toxicidade humana e ecológica das emissões para ar e água de 54 substâncias químicas. Consideraram a ChF como o dano potencial ocasionado pela emissão de poluentes e pelos perigos toxicológicos das substâncias químicas.

Li et al. (2016) identificaram os fatores que influenciam os efeitos na saúde das emissões atmosféricas de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) gerados por atividade humana na China. Os fatores de caracterização do modelo USEtox foram utilizados para investigar a exposição ambiental e compor a metodologia para determinar os efeitos dos HPA na saúde. Os dados do modelo USEtox foram ajustados conforme características regionais de cada província chinesa, quantidade de habitantes, taxas de *intake* total, área, temperatura, velocidade do vento, taxa de chuva etc. Os fatores de caracterização também foram

modificados considerando fatores de efeitos animal-humanos, utilizando unidades de risco identificadas em estudos epidemiológicos. Fatores de conversão *endpoint* foram estimados a partir de correlações com as doenças relacionadas aos HPAs.

Harder et al. (2017) estimaram o potencial de toxicidade humana associado a contaminantes químicos na aplicação de lodo de esgoto em terras agrícolas na Suécia. A carga global da doença foi estimada usando fatores de caracterização do modelo USEtox para a exposição através da ingestão de vegetais. Os resultados indicam que as informações técnicas fornecidas pelas várias abordagens para modelar a toxicidade humana na avaliação do ciclo de vida no contexto da aplicação de esgoto no solo é consistente.

Steingrímsdóttir et al. (2018) apresentam uma estrutura *screening* para comparar e classificar pesticidas usando um conjunto de indicadores como toxicidade humana e ecotoxicidade, dentre outros. A estrutura foi aplicada e testada na Dinamarca para pesticidas aplicados ao cultivo da alface. Os custos de danos dos impactos à toxicidade humana e ecotoxicidade em água doce, calculados com base no modelo USEtox, foram combinados com os custos de aplicação para calcular custos totais por pesticida. Os valores de toxicidade humana potencial, expressos em DALY/kg de pesticida aplicado, foram obtidos com base nos CFs de emissões para ar e solo bem como resíduos em alface combinados com as quantidades emitidas de pesticidas. Os custos dos potenciais impactos dos pesticidas para o meio ambiente e a saúde humana (também chamados de custos externos ou externalidades) foram convertidos em valores monetários usando fatores de valoração. Os autores destacam a necessidade de considerar vários aspectos relevantes que influenciam a classificação dos pesticidas e a importância de combinar o desempenho do custo total por unidade de pesticida aplicada com a respectiva aplicação dosagem por hectare.

A aplicação de modelos multimídia na avaliação de risco tem grande potencial para estimar impactos toxicológicos e prever os efeitos a saúde e os custos associados às emissões de poluentes em uma região, estado ou país. A consolidação destes resultados em formato de Pegada Química permite expressar a pressão destas emissões no planeta e sua população.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia, proposta por Sala e Goralczyk (2013) foi aplicada no presente estudo de caso para estimar a Pegada Química de Dioxinas e Furanos, considerando o Brasil e suas 27 Unidades da Federação (UFs) como fronteiras do sistema. A Figura 1 mostra o fluxograma com as principais etapas da pesquisa, conforme apresentado a seguir:

(1) O Inventário brasileiro do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2013) foi a fonte de informação sobre as massas das substâncias liberadas em cada compartimento ambiental (ar, água e solo);

(2) Avaliação do potencial impacto à saúde humana com a aplicação de modelo para avaliação de Impacto (*midpoint*) e de Efeito (*endpoint*). Fatores de caracterização (CF) toxicológicos do modelo USEtox foram utilizados no cálculo do Score de Impacto *endpoint*, expresso em DALY.

(3) As unidades federativas e as grandes regiões brasileiras foram comparadas com base na Pegada Química e nas categorias de fontes de emissão.

(4) A avaliação dos custos das externalidades foi feita a partir da aplicação de valores monetários ao DALY para estimar os custos externos relativos à carga de doenças associadas às emissões de Dioxinas e Furanos.

(5) A vulnerabilidade ambiental das UFs foi representada em um diagrama de três eixos relacionando o risco da Pegada Química (intensidade do dano x capacidade de diluição) e a vulnerabilidade ambiental da população (capacidade em saúde) para comparar as unidades federativas e identificar *Hot-Spots*.

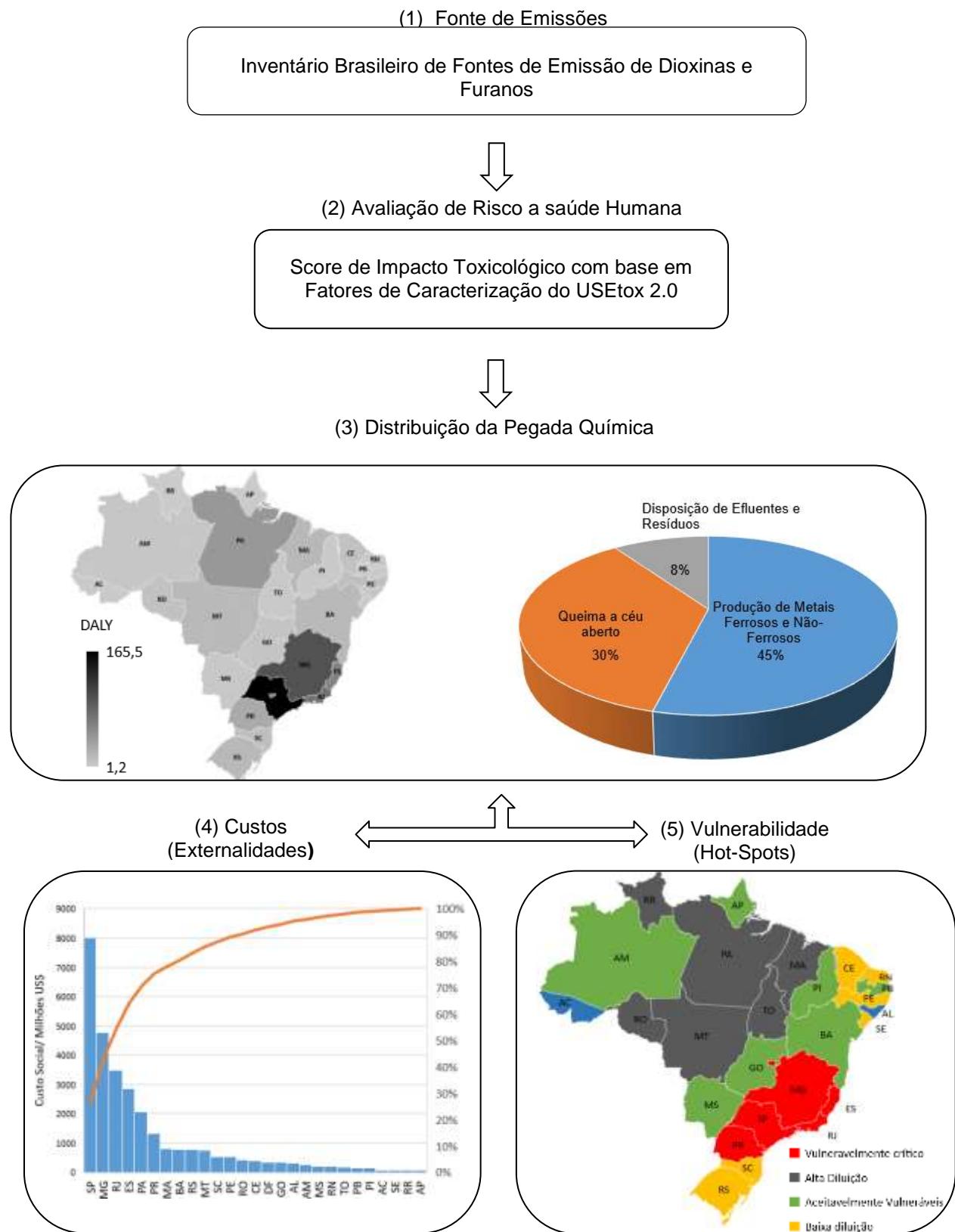


Figura 1- Fluxograma da Pesquisa

3.1 Dados de emissões de Dioxinas e Furanos no Brasil

O Inventário Nacional de Fontes e Estimativa de Emissões de Dioxinas e Furanos (MMA, 2013) foi elaborado de acordo com as diretrizes e fatores de emissão da 2^a versão do *Tollkit - Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases* (UNEP, 2005) e estima a quantidade de emissões/liberações de poluentes orgânicos persistentes produzidos não intencionalmente. Com base em informações do ano de 2008, o inventário estima a quantidade potencial de produção de Dioxinas e Furanos conforme categorias de fonte de emissão e a distribuição entre os estados e regiões brasileiras.

O inventário apresenta o cenário da liberação de Dioxinas e Furanos no Brasil, para subsidiar o Nacional de Implementação (NIP). As informações utilizadas para determinação e aplicação dos fatores de emissão foram obtidas a partir das consultas a base de dados governamentais e informações de entidade ligadas à indústria e outras consideradas de confiabilidade boa ou aceitável (MMA, 2013).

As quantificações em massa das Dioxinas e Furanos, feitas no inventário, são apresentadas em gTEQ (gramas de toxicidade equivalente). Esta unidade de medida é utilizada pois este grupo de substâncias ocorre em misturas de 17 tipos de moléculas congêneres que agem coletivamente sendo seus potenciais efeitos toxicológicos mensurados a partir da soma da toxicidade equivalente (Σ TEQ) em relação à congênere mais tóxica denominada 2,3,7,8-TetraCDD (JONES; DE VOOGT, 1999).

As Dioxinas e Furanos (PCDD/PCDF) podem ser formados em processos térmicos e processos industriais químicos. As liberações de Dioxinas e Furanos são consideradas para cinco compartimentos ou meios, conforme apresentado na Figura 2, na qual a linha pontilhada indica as fronteiras de coleta de dados do inventário, as caixas em cinza são compartimentos que podem conter Dioxinas e Furanos e as caixas com quadros em negrito representam etapas em que estes compostos podem ser gerados.

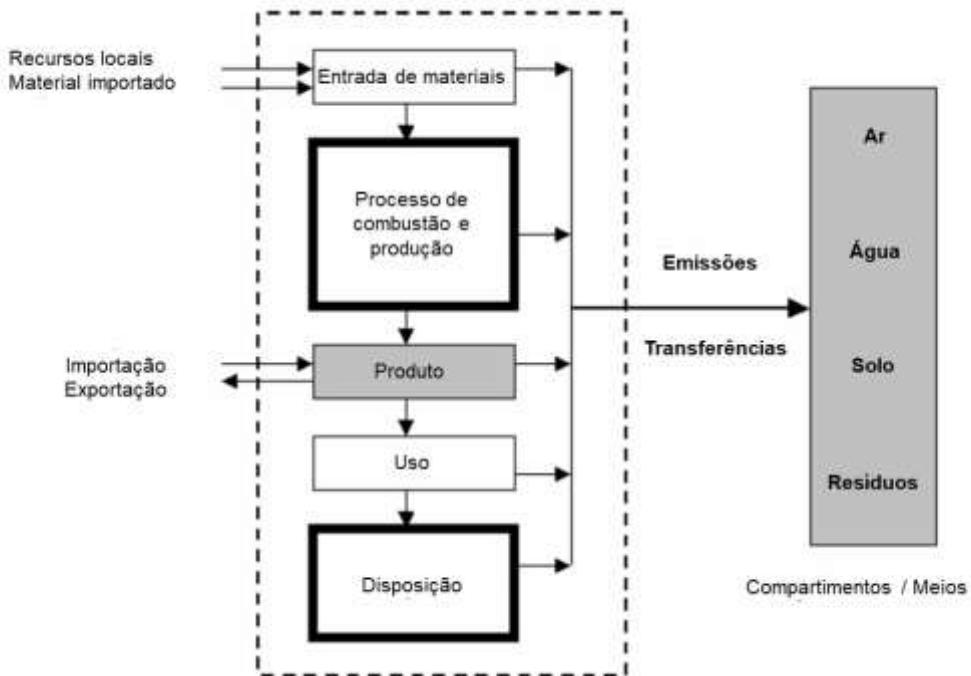


Figura 2 - Ciclo de vida das Dioxinas e Furanos
Fonte – Adaptado de UNEP (2005)

Somadas todas as fontes de emissão consideradas no inventário, a quantidade de Dioxinas e Furanos estimada no Brasil para o ano de 2008 foi de 2235 gTEQ (MMA, 2013), incluindo emissões para o ar, água, solo, liberações em resíduos e produtos (Anexos A1 e A2). Em relação ao total emitido, as emissões em massa (gTEQ) estão distribuídas entre os compartimentos ambientais da seguinte forma: emissões para o ar (52%), resíduos (24%), produtos (19%), solo (4%) e água (1%), conforme apresentado na Figura 3.

Para a entrada de dados das emissões no modelo de avaliação de risco USEtox, foi necessário reorganizar as informações para considerar somente as emissões para os compartimentos ambientais ar, solo e água, sendo assim foram necessários dois ajustes: desconsiderar as liberações em produtos e agrupar as liberações em resíduos com as emissões para o solo.

Liberações em produtos não foram incluídas na avaliação de risco devido à impossibilidade de modelar este tipo de liberação no modelo escolhido, pois na prática as substâncias presentes em produtos ainda não foram transferidas para o ambiente e, portanto, não há fatores de caracterização disponíveis para esta situação. As liberações em resíduos foram consideradas como emissões para o solo e o respectivo fator de caracterização foi aplicado para a avaliação de risco destas emissões.

Após a reorganização das emissões, excluindo a liberação das 419 gTEQ em produtos e somando as emissões de resíduos e emissões para o solo, o total contabilizado de Dioxinas e Furanos no Brasil, ano base 2008, passa a ser 1816 gTEQ. A distribuição entre os compartimentos ambientais antes e depois da reorganização dos meios de lançamento está apresentada na Figura 3.

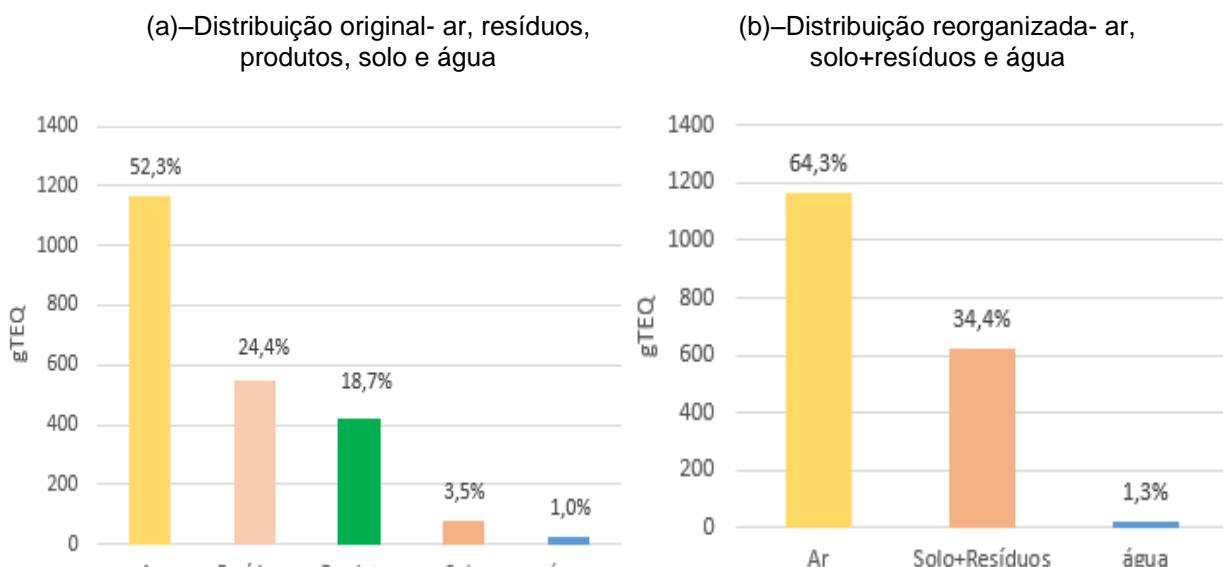


Figura 3 - Distribuição de emissões do inventário de Dioxinas e Furanos - ano base 2008
Fonte – Adaptado de MMA (2013)

3.2 Avaliação de risco toxicológico

A avaliação de risco à saúde foi calculada com base no USEtox, modelo desenvolvido em 2005 a partir de uma iniciativa da *United Nations Environmental Program* (UNEP) e *Society for Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC). É considerado por especialistas atualmente como o melhor modelo para a avaliação de impactos toxicológicos (HAUSCHILD et al., 2013; ROSENBAUM et al., 2008), possuindo uma base de dados de fatores de caracterização (CFs) para toxicidade humana (ROSENBAUM et al., 2011) e ecotoxicidade para mais de três mil substâncias (FANTKE et al., 2012).

O USEtox é um modelo multimídia que prevê o destino e a exposição à substâncias químicas para quantificar impactos potenciais de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce a partir de fatores de caracterização (FANTKE et al., 2012). O cálculo é executado considerando o estado estacionário das substâncias na tabela de taxas constantes de balanço de massa. A taxa de balanço de massa constante é dada para cada compartimento de emissão e combinação de

compartimento de recepção. Na Figura 4 é apresentada a estrutura do modelo USEtox para avaliação de Toxicidade humana e ecotoxicidade de substâncias químicas emitidas no ambiente baseada na análise da cadeia de causa-efeito que vincula as emissões químicas a impactos em humanos e/ou ecossistemas.

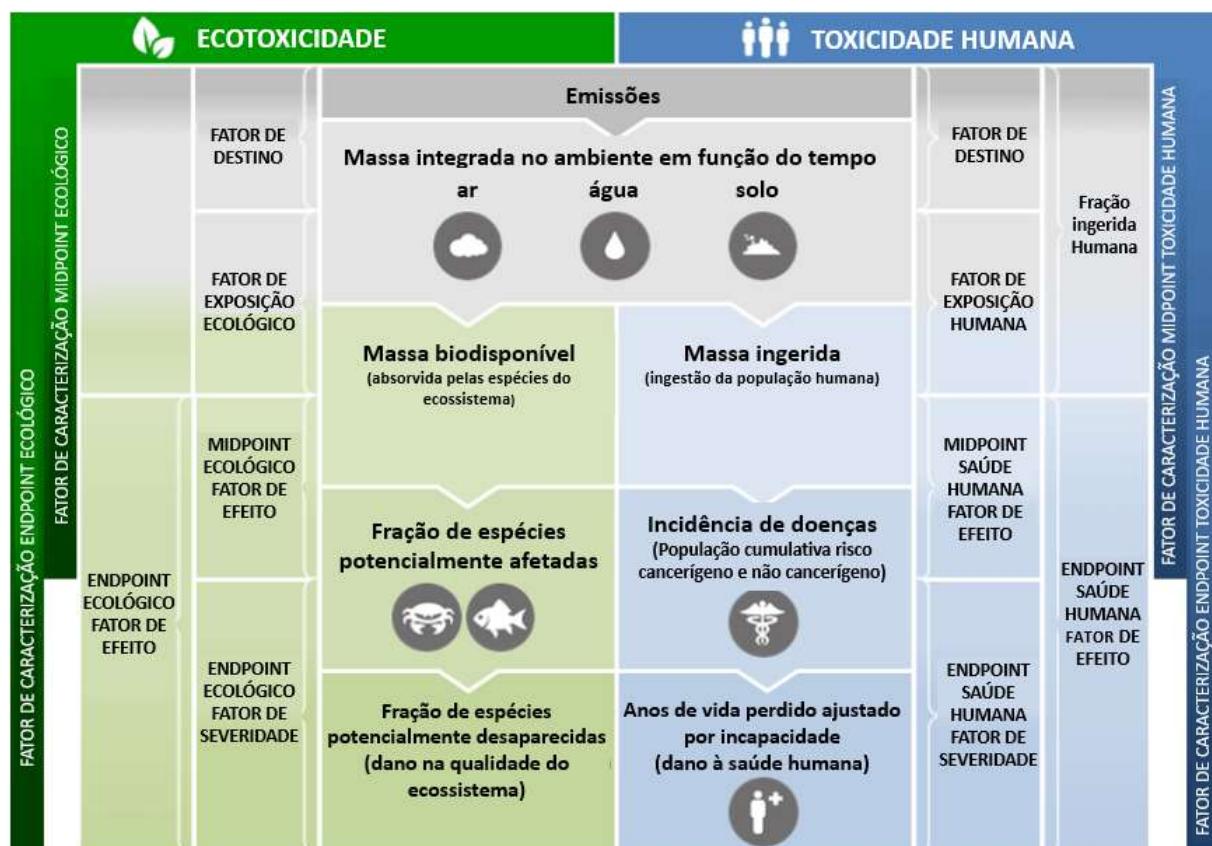


Figura 4 - Estrutura para caracterização de impactos com o USEtox 2.0 para caracterizar toxicidade humana e toxicidade do ecossistema de emissões químicas.

Fonte: Adaptado de FANTKE (2017)

De forma geral, o modelo USEtox traduz a quantidade emitida de uma determinada substância química em um potencial impacto ao ambiente através da aplicação de fatores de caracterização. Em relação aos impactos toxicológicos, o cálculo dos Fatores de caracterização do modelo USEtox inclui o fator de destino (FF), o fator de exposição (XF) e um fator de efeito (EF). Os fatores de destino e exposição são combinados de modo a compor a fração em massa de uma substância emitida que é consumida (iF) pela população, conforme Equação 1.

$$iF = FF \times XF \quad (1)$$

Onde:

iF= Fração consumida ou *intake fraction* ($\text{kg}_{\text{intake}} / \text{kg}_{\text{emitido}}$)

FF = Fator de destino (Dia);

XF = Fator de exposição (1/Dia);

O fator de caracterização inclui o fator de destino (FF) e a fração consumida pela população (iF), por ingestão ou inalação conforme Equação 2.

$$\text{CF}_{\text{midpoint}} = \text{EF} \times \text{iF} \quad (2)$$

Onde:

$\text{CF}_{\text{mipoint}}$ = Fator de caracterização para toxicidade humana (CTUh /kg_{emitido} ou Casos /kg_{emitido});

EF = Fator de efeito (Casos / kg_{intake});

iF= Fração consumida-intake fraction ($\text{kg}_{\text{intake}} / \text{kg}_{\text{emitido}}$)

O XF avalia as rotas de exposição por inalação e ingestão e o EF é o indicador *midpoint* e reflete a alteração na probabilidade de ocorrência de doenças durante o tempo de vida devido à exposição a uma substância química. Este indicador é apresentado em unidades tóxicas comparativas por quilograma (CTUh/kg) que é equivalente a quantidade de casos de doença por quilogramas de substância química emitida (casos/kg). A determinação da extensão dos danos à saúde relacionados com as emissões envolve a aplicação de um fator de dano (DF) aos casos de doença que levam em conta anos de vida perdidos e anos de vida incapacitados associados a essa doença. Este indicador é um indicador *endpoint* expresso em unidades comparativas de dano (CDUh) que é equivalente a perdas de anos de vida por morte ou incapacidade (DALY/kg) por quilograma de substância química emitida conforme apresentado na Equação 3.

$$\text{CF}_{\text{endpoint}} = \text{CF}_{\text{midpoint}} \times \text{DF} \quad (3)$$

Onde:

$\text{CF}_{\text{endpoint}}$ = Fator de caracterização para toxicidade humana (CDUh /kg_{emitido} ou DALY /kg_{emitido});

$\text{CF}_{\text{mipoint}}$ = Fator de caracterização para toxicidade humana (Casos /kg_{emitido});

DF= Fator de Dano (DALY /Casos)

Este indicador é interpretado como a potencial ocorrência de danos à saúde devido à ocorrência de doenças causadas pela introdução/exposição à substância. A severidade média para efeitos à saúde de doenças não cancerígenas $DALY_{noncancer}=2,7$ (DALY/Casos) e para doenças cancerígenas $DALY_{cancer}=11,5$ (DALY/Casos) (HUIJBREGTS et al., 2005).

3.3 Cálculo do Score de Impacto

O score de impacto toxicológico é calculado como a soma do CF dos compartimentos ambientais (ar, água e solo) multiplicado pela massa da substância liberada em cada compartimento (FANTKE et al., 2017), conforme Equação 4.

$$IS = \sum_i \sum_x CF_{x,i} \times m_{x,i} \quad (4)$$

Onde:

IS = Score de impacto para toxicidade humana;

$CF_{x,i}$ = fator de caracterização para toxicidade humana, da substância x emitida para o ambiente i ;

$m_{x,i}$ = massa da substância x emitida para o ambiente i .

3.3.1 Parâmetros de entrada do modelo USEtox

Os fatores de caracterização do modelo USEtox estão disponíveis na base de dados que contém mais de três mil substâncias. O cálculo dos fatores de caracterização depende de propriedades físico químicas das substâncias. Os fatores de caracterização utilizados nesta pesquisa foram os dados *default* da substância 2,3,7,8-TetraCDD obtidos na base de dados de substâncias orgânicas do USEtox versão 2.0 (Anexo C1).

O modelo USEtox usa configurações de ambientes genéricos para todas as escalas espaciais para representar os movimentos, transformações e trocas da massa de contaminantes entre os compartimentos ambientais, os quais dependem de características físico-químicas dos produtos químicos modelados e das características dos compartimentos considerados comportando a modelagem na região padrão do USEtox, versão 2.01. As emissões para os compartimentos ambientais ar, água e solo, foram consideradas como emissões para ar continental, água doce continental e solo natural continental, respectivamente. Os fatores de

caracterização desta substância consideram somente a ocorrência e efeitos de doenças cancerígenas conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Fatores de caracterização para toxicidade humana *midpoint* e *endpoint*, substância 2,3,7,8-TetraCDD (CAS 1746-01-6)

Fator de Caracterização	Unidade	Ar continental	Compartimento Ambiental	água doce continental	Solo natural
<i>midpoint</i>	casos/kg _{emitido}	35	146	16	
<i>endpoint</i>	DALY/kg _{emitido}	402	1673	179	

Fonte: USEtox 2.01- Rosenbaum et al. (2011)

3.3.2 Cálculo da Pegada Química

O dano potencial à saúde humana equivalente ao Score de impacto *endpoint* foi considerado como Pegada Química (ChF). A medida do score de impacto demonstra o potencial de determinada quantidade de emissões em causar dano a saúde de uma população exposta. No caso do Brasil e suas unidades federativas, a Pegada Química foi calculada a partir do CF_{*endpoint*} (DALY/kg_{emitido}) obtido na base de dados do modelo USEtox, e da estimativa da massa de substâncias químicas liberadas para cada compartimento ambiental durante o ano de 2008, m_{i,x}^{UF} (kg_{emitido-2008}), conforme apresentado na Equação 5.

$$\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}} = \sum_i \sum_x \text{CF}_{x,i} \times m_{i,x}^{\text{UF}} \quad (5)$$

Onde:

ChF₂₀₀₈^{UF} = Pegada Química para saúde humana (DALY/ano);

CF_{x,i} = fator de caracterização (*endpoint*) para toxicidade humana, da substância x emitida para o ambiente i;

m_{x,i} = massa da substância x emitida para o ambiente i.

Pegada Química per capita

Para o cálculo da Pegada Química per capita (ChF_{pcapita}) foi considerado uma distribuição uniforme das emissões e dos impactos entre os indivíduos da população. A Pegada Química per capita é calculada a partir da razão entre Pegada Química e o número de habitante, conforme apresentado pela Equação 6.

$$\text{ChF}_{pcapita} = \frac{\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}}{n^{\text{habitantes UF}}} \quad (6)$$

Onde:

$\text{ChF}_{pcapita}$ = Pegada Química percapita (DALY/habitante);

$\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}$ = Pegada Química para cada unidade federativa, ano base 2008 (DALY);

nºhabitantes UF = População da Unidade Federativa (habitante);

A Pegada Química per capita, pode ser vista como também pela perspectiva de tempo de vida perdido por habitante considerando a expectativa de vida da população. O tempo perdido por habitante em horas durante toda a vida é calculado a partir da relação entre a $\text{ChF}_{pcapita}$ em DALY (anos) com a expectativa de vida (Equação 7).

$$\text{Tempo Vida Perdido (h)} = \text{ChF}_{pcapita} \times \text{LE} \times 8760 \quad (7)$$

Onde:

$\text{ChF}_{pcapita}$ = Pegada Química percapita (DALY/habitante);

LE= Expectativa de vida (anos/habitante)

Tempo de Vida Perdido = Tempo de vida perdido (h/habitante);

8760 = Conversão anos em horas (h/ano)

3.4 Valoração Monetária de Impactos na Saúde Humana

A estimativa do custo dos impactos será feita através da atribuição de valores monetários ao aos danos potenciais calculados (DALY). A Valoração Monetária (*Monetary Valuation*) é tratada como uma externalidade que pode ser positiva, quando produz benefícios, ou negativa quando representa custos ou perdas de bem-estar. Segundo Pizzol et al., (2015), a valoração monetária permite comparar impactos ambientais (medidos em diferentes unidades físicas incomparáveis).

Serão utilizados fatores de valoração (*Valuation Factor-VF*) recomendados para novos países membros da união europeia de 33.000 €/VOLY (DESAIGUES et al., 2011). Para este cálculo o valor do VOLY foi considerado igual ao DALY e foi relacionado com a Pegada Química de Dioxinas e Furanos conforme apresentado na Equação 8.

$$\text{Custo VOLY} = \text{ChF}_{2008}^{\text{UF}} \times \text{VF}_{\text{VOLY}} \quad (8)$$

Onde:

$Custo_{VOLY}(\$)$ – Custo da emissão de Dioxinas e Furanos em cada UF em 2008.

ChF_{2008}^{UF} (DALY) – Pegada Química para cada UF em 2008.

$VF_{VOLY}(\frac{\$}{VOLY})$ - Fator de valoração

O estudo de Desaigues et al. (2011) foca na valoração do custo da perda de um ano de vida, o chamado “Custo intangível”, ou seja, o custo da adição de um ano na expectativa de vida. A estimativa não se refere aos custos “diretos” os quais incluem despesas médicas, custos de tratamentos, atendimento ambulatorial, entre outros, mas ao valor que a população está disposta a pagar para estender sua expectativa de vida em um ano. Para Desaigues et al. (2011), o VOLY (*Value of a Life Year*) é o elemento-chave para calcular os custos de danos causados por poluição atmosférica. O VOLY representa o valor monetário de um ano de vida. O método utilizado para calcular o VOLY para a União Europeia (EU) foi a avaliação contingente (CV) baseada em uma pesquisa de disposição a pagar (WTP) por um aumento na expectativa de vida. A pesquisa foi realizada em nove países europeus: França, Espanha, Reino Unido, Dinamarca, Alemanha, Suíça, República Tcheca, Hungria e Polônia, com uma amostra total de 1463 pessoas. O valor recomendado para análises custo-benefício de políticas de poluição do ar para a União Europeia é de €40.000, considerando os resultados de €41.000 para UE15 e de €33.000 para novos países membros. Segundo Desaigues et al., (2011) é necessário avaliar a mudança na expectativa de vida devido a poluição do ar, conforme exemplificado na Figura 5.

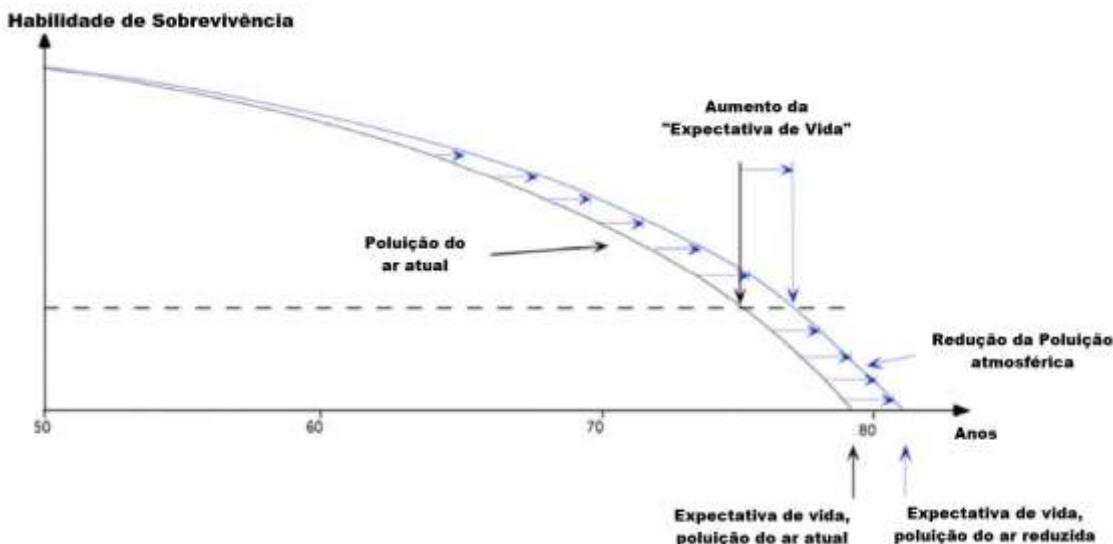


Figura 5 - Ganho de expectativa de vida pela redução da poluição do ar
Fonte: Adaptado de DESAIGUES et al., (2011)

O fator de valoração de 40,000 €/DALY proposto por Desaigues et al. (2011) foi aplicado por Fantke et al. (2012) e Steingrímsdóttir et al. (2018) para valorar os impactos na saúde e os custos de danos associados à exposição a pesticidas. Fantke et al. (2012) calcularam os impactos na saúde e os custos de danos associados à exposição a 133 pesticidas no continente europeu para estimar a carga de doença e os custos associados a exposição a estas substâncias. Steingrímsdóttir et al. (2018) aplicaram os custos dos potenciais impactos dos pesticidas para o meio ambiente e a saúde humana (também chamados de custos externos ou externalidades) para avaliar o custo total por unidade de pesticida aplicada com a respectiva aplicação dosagem por hectare aplicados à alface em um estudo de caso na Dinamarca.

3.5 Comparação da Vulnerabilidade Ambiental

O conceito global de vulnerabilidade inclui fatores que influenciam o ambiente sócio-econômico-institucional (por exemplo, acesso a serviços de saúde), além daqueles relacionados a biologia e exposição (MAKRI; STILIANAKIS, 2008). Os principais parâmetros de vulnerabilidade são o estresse ao qual um sistema é exposto, sua sensibilidade e sua capacidade adaptativa (ADGER, 2006). Segundo Makri e Stilianakis (2008), o nível do risco pode ser modificado de acordo com a vulnerabilidade dos indivíduos, a qual pode ser entendida como a capacidade do ser humano de ser prejudicado ou de lidar com a exposição a substâncias químicas.

Neste contexto, a capacidade de tratamento de saúde foi relacionada com a Pegada Química como um fator de vulnerabilidade, pois pode modificar o risco e influenciar positiva e negativamente os danos à saúde da população de determinadas regiões.

Para avaliar a vulnerabilidade ambiental da população Brasileira foram estabelecidos três indicadores com base na Pegada Química: Intensidade do dano, Capacidade de diluição e a capacidade em saúde. Estes indicadores foram representados em um diagrama de três eixos, inspirado na investigação de sistemas econômicos apresentada por Pulselli et al., (2015), a qual utilizou este método para representar a sustentabilidade de 99 economias mundiais e agrupá-las em oito categorias, que são rotuladas para refletir as principais características de seu comportamento de acordo com parâmetros ambientais, sociais e econômicos.

A Intensidade do dano (ChF/hab), Capacidade de diluição de poluentes ($\text{ChF}/\text{área}$) e Capacidade de atendimento em Saúde ($\text{ChF}/\text{GDP}_{\text{saúde}}$) foram dispostos no diagrama, no qual cada um dos eixos, Figura 6, é dividido em dois domínios (alto e baixo), formando oito sub-cubos caracterizados por diferentes combinações dos indicadores. A divisão destes domínios é feita com base na mediana de cada um dos indicadores, desta forma, para cada indicador, cada UF foi comparada a mediana nacional, de modo que assuma dois estados possíveis: alto ou baixo. A mediana foi escolhida como valor limite para classificar entre alto e baixo os indicadores da mesma forma que escolhidos por Pulselli et al., (2015) para discriminar entre alto e baixo (acima ou abaixo da mediana). Valores acima da mediana indicam pior situação (maior intensidade de dano, menor volume de diluição e menor capacidade em saúde).

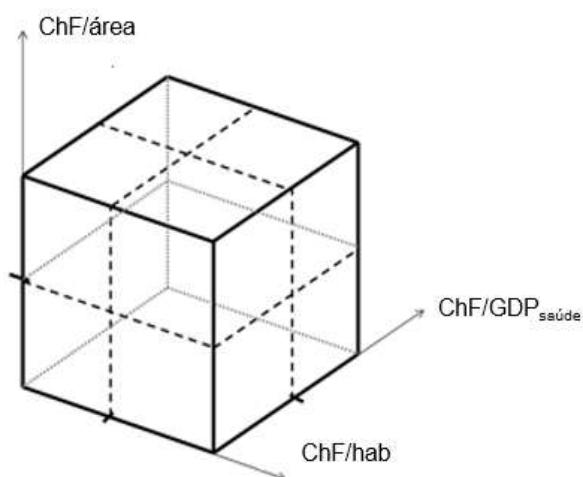


Figura 6 - Diagrama de três eixos (Cubo).
Fonte: Adaptado de PULSELLI et al., (2015)

A intensidade do dano por habitante, eixo X, é representada pela Pegada Química per capita (ChF/hab). Para isto assume-se que as emissões se distribuem uniformemente entre os indivíduos e que os potenciais impactos à saúde afetam igualmente toda a população do estado. Não leva em consideração a distância entre a população e as fontes de emissão e a vulnerabilidade específica de grupos populacionais, dentre outros fatores. Neste contexto quanto maior for Pegada Química per capita, maior o potencial da população sofrer danos. Para obter a Pegada Química per capita de cada estado, ChF/hab (DALY/hab), combina-se a Pegada Química do estado $\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}$ (DALY) com o número de habitantes (IBGE, 2007), conforme apresentado pela Equação 9.

$$\text{ChF}/\text{hab} = \frac{\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}}{\text{nºhabitantes UF}} \quad (9)$$

Onde:

ChF/hab = Pegada Química per capita ($\text{DALY}/\text{habitante}$);

$\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}$ = Pegada Química para cada unidade federativa, ano base 2008 (DALY);

nºhabitantes UF = População da Unidade Federativa (habitante);

A capacidade de diluição, eixo Y, representa o potencial de dano pela exposição, indicada pelo volume de ar disponível para diluição. Considera-se neste caso que a área de superfície é diretamente proporcional ao volume de ar disponível para diluição das emissões. Assume-se que as emissões se dispersam uniformemente e que se mantém dentro dos limites geográficos de cada UF. Para obter o $\text{ChF}/\text{área}$ (DALY/km^2), de cada estado, o valor da $\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}$ (DALY) é dividido pela área do estado (km^2), conforme apresentado pela Equação 10.

$$\text{ChF}/\text{área} = \frac{\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}}{\text{Área UF}} \quad (10)$$

Onde:

$\text{ChF}/\text{área}$ = Pegada Química dividida pela área geográfica (DALY/km^2);

$\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}$ = Pegada Química para cada unidade federativa, ano base 2008 (DALY);

Área UF = área da Unidade Federativa (km^2);

O eixo Z mostra a Capacidade em Saúde ($\text{ChF}/\text{GDP}_{\text{saúde}}$) como indicador de vulnerabilidade. Os investimentos públicos em saúde são calculados pelo Ministério da Saúde (2006), com base no percentual do Produto Interno Bruto (PIB) de cada estado, o $\text{GDP}_{\text{saúde}}$. Para validar este indicador se pressupõe que o investimento em saúde é proporcional à qualidade do atendimento e que há igualdade no acesso aos serviços e infraestrutura básica de saúde por parte da população. Sendo assim este indicador considera que estados com maior $\text{GDP}_{\text{saúde}}$ apresentam melhor infraestrutura de saúde e, portanto, têm maior capacidade de atender a população na prevenção e no tratamento de doenças.

Para o cálculo, a $\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}$ (DALY) é combinada com o $\text{GDP}_{\text{Saúde}}$ (US\$) para obter o $\text{ChF}/\text{GDP}_{\text{saúde}}$ (DALY/US\$), de cada estado, conforme apresentado pela Equação 11.

$$\text{ChF}/\text{GDP}_{\text{saúde}} = \frac{\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}}{\text{GDP}_{\text{Saúde}}^{\text{UF}}} = \frac{\text{DALY}}{\$} \quad (11)$$

Onde:

$\text{ChF}/\text{GDP}_{\text{saúde}}$ = Pegada Química por gastos em saúde (DALY/US\$);

$\text{ChF}_{2008}^{\text{UF}}$ = Pegada Química para cada unidade federativa, ano base 2008 (DALY);

$\text{GDP}_{\text{Saúde}}^{\text{UF}}$ = Produto interno bruto da Unidade Federativa (US\$);

A avaliação dos indicadores de risco (ChF/hab e $\text{ChF}/\text{área}$) e de vulnerabilidade ($\text{ChF}/\text{GDP}_{\text{saúde}}$) entre valores altos e baixos são os parâmetros utilizados para comparar as unidades federativas entre si. Cada um dos oito tipos de cubo representam uma situação possível, por exemplo no Cubo Tipo-I é a melhor situação, pois nele todos os indicadores se encontram abaixo da mediana, situação inversa que se observa no Cubo Tipo IV no qual os indicadores se encontram acima da mediana (Pior situação). Conforme apresentado na Tabela 2, os cubos intermediários (Tipo IIa, IIb e IIc) apresentam dois indicadores abaixo da mediana (boa situação) e um indicador acima (pior situação) e os demais cubos IIIa, IIIb e IIIc representam situações na qual somente um indicador apresenta bom resultado.

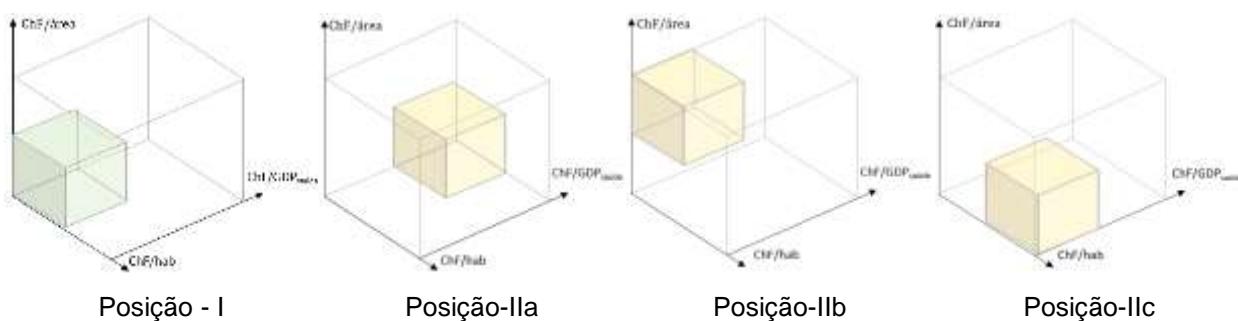
Tabela 2 - Combinações possíveis conforme resultados dos indicadores de vulnerabilidade

Tipo	Relação de ChF com	Relação de ChF com	Relação de ChF com
	Intensidade do dano (ChF/hab)	Capacidade de Diluição (ChF/área)	Capacidade em Saúde (ChF/GDP _{saudade})
Cubo Tipo - I	●	●	●
Cubo Tipo - IIa	●	●	●
Cubo Tipo - IIb	●	●	●
Cubo Tipo - IIc	●	●	●
Cubo Tipo - IIIa	●	●	●
Cubo Tipo - IIIb	●	●	●
Cubo Tipo - IIIc	●	●	●
Cubo Tipo - IV	●	●	●

Círculo verde-Situação favorável (acima da mediana) círculos vermelhos situação desfavorável (abaixo da mediana brasileira).

Os estados brasileiros serão categorizados quanto à vulnerabilidade ambiental e cada uma das 27 UFs ocupará uma posição nos oito sub-cubos (Figura 7) e se agruparão de acordo com características de risco (intensidade do dano, e capacidade de diluição de poluentes) e vulnerabilidade (capacidade em saúde).

Esta apresentação gráfica no diagrama de 3 eixos das principais características do potencial de impacto indicado pela Pegada Química serão a base para comparar a vulnerabilidade da população e identificar os locais com maior risco de danos à saúde. Segundo Pulselli et al. (2015), a apresentação gráfica do diagrama de 3 eixos, de indicadores de uso de recursos, organização social e bens e serviços produzidos permitiram investigar numericamente as relações entre os diferentes indicadores para avaliar diferentes sistemas, numa perspectiva de sustentabilidade.



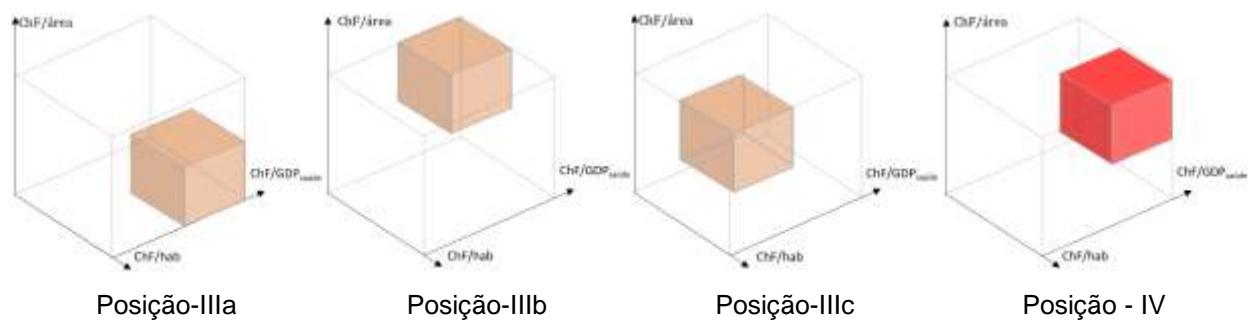


Figura 7 - Categorias de vulnerabilidade ambiental, ordenadas conforme a vulnerabilidade, da menor para maior

4 RESULTADOS

4.1 Emissões de Dioxinas e Furanos

Nesta seção são apresentados os dados do inventário nacional de Dioxinas e Furanos considerando a reorganização mostrada na seção 3.1. Segundo as estimativas do inventário o Brasil possui todas as fontes de emissão presentes na 2^a versão do guia *Toolkit* da UNEP (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015a), são nove categorias e 62 subcategorias que reconhecidamente são fontes de emissão de Dioxinas e Furanos.

Conforme o inventário, o potencial total de emissão de Dioxinas e Furanos no Brasil, para o ano de 2008, é de 1816 gTEQ, sendo a principal contribuição proveniente da produção de metais ferrosos e não-ferrosos e da queima a céu aberto. Essas duas fontes somadas contribuem para 75% do total das emissões de Dioxinas e Furanos no Brasil. A distribuição das emissões por categoria de fonte, apresentada na Tabela 3, mostra a quantidade de emissão de cada uma das fontes para cada compartimento ambiental e a contribuição destas emissões para a quantidade total emitida.

Tabela 3 - Emissões em massa, segundo categoria de fontes e meio de lançamento, ano-base 2008, liberações de resíduos agrupadas com liberações para o solo e excluídas as liberações em produtos

Cód.	Categorias	Emissões			Total gTEQ/ano	% kg/kg
		Ar gTEQ/ano	Água	Solo		
1	Incineração de resíduos	72,8	0,0	38,7	111,5	6,1
2	Produção de metais ferrosos e não-ferrosos	557,4	0,4	296,8	854,6	47,0
3	Geração de calor e energia	41,6	0,0	11,6	53,2	2,9
4	Produção de produtos minerais não metálicos	54,4	0,0	7,2	61,6	3,4
5	Transportes	8,3	0,0	0,0	8,3	0,5
6	Queima a céu aberto	430	0,0	79	509	28,0
7	Produção de produtos químicos e bens de consumo	2,7	10,5	21,3	34,5	1,9
8	Miscelânea	0,9	0,0	2,7	3,6	0,2
9	Disposição de efluentes e resíduos	0,0	12,1	168	180,1	9,9
Total		1168,1	23,0	625,3	1816,4	100,0

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

Emissões para o ar

As emissões de Dioxinas e Furanos provém principalmente de processos de combustão e a maioria das emissões (64% kg/kg_{total}) são para ar. As fontes de emissão para o ar mais significativas são da produção de metais ferrosos e não-ferrosos e da queima a céu aberto, conforme mostra a Figura 8.

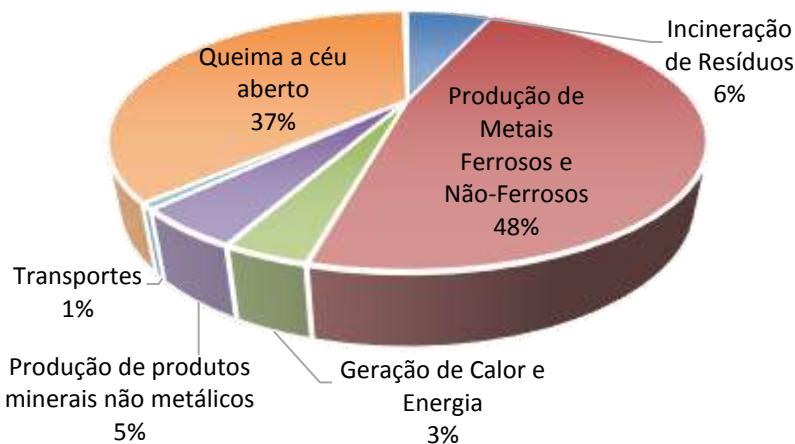


Figura 8 - Participação (%) por categoria de fonte de emissões para o ar em relação ao total de emissões para o ar

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

Dentre as subcategorias, as mais representativas em emissões para o ar são as atividades de sinterização do minério de ferro (Subcategoria 2a) e atividades de queima ao ar livre (Subcategoria 6a). As cinco principais fontes de emissão representam 82% da massa das emissões para o ar, conforme mostra a Tabela 4.

Tabela 4 - Subcategorias de fontes de emissão de Dioxinas e Furanos, liberação absoluta e participação relativa no total das emissões para o ar, em 2008

Cód.	Fonte (Subcategoria)	Emissões gTEQ/ano	% kg/kg
2a	Sinterização do minério de ferro	390,6	33
6a	Queima ao ar livre – biomassa	300,2	26
6b	incêndios/queima de resíduos ao ar livre	129,8	11
2c	Usinas de ferro/aço e fundições	68,1	6
1c	incineração de resíduos de serviços de saúde	67,6	6

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

Emissões para a água

As emissões para a água estimadas para o Brasil representam somente 1,3% do total das emissões de Dioxinas e Furanos no Brasil. As duas principais fontes de emissão para a água somadas representam 98% de todas as emissões para a água, são elas: disposição de efluentes e resíduos com 52% e produção de produtos químicos e bens de consumo com 46%, conforme mostra a Figura 9.

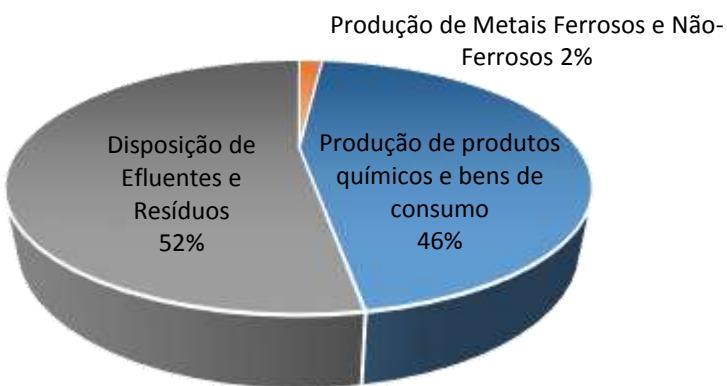


Figura 9 - Participação (%) por categoria de fonte de emissões para a água em relação ao total emitido para a água

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

As subcategorias mais representativas para a água são produção de papel e celulose (Subcategoria 7a) e disposição de efluentes não tratados em água superficiais (Subcategoria 9c). As liberações para a água segregadas por subcategorias são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Subcategorias de fontes de emissão de Dioxinas e Furanos, liberação absoluta e participação relativa no total das emissões para a água, em 2008

Cód.	Fonte (Subcategoria)	Emissões	
		gTEQ/ano	% kg/kg
7a	Produção de celulose e papel	10,1	43,9
9c	Disposição de efluentes não tratados em água superficiais	9,9	43,2

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

Emissões para o solo

As emissões para o solo são 34,4% do total de emissões de Dioxinas e Furanos no Brasil e são provenientes, majoritariamente, da Produção de metais ferrosos e não-ferrosos e da Queima a céu aberto (Figura 10). A maioria destas emissões foram reportadas originalmente, no inventário brasileiro, como emissões

em resíduos e foram agrupadas com as emissões para o solo, conforme detalhado no item 3.1.

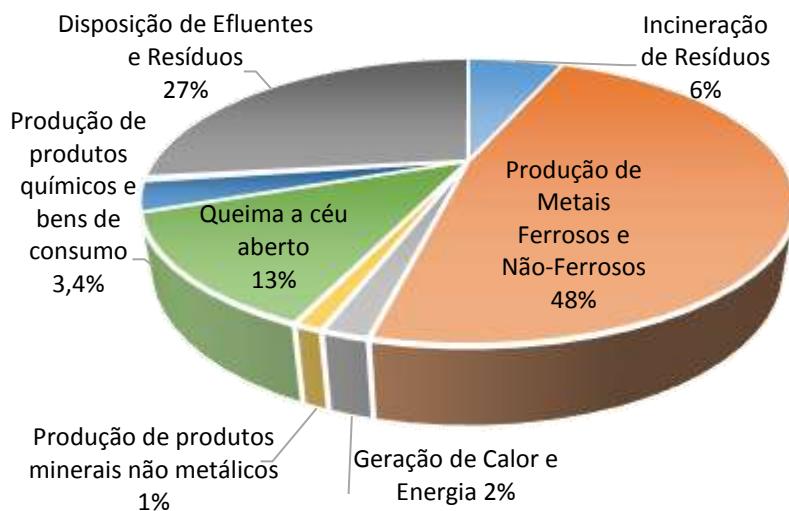


Figura 10 - Participação (%) por categoria de fonte de emissões para o solo em relação ao total emitido para o solo

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

As subcategorias mais representativas das liberações para o solo são as Usinas de ferro/aço e fundições (Subcategoria 2c), Produção de alumínio (Subcategoria 2e), Disposição de esgoto e tratamento de esgoto (Subcategoria 9b) e Chorume de aterros (Subcategoria 9a), conforme apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 - Subcategorias de fontes de emissão de Dioxinas e Furanos, liberação absoluta e participação relativa no total das emissões para o solo, em 2008

Cód.	Fonte (Subcategoria)	Emissão gTEQ/ano	% kg/kg
2c	Usinas de ferro/aço e fundições	137,7	22,00
2e	Produção de alumínio	123,7	19,76
9b	Disposição de esgoto e tratamento de esgoto	102,7	16,41
9a	Chorume de aterros	65,6	10,47

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

4.1.1 Distribuição das emissões nas regiões do Brasil

O Brasil é o maior país da América do Sul, com uma extensão territorial de 8.514.876 km² e se divide politicamente em 27 UFs (26 Estados e um Distrito Federal). A população, segundo o censo de 2007, é de 183.987.291, distribuída em cinco grandes regiões: Sudeste (SE) com 42% da população, Nordeste (NE) com

28%, Sul (S) com 14,53%, Norte (N) com 8% e Centro-Oeste (CO), a região menos populosa, com 7% dos habitantes. O estado de São Paulo, na região sudeste, lidera com 39.827.570 enquanto Roraima na região norte é o estado menos populoso com apenas 395.725 pessoas. A região sudeste é a mais populosa e a mais rica, concentra 42% da população e 56% do PIB nacional, seguida pela região sul com 15% da população e 17% do PIB. Entre as UFs, o estado de São Paulo é o mais populoso com 39.827 milhões de habitantes, seguido por MG, RJ e BA com uma população de 19.273, 15.420 e 14.080 respectivamente.

A maior parte das emissões de Dioxinas e Furanos emitidas no Brasil (BR), são oriundas de emissões para o ar, o Sudeste é a região com maior quantidade de emissões (64% kg/kg_{total}), seguido pela região Nordeste com (11% kg/kg_{total}), Norte (10% kg/kg_{total}), Sul (10% kg/kg_{total}) e Centro-Oeste (5% kg/kg_{total}). Conforme apresentado na Tabela 7, a maior quantidade é emitida no estado de São Paulo com 527 gTEQ/ano, seguido por MG com 268 gTEQ/ano, e RJ com 219 gTEQ/ano,

Tabela 7 - Distribuição das emissões de Dioxinas e Furanos, ano-base 2008, conforme regiões e unidades federativas

UF	Região	Emissões para o Ar (gTEQ/ano)	Emissões para a água (gTEQ/ano)	Emissões para o Solo (gTEQ/ano)	Emissões Totais (gTEQ/ano)	Emissões Totais (% kg/kg)
SP	Sudeste	282,9	5,5	238,3	526,6	29,0
MG	Sudeste	213,1	2,4	52,6	268,2	14,8
RJ	Sudeste	137,6	1,6	79,7	218,9	12,1
ES	Sudeste	132,2	2,1	13,2	147,5	8,1
PA	Norte	91,8	0,9	22,9	115,7	6,4
PR	Sul	44,1	1,3	43,7	89,1	4,9
RS	Sul	19,3	1,3	33,5	54,1	3,0
BA	Nordeste	17,3	2,5	26,7	46,5	2,6
MA	Nordeste	36,0	0,4	8,8	45,2	2,5
MT	Centro-Oeste	34,1	0,3	7,8	42,2	2,3
PE	Nordeste	19,1	0,4	14,3	33,8	1,9
SC	Sul	17,3	1,2	12,8	31,3	1,7
CE	Nordeste	14,2	0,5	10,8	25,5	1,4
RO	Norte	19,5	0,1	4,1	23,7	1,3
DF	Centro-Oeste	13,4	0,1	9,8	23,3	1,3
GO	Centro-Oeste	11,5	0,3	10,5	22,2	1,2
AL	Nordeste	10,1	0,3	9,9	20,3	1,1
AM	Norte	9,9	0,3	4,4	14,5	0,8
RN	Nordeste	7,9	0,2	4,2	12,3	0,7
MS	Centro-Oeste	6,2	0,8	3,8	10,8	0,6
TO	Norte	8,0	0,1	2,4	10,5	0,6

UF	Região	Emissões para o Ar (gTEQ/ano)	Emissões para a Água (gTEQ/ano)	Emissões para o Solo (gTEQ/ano)	Emissões Totais (gTEQ/ano)	Emissões Totais (% kg/kg)
PB	Nordeste	5,5	0,2	3,6	9,3	0,5
PI	Nordeste	5,9	0,2	2,8	8,9	0,5
SE	Nordeste	2,8	0,1	2,0	4,8	0,3
AC	Norte	3,6	0,1	0,8	4,4	0,2
RR	Norte	2,7	0,0	1,1	3,8	0,2
AP	Norte	2,3	0,1	0,8	3,2	0,2
BR	BR	1168,1	23,0	625,3	1816,4	100,0

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

Para apresentar as fontes de emissão predominantes em cada região do Brasil, foi elaborado um perfil para as 10 primeiras unidades federativas listadas na Tabela 7. O perfil mostra quais são as categorias de fonte que contribuem para 80% das emissões de cada UF, listando separadamente fontes de emissão para o ar, água e para o solo. A somatória das fontes de emissão menos significativas (20% restantes), foram agregadas em um grupo denominado “demais fontes”. O perfil das 10 principais UFs foram apresentados em um gráfico (Figura 11) conforme suas características de fontes de emissão, e o perfil completo das 27 UFs, está disponível no material suplementar no Anexo A3.

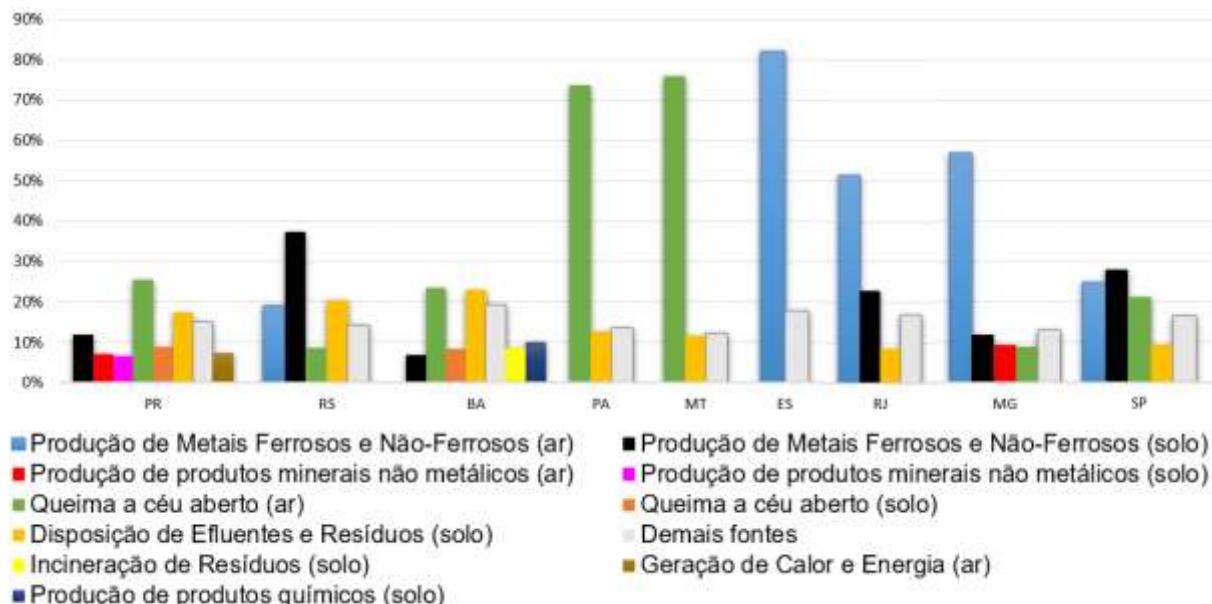


Figura 11 - Perfil das fontes de emissão das principais unidades federativas

Nas unidades federativas da região sudeste (SP, MG, RJ e ES) a fonte de emissão predominante é a produção de metais ferrosos e não-ferrosos. No ES as

emissões para o ar desta fonte sozinha são responsáveis por mais 80% das emissões do estado e em SP além desta fonte, há emissões significativas também da atividade de queima a céu aberto. O perfil dos estados de MT e PA são muito similares e mostram a predominância de emissões para o ar provenientes de queimas a céu aberto, seguida pelas emissões para o solo desta mesma categoria. Nos demais estados como RS, BA e PR as emissões são originárias de uma maior variedade de fontes sem uma fonte principal específicas.

4.2 Score de Impacto à saúde humana

O cálculo do score de impacto foi feito com base em fatores de caracterização toxicológicos das Dioxinas e Furanos (substância 2,3,7,8-TetraCDD) para o cenário padrão do modelo USEtox. Foram consideradas as emissões de Dioxinas e Furanos para o ar, água e solo para calcular o impacto à saúde humana *midpoint* (potencial de ocorrência de doenças) e *endpoint* (potencial de ocorrência do dano), conforme metodologia apresentada no item 3.3. O score de impacto *midpoint*, calculado para o ano de 2008, para o Brasil foi de 54 casos. Este resultado, convertido para um indicador *endpoint*, corresponde a 620 DALY conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Emissões por compartimento ambiental, ano-base 2008, fator de caracterização e Score de Impacto *midpoint* e *endpoint*

Brasil	Compartimento Ambiental ar	água	solo	Total
Emissões (gTEQ/ano)	1168,1	23,00	625,3	1816,4
Fator de Caracterização <i>midpoint</i> (casos/kg)	34,9	145,5	15,6	NA
Score de Impacto <i>midpoint</i> (casos/ano)	40,8	3,3	9,7	53,9
Fator de Caracterização <i>endpoint</i> (DALY/kg)	401,6	1673,4	179,3	NA
Score de Impacto <i>endpoint</i> (DALY/ano)	469,1	38,5	112,1	619,7

NA- Informação não aplicável

O score de impacto à saúde humana, apresentado na Tabela 9, foi calculado para as unidades federativas a partir da quantidade emitida em cada compartimento ambiental (Tabela 7) e da aplicação dos fatores de caracterização adequados à cada meio de lançamento.

Tabela 9 - Distribuição do Score de Impacto toxicológico *midpoint* e *endpoint*, das emissões de Dioxinas e Furanos ano base 2008

UF	Score de Impacto - <i>midpoint</i> (Nº Casos/ano)	Score de Impacto - <i>endpoint</i> (DALY/ano)	Distribuição do Score de Impacto (% kg/kg _{total})
SP	14	165	27
MG	9	99	16
RJ	6	72	12
ES	5	59	10
PA	4	43	7
PR	2	28	4
MA	1	17	3
BA	1	16	3
RS	1	16	3
MT	1	16	3
SC	1	11	2
PE	1	11	2
RO	1	9	1
CE	1	8	1
DF	1	7	1
GO	1	7	1
AL	1	6	1
AM	<1	5	1
MS	<1	4	1
RN	<1	4	1
TO	<1	4	1
PB	<1	3	1
PI	<1	3	1
AC	<1	2	<1
SE	<1	2	<1
RR	<1	1	<1
AP	<1	1	<1
BR	54	620	100

Conforme apresentado na Tabela 9, o maior score de impacto, dentre os estados brasileiros, é na população da região sudeste do Brasil (64%), seguida por Nordeste (11%), Norte e Sul (10%) e Centro-Oeste com 5%. O estado de São Paulo é responsável por quase 30% de todo impacto do Brasil, são 165 anos de vida perdidos (DALY) correspondente a 14 casos de doença.

4.2.1 Pegada Química das Fonte de Emissão

A Pegada Química das fontes de emissão de Dioxinas e Furanos é representada pelo Score de Impacto *endpoint*, o qual foi calculado a partir da quantidade de emissões de cada categoria de fonte (Tabela 3) e dos fatores de caracterização *endpoint* para emissões no ar, água e solo (Tabela 9). A Pegada Química das três principais categorias de fonte de emissão representa 83% do risco potencial total calculado para as Dioxinas e Furanos no Brasil (Figura 12).

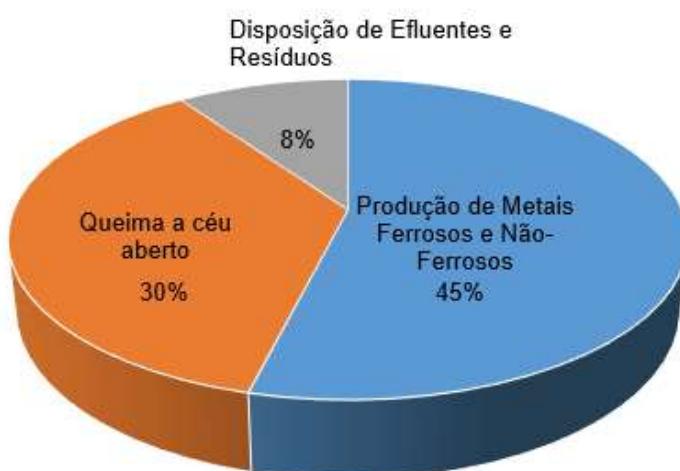


Figura 12 - Fontes de emissão com maior contribuição para Pegada Química

O gráfico apresentado na Figura 13 é um resumo do perfil das fontes de emissão apresentado no Anexo B2, e mostra a participação predominante das três categorias de fontes de emissão para a Pegada Química das oito principais UF.

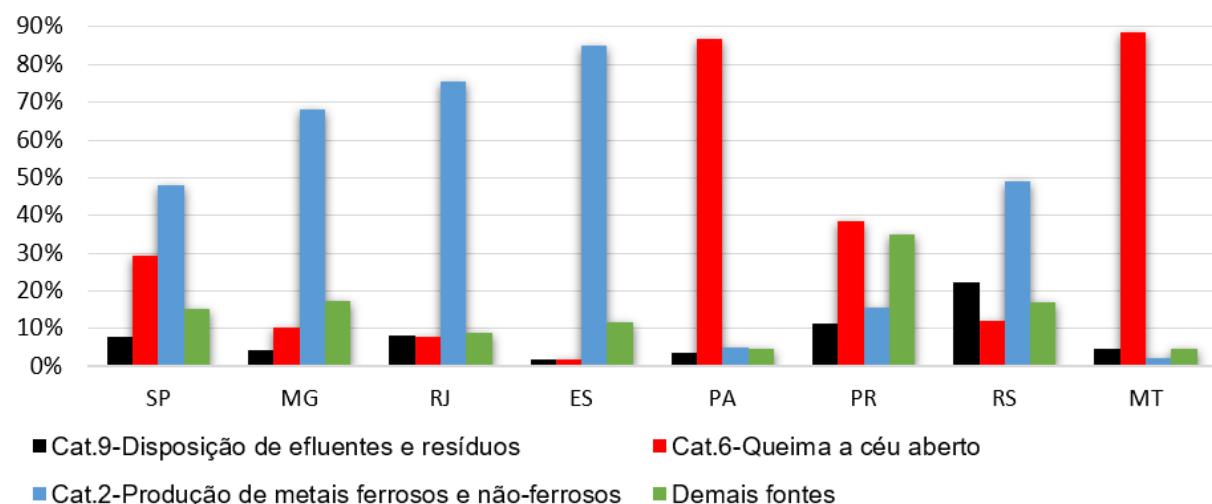


Figura 13 - Perfil da Pegada Química, conforme principais fontes de emissão

A distribuição da Pegada Química por categoria de fonte de emissão é apresentada na Tabela 10.

Tabela 10 - Pegada Química de Dioxinas e Furanos, conforme categoria de fontes de emissão, ano-base 2008

Fontes de Emissão	Pegada Química (DALY/ano)	% kg/kg
Produção de metais ferrosos e não-ferrosos (Cat. 2)	277,7	44,8
Queima a céu aberto (Cat. 6)	186,9	30,2
Disposição de efluentes e resíduos (Cat. 9)	50,4	8,1
Incineração de resíduos (Cat. 1)	36,2	5,8
Produção de produtos minerais não metálicos (Cat. 4)	23,1	3,7
Geração de calor e energia (Cat. 3)	18,8	3,0
Produção de produtos químicos/bens de consumo (Cat. 7)	22,5	3,6
Transportes (Cat. 5)	3,3	0,5
Miscelânea (Cat. 8)	0,8	0,1
Total	619,7	100,0

Em uma análise individual das subcategorias quanto a contribuição para a Pegada Química de Dioxinas e Furanos, a mais representativa é a sinterização do minério de ferro com 26% (Subcategoria 2a). A segunda principal contribuinte são as emissões de queima ao ar livre/biomassa (Subcategoria 6a) com 21% da Pegada Química. A Figura 14 mostra um panorama da contribuição individual das principais subcategorias para a Pegada Química.

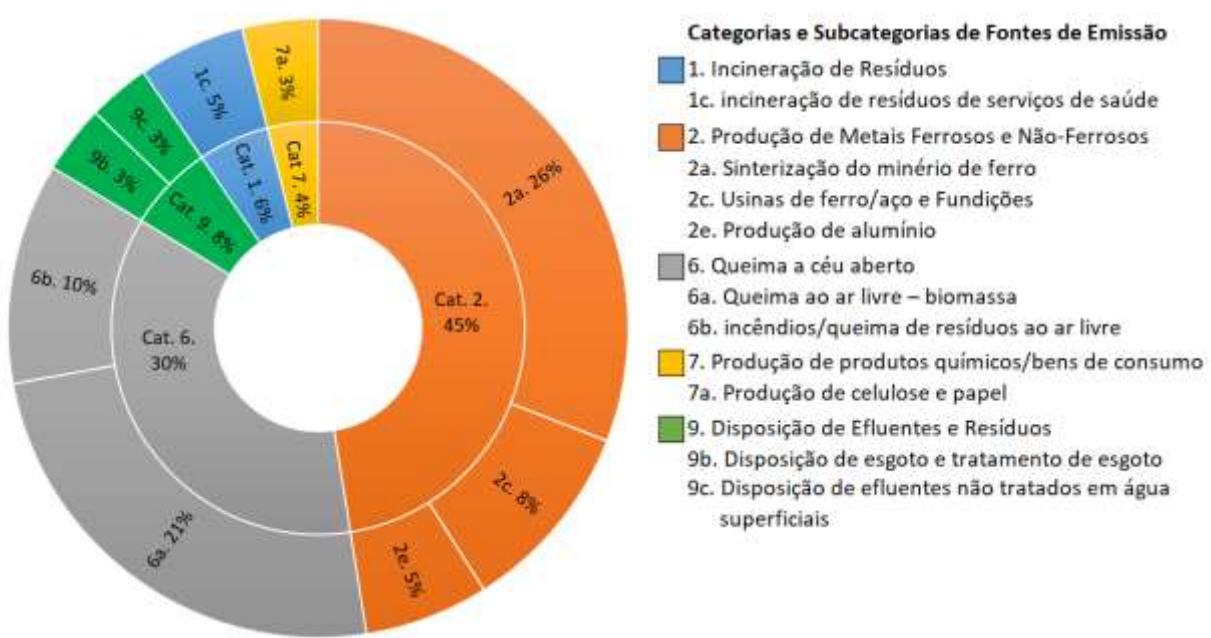


Figura 14 - Distribuição da Pegada Química por fonte de emissão - Categorias (Círculo interno) e subcategorias (Círculo externo)

Plano de Ação de Redução das Emissões

O Plano de ação para redução das liberações de POPs (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015b) é composto de um conjunto de metas, objetivos e ações para redução ou eliminação de Poluentes Orgânicos Persistentes de formação não intencional. Descreve medidas de Melhores Práticas Ambientais e Melhores Técnicas Disponíveis (BAT/BEP) aplicáveis a cada uma das fontes de emissão de Dioxinas e Furanos com foco nas fontes de maior participação no inventário. As estratégias do Plano Nacional de Implementação (NIP) se concentram nas oito principais fontes de emissão para o ar e nas duas principais fontes de emissão para a água e tem como meta reduzir 49% das emissões para o ar e 67% das emissões para a água.

Durante o período do Plano de Ação, que é de cinco anos, está previsto um decréscimo de 576 gTEQ de emissões para o ar e 15,4 gTEQ de emissões para a água, com foco nas oito principais fontes de emissão para o ar e nas duas principais fontes de emissões para água. A redução das emissões correspondem a 231 DALY para o ar (Tabela 11) e 26 DALY nas emissões para a água (Tabela 12).

Tabela 11 - Redução de emissões prevista no plano de redução: Fontes de emissão para o ar

Cód.	Fonte (Subcategoria)	Emissões para o ar (gTEQ/ano)	% de Redução kg/kg	Redução prevista (gTEQ)	Redução prevista (DALY)
2a	Sinterização do minério de ferro	390,6	60,0	234,4	94
6a	Queima ao ar livre – biomassa	300,2	50,0	150,1	60
6b	Incêndios/queima de resíduos ao ar livre	129,8	30,0	38,9	16
1c	Incineração de resíduos de serviços de saúde	67,6	77,0	52,1	21
2c	Usinas de ferro/aço	57,9	51,0	29,5	14
4b	Produção de cal	37,4	79,0	29,5	12
2e	Produção de alumínio	28,1	84,0	23,6	9
2l	Recuperação térmica de fios e cabos elétricos	24,5	73,3	18,0	7
Total		1036,1	-	576,1	231

Tabela 12 - Redução de emissões prevista no plano de redução: Fontes de emissão para a água

Cód.	Fonte (Subcategoria)	Emissões para o ar (gTEQ/ano)	% de Redução kg/kg	Redução prevista (gTEQ)	Redução prevista (DALY)
7a	Produção de celulose e papel	10,1	91,0	9,2	15
9c	Disposição de efluentes não tratados em água superf.	9,9	63,0	6,2	10
	Total	22,9	-	15,4	25,8

4.2.2 Pegada Química per capita

A intensidade do dano ou Pegada Química per capita foi calculada dividindo o Score de Impacto *endpoint* no Brasil que é de 620 anos (DALY) pela população brasileira, que em 2007 era de 183.987.291 (IBGE, 2007). A ChF per capita calculada para o Brasil é de $3,4 \times 10^{-6}$ DALY por habitante. A região Sudeste possui a maior ChF per capita dentre as regiões brasileiras (Tabela 13), seguida pela região Norte, Centro-Oeste, Sul e Nordeste.

Tabela 13 - Score de Impacto, população e Pegada Química per capita das grandes regiões do Brasil

Região	Score de Impacto (DALY/ano)	População (2007)	ChF _{per capita} (DALY/ 10^6 hab)
Sudeste (SE)	395,70	77.873.120	5,1
Norte (N)	64,40	14.623.316	4,4
Centro-Oeste (CO)	34,26	13.222.854	2,6
Nordeste (NE)	70,56	51.534.406	1,4
Sul (S)	54,77	26.733.595	2,0

Dentre as unidades federativas, a ChF per capita apresenta variação de quase 20 vezes e a mediana nacional é $2,1 \times 10^{-6}$ DALY/hab. A maior ChF per capita é do ES, $17,6 \times 10^{-6}$ DALY/hab e as menores são de PB e SE, $0,9 \times 10^{-6}$ DALY/hab. A Figura 15 apresenta o mapa do Brasil com ChF per capita de cada unidade federativa (Anexo B3) e as segregam em dois grupos de acordo com a comparação com a mediana nacional, UFs acima da mediana são destacadas em vermelho.

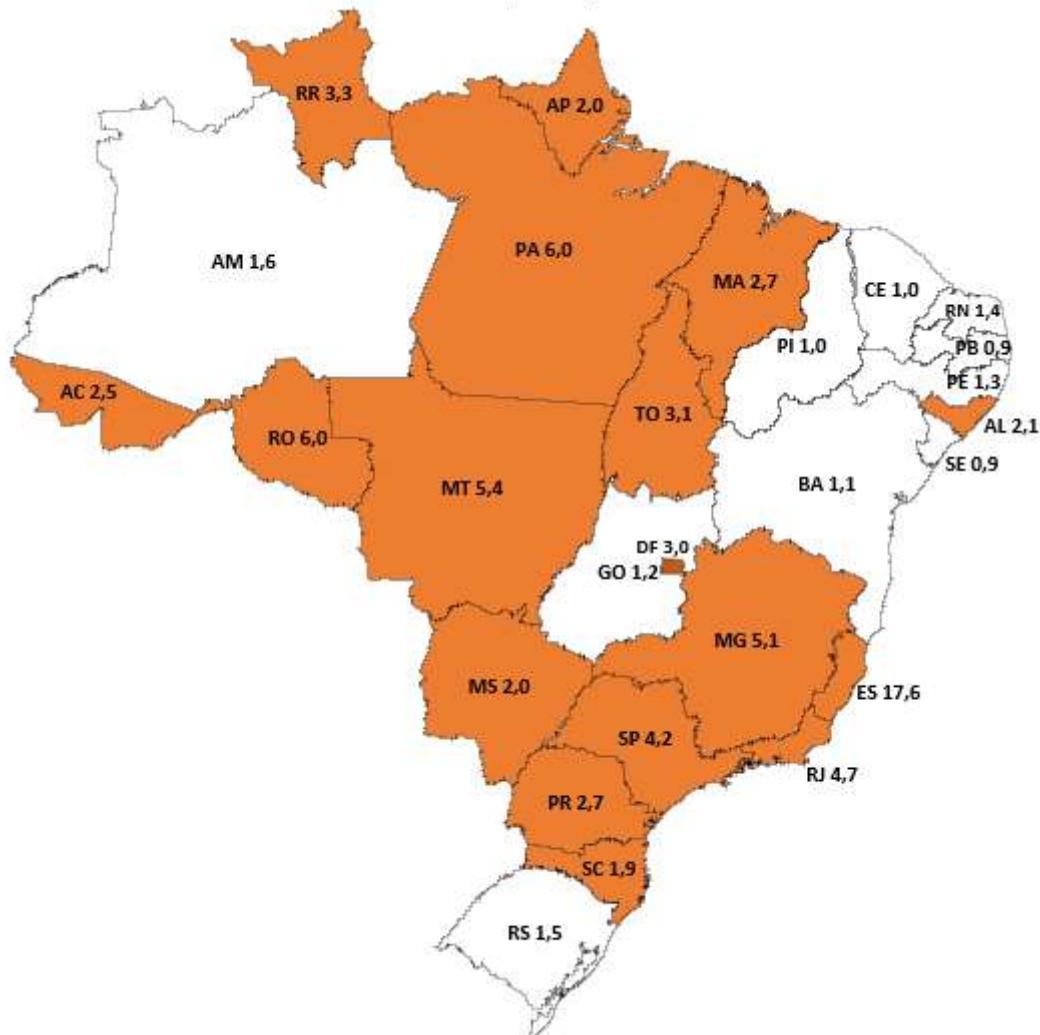


Figura 15 - Pegada Química per capita, comparação com a mediana nacional ($2,1 \times 10^{-6}$ DALY/hab)

O tempo perdido durante a vida de um indivíduo foi estimado a partir da Pegada Química per capita e da expectativa de vida. Para o Brasil, onde a carga de doenças é de $3,4 \times 10^{-6}$ DALY/hab e a expectativa de vida média é 72 anos, o tempo perdido de vida é de 2,1 horas/pessoa. O tempo de vida perdido durante a vida das unidades federativas é mostrado no mapa da Figura 16 calculado com base na ChF per capita e na expectativa de vida de cada UF.

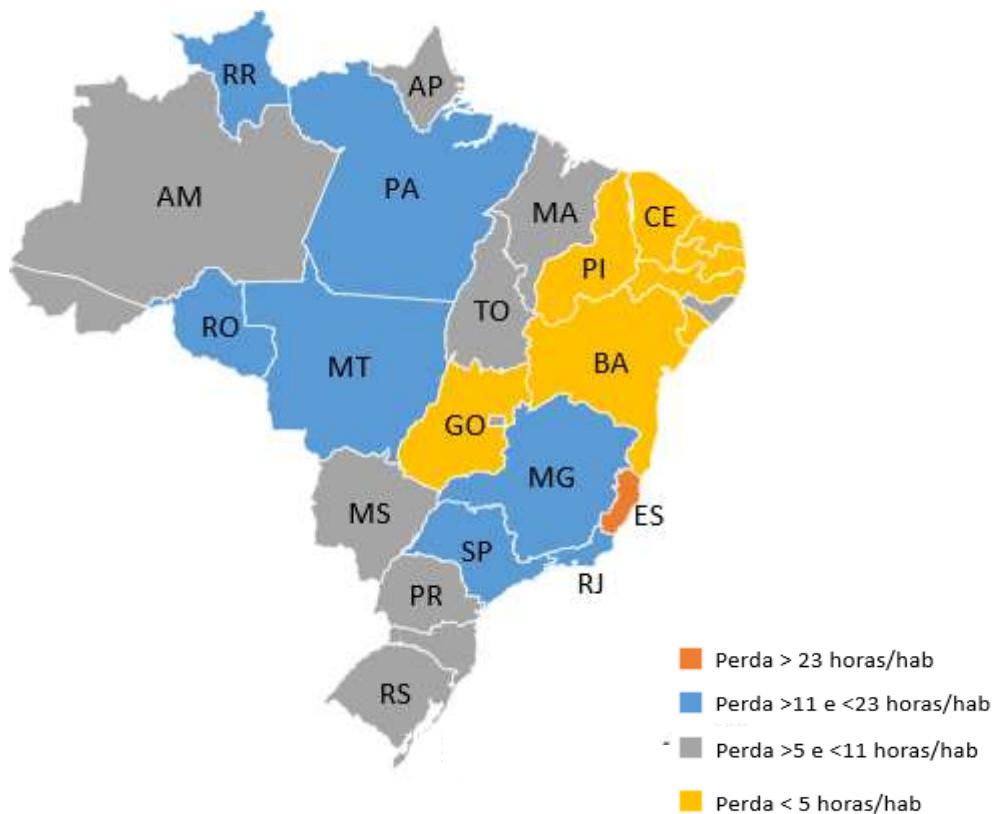


Figura 16 - Perda de tempo de vida das unidades federativas

4.3 Custos da Pegada Química

O custo da Pegada Química das Dioxinas e Furanos no Brasil, ano base 2008, é US\$29.942 milhões de dólares. Este valor foi calculado com base em 620 anos de vida perdidos (DALY). Os custos foram estimados considerando a perda de qualidade de vida da população devido a exposição as Dioxinas e Furanos, conforme metodologia apresentada no item 3.4. O valor de VOLY de US\$ 48.316 foi considerado como fator de conversão para transformar os danos estimados em valores monetários. O valor do VOLY utilizado para conversão representa o valor que um indivíduo europeu está disposto a pagar para ampliar a expectativa de vida em um ano e foi calculado por Desaigues et al. (2011) para novos países membros da União Europeia. Este valor de VOLY foi aplicado para calcular os custos da Pegada Química no Brasil e seus estados independente da renda per capita. Os custos da Pegada Química das oito principais unidades federativas somam US\$24.086 milhões de dólares, calculado com base na Pegada Química de 499 DALY. O gráfico apresentado na Figura 17 mostra o custo correspondente a cada estado e sua contribuição para o custo total.

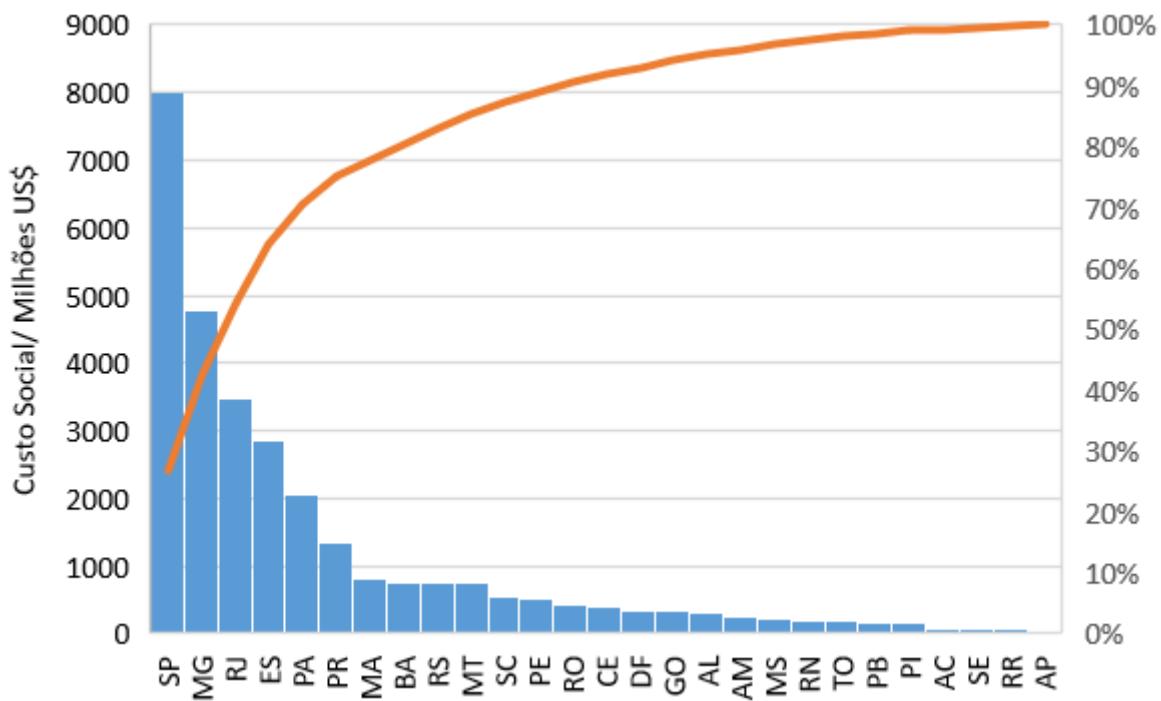


Figura 17 - Custo da Pegada Química das Dioxinas e Furanos por UF

4.4 Vulnerabilidade das Unidades Federativas

A análise da vulnerabilidade dos estados brasileiros foi feita a partir da Pegada Química relacionando indicadores de risco e vulnerabilidade para comparar os potenciais danos e identificar as regiões do país consideradas “Hot-Spots”, as quais são as mais propensas a sofrer os efeitos devido a exposição às emissões de Dioxinas e Furanos. Os indicadores de intensidade de dano, capacidade de diluição e capacidade em saúde (Tabela 14) de cada unidade federativa foram calculados conforme metodologia apresentada no item 3.5.

Tabela 14 - Indicadores de risco e vulnerabilidade das unidades federativas, com base na Pegada Química, ano base 2008.

UF	Região	Score de Impacto (DALY/ano)	Intensidade do Dano (DALY/10 ⁶ hab)	Capacidade de Diluição (DALY/10 ⁵ km ²)	Capacidade em Saúde (DALY/10 ⁸ GDP _{saúde})
SP	SE	165,50	4,2	66,7	13,5
MG	SE	99,03	5,1	16,9	24,7
RJ	SE	72,21	4,7	164,9	16,8
ES	SE	58,96	17,6	127,9	62,9
PA	N	42,52	6,0	3,4	36,6
PR	S	27,67	2,7	13,9	10,7
MA	NE	16,70	2,7	5,0	15,4
BA	NE	15,92	1,1	2,8	5,9
RS	S	15,89	1,5	5,6	6,4
MT	CO	15,53	5,4	1,7	19,2
SC	S	11,21	1,9	11,7	7,5
PE	NE	10,88	1,3	11,1	6,6
RO	N	8,71	6,0	3,7	22,7
CE	NE	8,49	1,0	5,7	5,9
DF	CO	7,30	3,0	126,3	9,1
GO	CO	6,98	1,2	2,1	6,3
AL	NE	6,29	2,1	22,6	10,4
AM	N	5,20	1,6	0,3	5,1
MS	CO	4,45	2,0	1,2	7,0
RN	NE	4,26	1,4	8,1	5,6
TO	N	3,81	3,1	1,4	8,9
PB	NE	3,18	0,9	5,6	4,2
PI	NE	3,18	1,0	1,3	5,4
AC	N	1,67	2,5	1,0	6,7
SE	NE	1,67	0,9	7,6	3,6
RR	N	1,32	3,3	0,6	7,7
AP	N	1,18	2,0	0,8	5,9

Nota: Em negrito, valores acima da mediana nacional

Os valores de cada indicador foram comparados com a mediana brasileira para verificar quais UFs estão abaixo ou acima deste limite para a partir disto identificar em quais das posições (sub-cubos) cada UF será enquadrada.

A mediana brasileira do indicador de intensidade de dano é 2,1 DALY/10⁶hab, sendo assim, UFs que estão abaixo deste valor apresentam menor intensidade de impactos à saúde em comparação a outras regiões do país.

A Capacidade de diluição é uma relação entre potencial de dano pela área

geográfica de cada unidade federativa. A mediana calculada para o Brasil é 5,6 DALY/ 10^5km^2 . Unidades federativas com “Alta” capacidade de diluição são aquelas que possuem valores abaixo da mediana o que representam menor impacto potencial relativo à capacidade de diluição das emissões.

A Capacidade em saúde é uma relação do dano potencial com os investimentos públicos em saúde. Uma “Alta” capacidade em saúde significa que o indicador apresenta valores de dano potencial relativos à capacidade em saúde abaixo da mediana nacional e, portanto, as UFs enquadradas nesta categoria apresentam melhor situação quando comparadas a outras regiões do Brasil. A mediana nacional calculada é 7,5 DALY/ $10^9\text{US\$}$.

Os valores dos três indicadores apresentados na Tabela 14 foram comparados a mediana nacional para as 27 unidades federativas e os resultados foram apresentados no diagrama de três eixos. A dispersão mostra que a maioria das unidades federativas (25) foram enquadradas em quatro das oito posições (sub-cubos) disponíveis, isto representa 98% da população do Brasil (Figura 18).

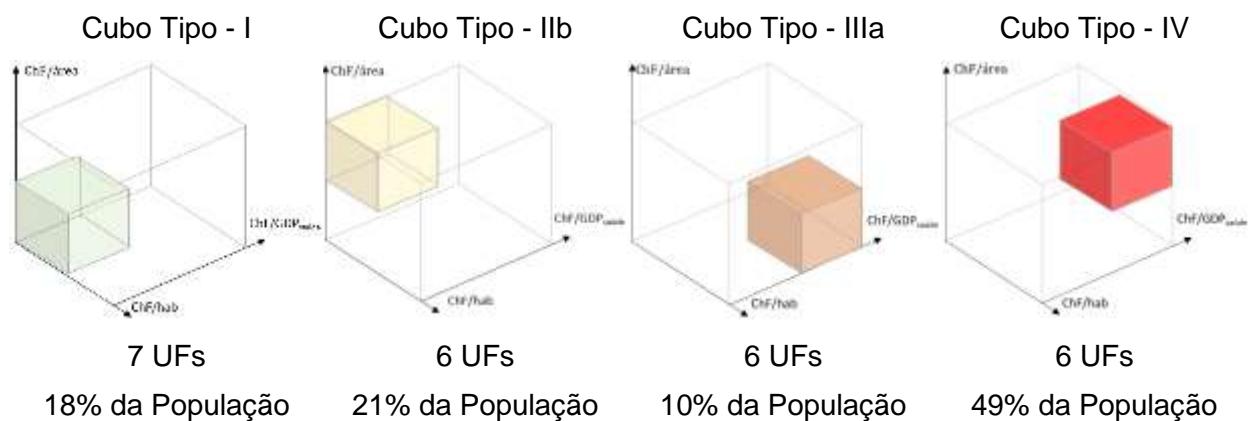


Figura 18 - Distribuição das UF nas categorias de vulnerabilidade ambiental (sub-cubos)

5 DISCUSSÃO

Os efeitos das emissões de compostos tóxicos, como as Dioxinas e Furanos, são comprovadamente prejudiciais à saúde. Desde a década de 70 estabeleceu-se uma preocupação mundial da comunidade científica e dos governos estabelecendo metas para o banimento destas substâncias e hoje há uma atenção crescente relativa à liberação de diversos compostos com alto potencial toxicológico e ecotoxicológicos. Os avanços em pesquisas sobre contaminantes emergentes mostram o interesse das principais nações do mundo em conhecer os níveis de poluição de suas bacias hidrográficas e aéreas.

O Plano nacional de implementação da Convenção de Estocolmo no Brasil – NIP, orienta ações públicas e privadas para eliminação dos POPs e materializa o compromisso do Brasil com este tratado internacional. A seção 5 no NIP trata das Dioxinas e Furanos e outros POPs que são liberados não intencionalmente e fazem parte do Anexo C da Convenção de Estocolmo. Esta seção é composta pelos resultados do Nacional de Fontes e Estimativas de Emissão de Dioxinas e Furanos e pela exposição das estratégias para reduzir e/ou eliminar a liberação destes compostos no Brasil (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015a).

A Pegada Química representa o risco estimado para as emissões de Dioxinas e Furanos com base nos resultados do inventário de emissões. Este indicador de impacto *endpoint* estima o dano potencial à saúde humana devido a exposição às Dioxinas e Furanos. Os fatores de exposição humana incluem a inalação de ar, ingestão de água, carne, leite e peixe (ROSENBAUM et al., 2008) e os resultados mostram o nível do impacto potencial à saúde humana das fontes de emissão destas substâncias no Brasil.

As três categorias de fonte de emissão que mais contribuíram para toxicidade humana foram a produção de metais ferrosos e não-ferrosos, queima a céu aberto e disposição de efluentes e resíduos. Os resultados da quantificação do risco reforçam as conclusões do Inventário nacional de Fontes de Dioxinas e Furanos (MMA, 2013) e a importância da priorização destas fontes como feito no Plano de Ação de Redução de Dioxinas e Furanos, do Ministério do Meio Ambiente Brasileiro e no Plano Nacional de implementação (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015a; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015b).

Incluir a toxicidade e os cenários de exposição em avaliações de risco de substâncias químicas agrega mais precisão aos resultados em comparação a avaliações baseadas somente nas quantidades de substâncias emitidas. Estudos de avaliação de impactos a saúde humana, como o de Sörme et al. (2016), mostraram que os contaminantes mais significativos para efeitos a saúde humana não são aqueles em maior quantidade.

As quantidades emitidas de Dioxinas e Furanos se mostraram relativamente proporcionais aos riscos estimados para saúde humana, isto porque a modelagem no USEtox foi feita a partir de uma única substância, a 2,3,7,8-TetraCDD, portanto a variação se deve somente ao compartimento ambiental que recebe a emissão. Se outras substâncias fizessem parte desta pesquisa os impactos potenciais das diversas substâncias poderiam ser somados, e aquelas com maior toxicidade seriam destacados mesmo que emitidos em menores quantidades.

As Dioxinas e Furanos, apesar de serem um grupo de substâncias, são tratadas como uma única substância na avaliação de risco, pois as emissões são quantificadas em relação a toxicidade equivalente da congênere mais tóxico deste grupo de substâncias. A modelagem de risco leva em consideração as propriedades físico- químicas da substância 2,3,7,8-TetraCDD e características médias de uma região fictícia padrão, considerada como modelo de ambiente para prever o comportamento das substâncias entre os compartimentos ambientais e estimar a fração média ingerida pelos seres humanos e os potenciais danos desta ingestão.

Idealmente, o modelo de destino (Fate Factor) deveria utilizar as características específicas do local de estudo. O modelo USEtox permite que seus parâmetros como dimensões da área, temperatura, velocidade dos ventos, sejam modificados, mas, especialistas recomendam o uso dos CFs padrão do USEtox pois estes refletem características ambientais médias dos ambientes (BJØRN et al., 2014). O modelo USEtox se baseia na severidade média para efeitos à saúde de doenças não cancerígenas $DALY_{noncancer}=2,7$ (DALY/Casos) e para doenças cancerígenas $DALY_{cancer}=11,5$ (DALY/Casos) (HUIJBREGTS et al., 2005), porém para a substância 2,3,7,8-TetraCDD somente há valores de conversão para doenças não cancerígenas.

Antes da aplicação dos fatores de caracterização não era possível somar as emissões para água, ar e solo. A partir do cálculo do risco foi possível representar o

risco em um valor único para estabelecer uma lista de prioridades dentre as categorias de fontes de emissão. Ao comparar os resultados de contribuição das fontes de emissão verificamos que há variações entre a representatividade das fontes de emissão quando quantificadas em massa (%Total kg/kg) e quando consideramos o cálculo de risco (%Total DALY/DALY). Por exemplo, no caso das emissões da Produção de metais ferrosos e não-ferrosos a contribuição variou de 47% para 44,8% e a das emissões da Produção de produtos químicos/bens de consumo que variou de 1,9% para 3,6% (Tabela 15).

Tabela 15 - Emissões totais em massa x Pegada Química, das emissões de Dioxinas e Furanos ano base 2008, conforme categorias de fonte de emissão

Descrição	ar (g TEQ/ano)	água (g TEQ/ano)	solo (g TEQ/ano)	% Total kg/kg	% Total DALY/DALY
Produção de Metais Ferrosos/Não-Ferrosos (Cat.2)	557	0,4	296,8	47,0	44,8
Queima a céu aberto (Cat.6)	430		79,0	28,0	30,2
Disposição de Efluentes e Resíduos (Cat. 9)	0	12,1	168,0	9,9	8,1
Incineração de Resíduos (Cat.1)	73		38,7	6,1	5,8
Produtos minerais não metálicos (Cat.4)	54		7,2	3,4	3,7
Produtos químicos/bens de consumo (Cat.7)	3	10,5	21,3	1,9	3,6
Geração de Calor e Energia (Cat.3)	42		11,6	2,9	3,0
Miscelânea (Cat. 8)	1		2,7	0,2	0,1
Transportes (Cat.5)	8			0,5	0,5
Total	1168,1	23,0	625,3	100,0	100,0

As diferenças encontradas entre a avaliação por quantidade e a avaliação de risco são devidas ao compartimento que recebe a emissão. O modelo USEtox considera emissões para a água quatro vezes mais danosas à saúde que emissões para o ar e dez vezes mais danosas que as emissões para o solo. Esta diferença é evidenciada nos fatores de caracterização para toxicidade humana, para a substância, a 2,3,7,8-TetraCDD, sendo o CF para água de 1673,43 DALY/kg_{emitido}, para o ar, 401,61 DALY/kg_{emitido} e para o solo 179,25 DALY/kg_{emitido}. Apesar de mais danosas à saúde, as emissões para a água representam somente 6% do risco, permanecendo as emissões para o ar como as mais representativas, pois é o meio que recebe a maior quantidade de emissões (64%). Na comparação entre a Figura 19 e Figura 20 fica evidente o aumento da relevância das emissões para água e para o ar nas distribuições do total de emissões do Brasil pois as liberações nestes

meios têm maior potencial de serem transferidas para o ser humano e de causar danos à saúde.

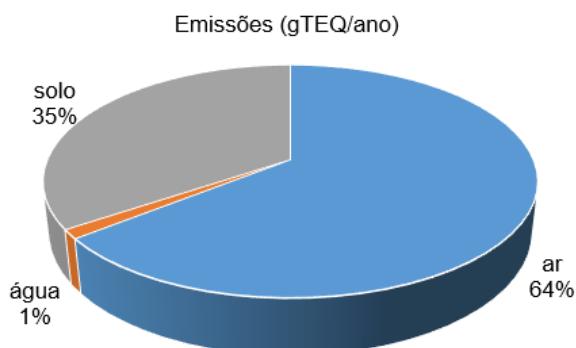


Figura 19 - Quantidade de emissões para cada compartimento ambiental

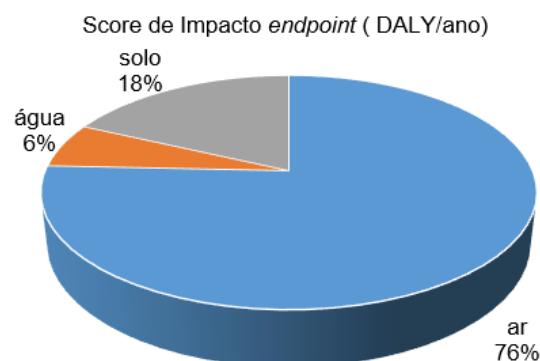


Figura 20 - Distribuição do risco entre os compartimentos ambientais

As emissões de todas as fontes de emissão de Dioxinas e Furanos totalizaram 1816 gTEQ, sendo 1168 gTEQ de emissões para o ar, 23 gTEQ para a água e 625 g TEQ para o solo, resultando em uma Pegada Química de 620 DALY. A distribuição da Pegada Química de Dioxinas e Furanos no Brasil (Figura 21) mostra que mais de 80% do risco estimado é proveniente de emissões que ocorrem em SP, MG, RJ, ES, PA, PR, MA e BA. As fontes de emissão no estado de SP contribuem para 29% da Pegada Química, seguido por MG (15%), RJ (12%) e ES (8,1%).

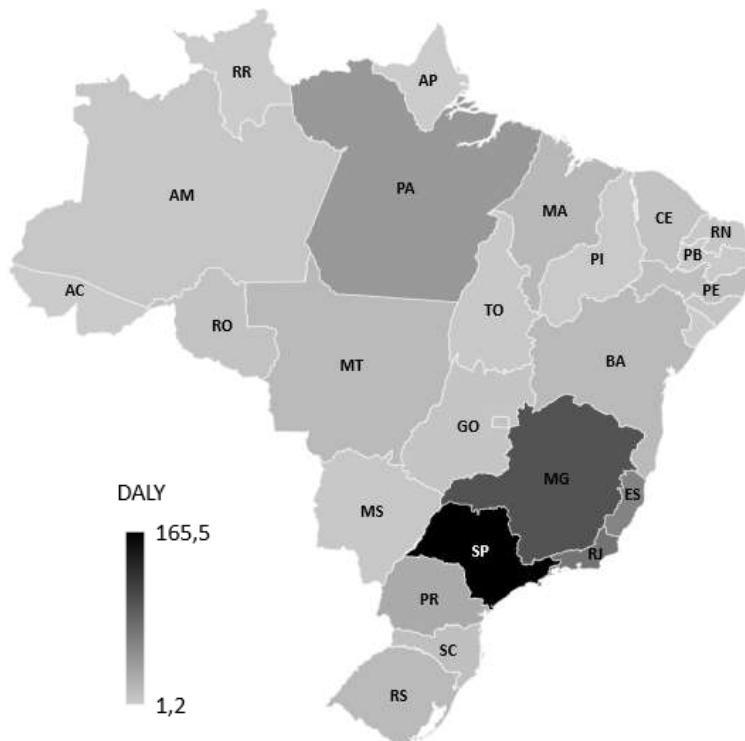


Figura 21 - Distribuição da Pegada Química de Dioxinas e Furanos no Brasil

As oito UFs com maior quantidade de emissões são, SP, MG, RJ, ES, PA, PR, RS, BA, e somadas representam mais de 80% do total de emissões de Dioxinas e Furanos no Brasil. Quando consideramos a Pegada Química, a distribuição do risco entre as UFs apresenta um ranking diferente, no qual SP, MG, RJ, ES, PA, PR, MA e BA são as oito UFs com maior risco. A Tabela 16 mostra em **negrito** que RS, BA e MA se alternam no ranking das UFs, mas o estado do Rio Grande do Sul (RS) tem uma Pegada Química menor do que Bahia (BA) e Maranhão (MA), mesmo com emissões 10% maiores. A menor pegada do RS é devido a diferença na distribuição das emissões entre os compartimentos ambientais. No RS a maioria das emissões são para o solo e os danos potenciais para emissões neste compartimento são menores conforme os fatores de caracterização do modelo USEtox.

Tabela 16 - Distribuição das Emissões totais em massa x Pegada Química, das emissões de Dioxinas e Furanos ano base 2008

UF	Emissões Totais (ar+água+solo)		Score de Impacto - endpoint	
	(gTEQ)	Ranking	(CDUh ou DALY/ano)	Ranking
SP	526,6	1º	165,5	1º
MG	268,2	2º	99,0	2º
RJ	218,9	3º	72,2	3º
ES	147,5	4º	59,0	4º

UF	Emissões Totais (ar+água+solo)		Score de Impacto - endpoint	
	(gTEQ)	Ranking	(CDUh ou DALY/ano)	Ranking
PA	115,7	5º	42,5	5º
PR	89,1	6º	27,7	6º
MA	45,2	9º	16,7	7º
BA	46,5	8º	15,9	8º
RS	54,1	7º	15,9	9º

A maior Pegada Química dentre as fontes de emissão é da produção de metais ferrosos e não-ferrosos. Esta categoria se subdivide em 12 atividades (subcategorias) e a mais relevante para a Pegada Química das Dioxinas e Furanos do Brasil é a Sinterização de minério de ferro (subcategoria 2a) a qual contribui com 26% para o risco total do Brasil. Esta atividade faz parte da indústria siderúrgica, mais especificamente da linha de produção de siderúrgicas integradas. No Brasil existem 12 indústrias, localizadas principalmente na região sudeste, nos estados do ES, MG, RJ e SP (MMA, 2013). A formação de Dioxinas e Furanos no processo de sinterização ocorre devido a presença de compostos clorados durante o processo de síntese. Compostos clorados estão presentes em maior quantidade quando a sinterização é feita com matéria prima contaminada, rejeitos e materiais recicláveis. Os fatores do que mais influenciam na quantidade de emissão de Dioxinas e Furanos no processo produtivo são: a quantidade de resíduos, incluindo óleos de corte ou outros contaminantes clorados na matéria prima; o nível de controle do processo de combustão e o uso de tecnologias avançadas de controle de emissões de Dioxinas e Furanos.

O inventário Brasileiro destaca elevadas incertezas nas estimativas de emissão destas subcategorias devido ao enquadramento das fontes de emissão. Para aplicação dos fatores de emissão, o inventário enquadrou 50% das siderúrgicas Brasileiras como Classe 1 e 50% como Classe 2. Os fatores de emissão utilizados para estimar a quantidade de Dioxinas e Furanos em siderúrgicas da Classe 1 são quatro vezes maiores que a Classe 2 (UNEP, 2005). A classe 1 se refere a instalações sem controle de emissões e com alta quantidade de resíduos e contaminação de matéria prima e a Classe 2 para siderúrgicas com baixa taxa de utilização de resíduos e com controle de emissões.

No Brasil a produção ocorre em linhas de produção de siderúrgicas

integradas nas quais a sínter é realizada na própria siderúrgica, normalmente a partir de carvão mineral e com sistemas de controle de emissões. Além dos sistemas integrados há também os semi-integrados, chamados “guseiros”, os quais utilizam carvão vegetal e possuem frequentemente menor controle das emissões. Devido à ausência de fatores de emissão da para os semi-integrados o grupo de trabalho que elaborou o inventário decidiu enquadrar estas fontes na Classe 1, porém é esperado que as emissões desta subcategoria sejam revistas em inventários futuros (MMA, 2013).

A segunda principal contribuinte para as emissões de Dioxinas e Furanos são as queimas ao ar livre (Subcategoria 6a) com 21% da Pegada Química das Dioxinas e Furanos. Esta fonte inclui incêndios florestais, que ocorrem principalmente na região norte e nordeste e queima de canaviais, concentradas no estado de SP e na região nordeste.

Carga de Doenças na População

Assumindo que os danos à saúde ocorrem nos mesmos limites geográficos onde ocorrem as emissões, pode-se afirmar que a Pegada Química das Dioxinas e Furanos é de 620 DALY. Isto representa a perda potencial, no Brasil, de 620 anos de vida devido a doenças relacionadas a este grupo de substância. Esta perda é atribuída a população brasileira considerando as emissões de Dioxinas e Furanos no ano de 2008. A utilização do DALY como métrica de avaliação dos potenciais impactos a saúde permite interpretar o resultado do risco como a Carga de Doenças (*Burden of Disease-BOD*) das emissões destas substâncias. Se considerarmos a distribuição dano verifica-se que 64% da carga de doenças afeta a população da região Sudeste, 11% no Nordeste, 10% no Norte, 9% no Sul (9%) e 6% na região Centro-Oeste 6%. Dentre as unidades federativas a maior carga de doenças é na população de São Paulo, 165,5 DALY/ano, seguido por MG 99,0 DALY/ano, RJ 72,2 DALY/ano e ES 59,0 DALY/ano.

Levando em consideração que a distribuição das emissões e a ocorrência dos danos são uniformes entre os habitantes, a Pegada Química per capita indica a intensidade do dano por habitante. Quanto maior a intensidade do dano, maior o potencial do indivíduo a sofrer com efeitos das doenças relacionadas as Dioxinas e Furanos. A Pegada Química per capita calculada para o Brasil é de $3,4 \times 10^{-6}$

DALY/hab com base na divisão de 620 DALY pela população brasileira. Isto representa um tempo perdido de aproximadamente duas horas da vida de um brasileiro, onde a expectativa de vida média é de 72 anos. A ChF per capita no Brasil apresenta variação de quase 20 vezes entre as unidades federativas.

Para os habitantes de São Paulo a perda de tempo de vida é 2,7 horas e a maior ChF per capita é do ES o tempo perdido de vida é maior que 11 horas. Isto mostra a alta intensidade no dano neste estado onde a expectativa de vida é 73,7 anos e este dado pode ser utilizado para comparação do dano entre as ChF como feito por Fantke et al. (2012). Fantke et al. (2012), compararam os danos à saúde resultantes da exposição a 133 pesticidas aplicados em 24 países europeus em 2003, e verificaram que apenas 13 substâncias aplicadas contribuem para 90% dos impactos gerais sobre a saúde de cerca de 2000 DALY. A análise dos impactos em determinados países mostrou que valores elevados podem ser devido ao alto potencial de impacto por kg de substância aplicada, ou devido a grandes montantes aplicados por país e por isto os esforços para reduzir os impactos a saúde uso de pesticidas humana na Europa devem concentrar-se na substituição das substâncias com alto impacto.

Os valores calculados da ChF per capita para o Brasil, $3,4 \times 10^{-6}$ DALY/hab, para as Dioxinas e Furanos são da mesma ordem de grandeza aos valores calculados por Fantke et al., (2012), referente aos danos à saúde devido uso de pesticidas na Europa, $4,3 \times 10^{-6}$ DALY/hab com uma perda de horas de vida de 2,6 h/pessoa.

No caso do Brasil, a perda de 2 h/pessoa pode não parecer muito se comparado aos danos à saúde causados pela poluição atmosférica, mas há de ser levado em consideração que se trata da avaliação de uma única substância dentre as centenas de substâncias emitidas. A comparação ChF per capita com a carga de doenças, atribuída a outros poluentes atmosféricos (Anexo B4) divulgados por estudos de carga de doenças deve ser feita com cautela pois geralmente as estimativas partem de metodologias distintas. Por exemplo o valor de 2,1 horas, calculado para o Brasil é bem abaixo da carga de doenças atribuída a poluição atmosférica, que no Brasil, é de 287 dias por pessoa, calculados com base em 1.999.343 DALY (IHME, 2008). O estudo *Global Burden of Disease* (GBD), coordenado, desde 2007, pelo (*Institute of Health Metrics and Evaluation – IHME*) da

Universidade de Washington, quantifica a perda de saúde decorrente de doenças, lesões e fatores de risco conforme diretrizes pela Organização Mundial de Saúde (OMS). De acordo com o IHME, em 2008, a carga no Brasil de doenças como a febre amarela e a raiva era de 179 e 1175 DALY respectivamente, o que corresponde a aproximadamente uma e quatro horas, valores da mesma ordem de grandeza dos calculados para Dioxinas e Furanos no Brasil.

Para as Dioxinas e Furanos, os impactos são causados por baixíssimas quantidades de emissões e as incertezas do inventário podem influenciar significativamente nos resultados. Segundo Bjørn et al. (2014) inventários de emissões são importantes fontes de incerteza, especialmente substâncias químicas orgânicas já que não existem sistemas para monitorar muitos destes componentes e subprodutos de degradação. A comparações entre os inventários de emissões de diferentes países é minimizada pois a aplicação das diretrizes do *Toolkit* ocorre de modo uniforme, ou seja, todos utilizariam o mesmo fator de emissão (MMA, 2013). A avaliação de risco é outra fonte importante de incerteza e erro encontrada por Bjørn et al. (2014), mais precisamente a inconsistência entre os volumes compartimentais padrão, assumidas no modelo USEtox para cálculo os cálculos dos fatores de caracterização.

Custos da Pegada Química

O custo da Pegada Química das Dioxinas e Furanos se refere ao “Custo intangível”, e é tratado como uma externalidade que representa a valoração da perda da qualidade de vida da população e não se refere aos custos de despesas médico-hospitalares ou outros custos “diretos”. Podemos denominá-lo como custo social pois uma vez que representa o valor monetário que a população está disposta a pagar para estender sua expectativa de vida em um ano.

No Brasil, o custo social estimado dos impactos à saúde devido a exposição da população as Dioxinas e Furanos é de US\$\$29.942 milhões de dólares, considerando a ChF = 620 DALY e o VF de 48.316 US\$/DALY. Os custos da Pegada Química das oito principais unidades federativas somam 24.086 milhões de dólares. Esta valoração dos impactos ambientais permite que sejam feitas comparações sobre diversas outras perspectivas se utilizando do valor monetário,

como por exemplo, na análise de custo benefício do Plano de ação de redução de emissões.

As estratégias do Plano Nacional de Implementação Brasileiro (NIP) se implementadas reduziriam 592 DALY no período do Plano de Ação. Se aplicarmos o VF de 48.316 US\$/DALY o valor do benefício desta redução de emissões é de 12.426 milhões de dólares, conforme apresentado na Tabela 17.

Tabela 17 - Redução de emissões de Dioxinas e Furanos para o ar conforme subcategorias de fontes, ano base 2008

Cód.	Fonte (Subcategoria)	Redução prevista (DALY)	Benefício Social (US\$)
2a	Sinterização do minério de ferro	94	4.547.639
6a	Queima ao ar livre – biomassa	60	2.912.616
6b	incêndios/queima de resíduos ao ar livre	16	755.611
1c	incineração de resíduos de serviços de saúde	21	1.010.043
2c	Usinas de ferro/aço	14	673.938
4b	produção de Cal	12	573.325
2e	produção de Alumínio	9	458.024
2l	recuperação térmica de fios cabos elétricos	7	348.476
7a	Produção de celulose e papel	15	743.129
9c	Disposição de efluentes não tratados em água superf.	10	504.287
Total		592	12.426.146

O plano de ação para redução das liberações de POPs tem como uma de suas metas promover a aplicar de medidas de redução ou eliminação de emissões de Dioxinas e Furanos e levantar os custos dessas medidas é ação importante para alcançar esta meta. Até o momento, no Brasil, há poucas informações disponíveis sobre a previsão de custos de implementação, mas uma vez levantados, os custos de implementação podem ser comparados os valores calculados acima, em uma análise de custo benefício.

Vulnerabilidade dos Estados

A classificação dos estados conforme as categorias de vulnerabilidade ambiental, com base na comparação dos três indicadores apresentados no diagrama de três eixos, mostram que a maioria da população brasileira, quase 50%, reside em seis UFs estados classificados vulneravelmente críticos. Esta categoria (Cubo Tipo-IV) foi rotulada assim, pois estes estados apresentaram indicadores acima da

mediana nacional com um alto impacto potencial (Alta intensidade de dano), baixa diluição e pouca capacidade em saúde. Devido a estas características podemos dizer que estas UFs devem receber maior atenção na aplicação das ações do plano de ação. Nesta categoria estão incluídos todos os estados da região sudeste e PR e DF os quais possuem os maiores investimentos absolutos em saúde, e teoricamente oferecem melhores serviços de prevenção e tratamento de doenças, porém ao alto impacto potencial das Dioxinas e Furanos em sua população prevaleceu em suas classificações.

A segunda posição mais representativa foi o Cubo tipo II-b que foi rotulado como “Baixa Diluição” pois as UFs incluídas neste grupo apresentam baixa intensidade de dano e boa capacidade em saúde e o único indicador abaixo da mediana brasileira é a Baixa diluição relativa. As UFs classificadas como “Baixa Diluição” são SE, CE, PE, RN (Região Nordeste) e RS e SC (Região Sul) e concentram cerca de 21% da população.

Os estados enquadrados no Cubo Tipo-I foram denominados como “aceitavelmente vulneráveis”, pois têm as melhores características possíveis dentre os indicadores avaliados. Nesta situação residem 18% da população e incluem as seguintes UFs: BA, GO, AM, MS, PB, PI, AP. O destaque desta categoria é o estado Bahia pois é a única UF que possui contribuição significativa para Pegada Química e mesmos assim é enquadrado nesta categoria, o que significa que sua população é menos vulnerável às adversidades causadas pelas Dioxinas e Furanos se comparado a outros estados com a mesma quantidade de emissões.

A categoria do Cubo-IIIA agrupa 10% da população em estados com baixos valores relativos de Pegada Química (RO, TO e RR) e estados com Pegada Química moderada e grandes dimensões (PA, MA e MT). Esta categoria apresenta alta intensidade de dano e baixa capacidade em saúde e somente o indicador de Capacidade de Diluição se encontra acima da mediana, por isso foram rotulados como alta diluição. Os dois estados restantes se posicionaram em áreas isoladas do cubo se caracterizando como exceções à regra. A distribuição das UFs de acordo com sua vulnerabilidade ambiental é apresentada na Figura 22.

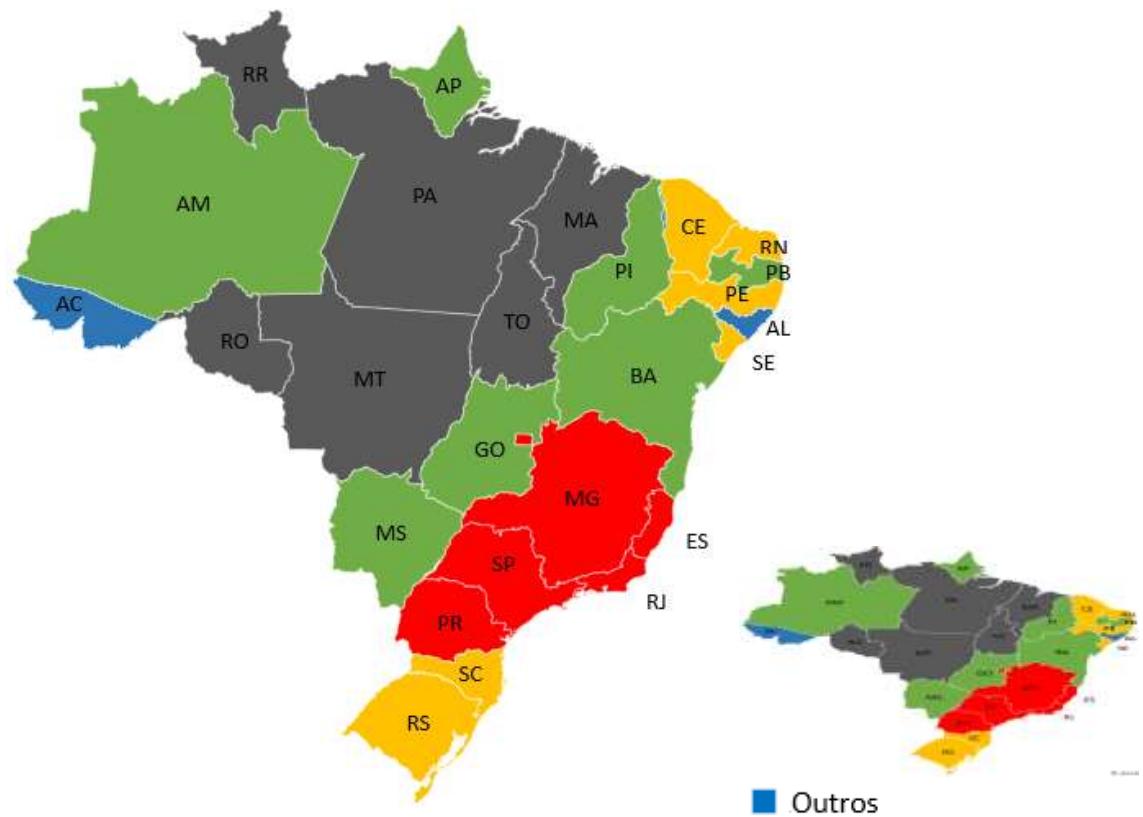


Figura 22 - Mapa da Vulnerabilidade ambiental das Dioxinas e Furanos

6 CONCLUSÃO

Os indicadores de danos potenciais à saúde humana calculados nesta pesquisa, com base no modelo de avaliação de risco USEtox e no inventário brasileiro de Dioxinas e Furanos, possibilitaram a comparação dos estados brasileiros em relação à ocorrência de doenças e mortes prematuras relacionadas à exposição da população.

A Pegada Química de Dioxinas e Furanos no Brasil estimou uma perda de 620 anos (DALY) a um custo US\$29.942 milhões de dólares. A comparação entre os estados mostrou que mais de 80% do risco estimado são originários de oito unidades federativas e que três fontes de emissão são responsáveis por 83% do risco potencial total calculado para as Dioxinas e Furanos no Brasil.

A avaliação da vulnerabilidade ambiental identificou os estados nos quais a população está mais propensa a sofrer os efeitos da exposição às Dioxinas e Furanos. Este resultado representa uma possibilidade de ordenar as categorias de fonte de emissão e pode auxiliar na tomada de decisão em políticas públicas na área de saúde e meio ambiente como a implementação de ações da convenção de Estocolmo.

Dada a importância do assunto, torna-se necessário o aprimoramento desta pesquisa para ampliar o escopo de substâncias químicas, agregar impactos ecotoxicológicos e incluir uma avaliação dos custos sociais destes impactos na sociedade.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Ampliação da avaliação de risco da Pegada Química para inclusão dos impactos ecotoxicológicos em água doce. Isto ampliará o escopo deste indicador a partir da estimativa dos potenciais impactos das Dioxinas e Furanos no meio ambiente.

Customização da modelagem dos dados do modelo USEtox para inclusão de dados geográficos específicos no cálculo do Fator de Destino (Fate Factor), possibilitando a obtenção de resultados mais consistentes com as características locais.

Identificação inventários de emissão disponíveis para o Brasil com o objetivo de agregar novas substâncias e ampliar o escopo da Pegada Química, o que permitirá agregar o potencial de impacto de diferentes substâncias químicas em um único indicador, mais abrangente e de grande valia.

REFERÊNCIAS

- Adger WN. Vulnerability. *Global Environmental Change* 2006; 16:268–81.
- Bjørn A, Diamond M, Birkved M, Hauschild MZ. Chemical Footprint Method for Improved Communication of Freshwater Ecotoxicity Impacts in the Context of Ecological Limits. *Environmental Science & Technology*. 2014;48(22):13253–62.
- Čuček, L., Klemeš, J.J., Kravanja, Z. A Review of Footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability. *Journal of Cleaner Production*. 2012; 34, 9–20.
- Desaigues B, Ami D, Bartczak A, Braun-Kohlová M, Chilton S, Czajkowski M, et al. Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecological Indicators*. 2011;11(3):902–10.
- Diamond, M.L., de Wit, C.A., Molander, S., Scheringer, M., Backhaus, T., Lohmann, R., Arvidsson, R., Bergman, Å., Hauschild, M., Holoubek, I., Persson, L., Suzuki, N., Vighi, M., Zetzs, C. Exploring the planetary boundary for chemical pollution. *Environment International*. 2015; 78, 8–15.
- European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. International reference life cycle data system (ILCD) handbook general guide for life cycle assessment: provisions and action steps. Luxembourg: Publications Office; 2011.
- Fang, K., Song, S., Heijungs, R., de Groot, S., Dong, L., Song, J., Wiloso, E.I., 2016. The footprint's fingerprint: on the classification of the footprint family. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2016; 23, 54–62.
- Fantke P, Friedrich R, Jolliet O. Health impact and damage cost assessment of pesticides in Europe. *Environmental International*. 2012; 49:9–17.
- Fantke P, Bijster M, Hauschild MZ, Huijbregts M, Jolliet O, Kounina A, et al. USEtox® 2.0 Documentation (Version 1.00). USEtox® Team; 2017.
- Galli, A., Wiedmann, T., Ercin, E., Knoblauch, D., Ewing, B., Giljum, S. Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a “Footprint Family” of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators*. 2012. 16, 100–112.
- Gao T, Wang XC, Chen R, Ngo HH, Guo W. Disability adjusted life year (DALY): A useful tool for quantitative assessment of environmental pollution. *Science of The Total Environment*. 2015; 511:268–87.
- Harder R, Peters GM, Svanström M, Khan SJ, Molander S. Estimating human toxicity potential of land application of sewage sludge: the effect of modelling choices. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2017; 22:731–43.
- Hauschild, M.Z. Assessing Environmental Impacts in a Life-Cycle Perspective. *Environmental Science & Technology*. 2005; 39, 81A-88A.

Hauschild MZ, Huijbregts M, Jolliet O, Macleod M, Margni M, van de Meent D, et al. Building a Model Based on Scientific Consensus for Life Cycle Impact Assessment of Chemicals: The Search for Harmony and Parsimony. *Environmental Science & Technology*. 2008; 42(19):7032–7.

Hauschild MZ, Goedkoop M, Guinée J, Heijungs R, Huijbregts M, Jolliet O, et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2013;18(3):683–97.

Hauschild MZ, Huijbregts MAJ, organizadores. *Life Cycle Impact Assessment* [Internet]. Dordrecht: Springer Netherlands; 2015. (LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment). Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-94-017-9744-3>. Acessado em: 9 de junho de 2018

Hester RE, Harrison RM, organizadores. *Chemicals in the environment: assessing and managing risk*. London: Royal Society of Chemistry; 2006. 158 p. (Issues in environmental science and technology).

Hitchcock, K., Panko, J., Scott, P., Incorporating chemical footprint reporting into social responsibility reporting. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8, 386–388. 2012.

Huijbregts MAJ, Rombouts LJA, Ragas AMJ, van de Meent D. Human-Toxicological Effect and Damage Factors of Carcinogenic and Noncarcinogenic Chemicals for Life Cycle Impact Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2005;1(3):181.

IBGE. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007.

IHME, 2008. GBD Results Tool. Institute for Health Metrics and Evaluation Seattle, WA: University of Washington.

Jones KC, de Voogt P. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution*. 1999;100(1–3):209–21.

Laurent A, Owsiania M. Potentials and limitations of footprints for gauging environmental sustainability. *Current Opinion Environmental Sustainability*. 2017; 25:20–7.

Li X, Yang Y, Xu X, Xu C, Hong J. Air pollution from polycyclic aromatic hydrocarbons generated by human activities and their health effects in China. *Journal of Cleaner Production*. 2016; 112:1360–7.

Mancini, M.S., Galli, A., Coscieme, L., Niccolucci, V., Lin, D., Pulselli, F.M., Bastianoni, S., Marchettini, N. Exploring ecosystem services assessment through Ecological Footprint accounting. *Ecosystem Services*. 2018. 30, 228–235.

Makri, A., Stilianakis, N.I. Vulnerability to air pollution health effects. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2008;211(3–4):326–36.

Ministério da saúde. Departamento de Economia da Saúde e Desenvolvimento. Secretaria Executiva. Sistema de Informações sobre Orçamentos Públicos em Saúde (SIOPS). Gasto público com saúde como proporção do PIB. 2006.

Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Implementação Brasil: Convenção de Estocolmo / Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA, 2015a.

Ministério do Meio Ambiente. Plano de Ação para a redução progressiva das liberações de Poluentes Orgânicos Persistentes de formação não intencional (u-POPs). Convenção de Estocolmo [Internet]. Brasília; 2015b. Disponível em: http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80037/Convencao%20de%20Estocolmo/Plano%20de%20Acao/Plano_nao%20intencional_prof%20assuncao_impressao_6_8_2015%20-%20finalissimos.pdf. Acessado em: 15 de março de 2018.

MMA. Inventário Nacional de fontes e estimativa de emissões de Dioxinas e Furanos: Brasil POPs: Plano Nacional de Implementação Convenção de Estocolmo / Ministério do Meio Ambiente. CDU(2.ed); 2013.

Murray CJL, Lopez DA, organizadores. The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020; summary. Cambridge: Harvard School of Public Health [u.a.]; 1996. 43 p.

Nordborg, M., Davis, J., Cederberg, C., Woodhouse, A. Freshwater ecotoxicity impacts from pesticide use in animal and vegetable foods produced in Sweden. *Science of the Total Environment*. 2017; 581, 448–459.

Panko J, Hitchcock K. Chemical Footprint, Ensuring Product Sustainability. Air & Waste Management Association. 2011;12.

Pizzol M, Weidema B, Brandão M, Osset P. Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. *Journal of Cleaner Production*. 2015; 86:170–9.

Posthuma, L., Bjørn, A., Zijp, M.C., Birkved, M., Diamond, M.L., Hauschild, M.Z., Huijbregts, M.A.J., Mulder, C., Van de Meent, D. Beyond Safe Operating Space: Finding Chemical Footprinting Feasible. *Environmental Science & Technology*. 2014; 48.

Pulselli FM, Coscieme L, Neri L, Regoli A, Sutton PC, Lemmi A, et al. The world economy in a cube: A more rational structural representation of sustainability. *Global Environmental Change*. 2015; 35:41–51.

Ridoutt, B.G., Pfister, S., Manzardo, A., Bare, J., Boulay, A.-M., Cherubini, F., Fantke, P., Frischknecht, R., Hauschild, M., Henderson, A., Jolliet, O., Levasseur, A., Margni, M., McKone, T., Michelsen, O., Milà i Canals, L., Page, G., Pant, R., Raugei, M., Sala, S., Verones, F. Area of concern: a new paradigm in life cycle assessment for the development of footprint metrics. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2016; 21, 276–280.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F.S. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*. 2009; 14, 32.

Roos, S., Peters, G.M. Three methods for strategic product toxicity assessment—the case of the cotton T-shirt. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2015; 20, 903–912.

Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2008;13(7):532–46.

Rosenbaum, R.K., Huijbregts, M.A.J., Henderson, A.D., Margni, M., McKone, T.E., van de Meent, D., Hauschild, M.Z., Shaked, S., Li, D.S., Gold, L.S., Jolliet, O., 2011. USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 710-727

Sala S, Goralczyk M. Chemical footprint: A methodological framework for bridging life cycle assessment and planetary boundaries for chemical pollution: Chemical Footprint Methodology for Aquatic Ecosystems. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2013;9(4):623–32.

Sörme L, Palm V, Finnveden G. Using E-PRTR data on point source emissions to air and water—First steps towards a national chemical footprint. *Environmental Impact Assessment Review*. 2016; 56:102–12.

Steingrimsdóttir MM, Petersen A, Fantke P. A screening framework for pesticide substitution in agriculture. *Journal of Cleaner Production*. 2018; 192:306–15.

Tarasova, N.P., Makarova, A.S., Vinokurov, S.F., Kuznetsov, V.A., Shlyakhov, P.I. Green chemistry and sustainable development: approaches to chemical footprint analysis. *Pure and Applied Chemistry*. 2018a; 90, 143–155.

Tarasova, N., Makarova, A., Fantke, P., Shlyakhov, P. Estimating chemical footprint: contamination with mercury and its compounds. *Pure and Applied Chemistry*. 2018b; 90, 857–868.

UNEP/SETAC. Life Cycle Management. How business uses it to decrease footprint, create opportunities and make value chains more sustainable. 2009

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM - UNEP. Standardized Toolkit for identification and quantification of dioxin and furans releases. 2005.

Wackernagel M, Rees WE. Our ecological footprint: reducing human impact on the earth. Gabriola Island, BC; Philadelphia, PA: New Society Publishers; 1996. 160 p.

Watanabe, C. Behavioral aspects of chemical use: balancing an intrinsic conflict. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2017; 25, 84–89.

Zijp MC, Posthuma L, van de Meent D. Definition and Applications of a Versatile Chemical Pollution Footprint Methodology. *Environmental Science & Technology*. 2014;48(18):10588–97.

ANEXOS

Anexo A- TABELAS DE EMISSÕES DE DIOXINAS E FURANOS

Tabela A1 - Lançamentos anuais estimados de Dioxinas e Furanos clorados, no Brasil, segundo categoria de fontes e meio de lançamento, ano-base 2008 (g TEQ/ano)

Categoria	Ar	Água	Produto	Solo	Resíduos	Total	% kg/kg
Categoria 1	72,8				38,7	111,5	5,0%
Categoria 2	557,4	0,4			296,8	854,6	38,2%
Categoria 3	41,6				11,6	53,2	2,4%
Categoria 4	54,4		9,1		7,2	70,7	3,2%
Categoria 5	8,3					8,3	0,4%
Categoria 6	430,0			79,0		509,0	22,8%
Categoria 7	2,7	10,5	356,4		21,3	390,9	17,5%
Categoria 8	0,9				2,7	3,6	0,2%
Categoria 9		12,1	53,1		168,0	233,2	10,4%
Total	1168,1	23,0	418,6	79,0	546,3	2235,0	100,0%

Fonte: MMA (2013)

Tabela A2 - Emissões de Dioxinas e Furanos, por meio de lançamento

UF	Emissão Totais (% kg/kg)	Emissões Totais (gTEQ/ano)	Emissões para o Ar (gTEQ/ano)	Emissões para a água (gTEQ/ano)	Emissões para o Solo (gTEQ/ano)	Emissões para produtos (gTEQ/ano)	Emissões para resíduos (gTEQ/ano)
SP	28,9%	645,6	282,9	5,5	18,9	118,9	219,4
MG	12,9%	287,7	213,1	2,4	4,1	19,5	48,5
RJ	10,1%	225,8	137,6	1,6	0,5	6,8	79,2
ES	6,8%	152,7	132,2	2,1	0,1	5,2	13,1
PA	6,1%	136,7	91,8	0,9	14,8	21,0	8,2
PR	5,5%	122,5	44,1	1,3	8,0	33,4	35,7
RS	4,7%	105,0	19,3	1,3	0,2	50,9	33,3
MT	3,6%	81,4	34,1	0,3	4,9	39,3	2,9
BA	2,9%	64,1	17,3	2,5	3,9	17,7	22,8
MA	2,1%	47,2	36,0	0,4	6,6	2,0	2,2
SC	2,2%	49,2	17,3	1,2	1,4	17,9	11,4
PE	1,7%	37,9	19,1	0,4	0,3	4,0	14,1
CE	1,4%	31,4	14,2	0,5	0,9	5,9	9,9
RO	1,1%	24,1	19,5	0,1	2,9	0,4	1,2
DF	1,1%	24,0	13,4	0,1	0,0	0,7	9,8
GO	2,5%	55,4	11,5	0,3	2,0	33,2	8,4
AL	1,0%	21,3	10,1	0,3	0,8	1,0	9,1
AM	0,7%	15,5	9,9	0,3	1,7	1,0	2,7

UF	Emissão Totais (%) kg/kg	Emissões Totais (gTEQ/ano)	Emissões para o Ar (gTEQ/ano)	Emissões para a água (gTEQ/ano)	Emissões para o Solo (gTEQ/ano)	Emissões para produtos (gTEQ/ano)	Emissões para resíduos (gTEQ/ano)
RN	0,7%	15,4	7,9	0,2	0,8	3,1	3,4
MS	1,8%	41,2	6,2	0,8	0,7	30,4	3,1
TO	0,6%	13,6	8,0	0,1	1,7	3,0	0,7
PB	0,5%	10,5	5,5	0,2	0,9	1,2	2,8
PI	0,4%	9,9	5,9	0,2	1,4	1,0	1,4
SE	0,2%	5,5	2,8	0,1	0,7	0,7	1,2
AC	0,2%	4,6	3,6	0,1	0,3	0,2	0,5
RR	0,2%	3,9	2,7	0,0	0,4	0,1	0,7
AP	0,2%	3,4	2,3	0,1	0,3	0,2	0,5
BR	100,0%	2235,5	1168,1	23,0	79,0	419,0	546,3

Fonte: Adaptado de MMA (2013)

Tabela A3 - Distribuição das emissões de Dioxinas e Furanos nas unidades federativas, conforme meio de lançamento, categoria de fonte, ano base 2008

UF	Emissões (gTEQ/ano) para Água			Emissões (gTEQ/ano) para o Solo									Emissões (gTEQ/ano) para o Ar								
	Categoria			Categoria									Categoria								
	2	7	9	1*	2*	3*	4*	6	7*	8*	9*	1	2	3	4	5	6	7	8		
SP	0,06	2,91	2,53	9,57	148,53	6,35	0,49	18,86	6,27	0,18	49,88	14,77	131,24	12,56	9,40	2,05	112,38	0,76	0,12		
MG	0,14	0,96	1,29	1,56	32,18	0,94	0,31	4,10	1,37	0,41	12,18	8,64	152,78	2,15	25,43	0,44	23,66	0,23	0,13		
RJ	0,09		1,50	10,36	50,39	0,15	0,12	0,51		0,00	18,87	6,54	113,03	1,48	2,61	0,36	13,78	0,00	0,01		
ES	0,12	1,68	0,31	0,97	6,12	0,19	0,03	0,10	2,39	0,00	3,54	5,68	121,47	0,34	1,21	0,72	2,54	0,39	0,00		
PA		0,25	0,66	0,20	4,84	0,15	0,05	14,75	0,36	0,00	2,64	1,58	3,11	0,87	0,51	0,40	85,45	0,06	0,00		
PR		1,05	0,21	1,09	10,67	0,84	5,89	7,98	1,50	0,46	15,57	1,50	5,85	6,54	6,33	0,68	22,90	0,25	0,14		
RS		0,35	0,92	0,05	20,34	0,60	0,28	0,21	0,50	0,57	11,19	0,03	10,34	2,26	0,95	0,82	4,68	0,09	0,19		
MT			0,26		0,69	0,35	0,05	4,92		0,16	1,63		0,54	1,09	0,31	0,09	32,09		0,05		
BA		1,83	0,68	4,02	3,17	0,19	0,09	3,91	4,73	0,00	10,80	1,08	2,49	1,32	0,51	0,39	10,99	0,50	0,00		
GO			0,30	1,32	1,36	0,83	0,06	2,03		0,14	4,80	0,69	1,06	0,85	0,43	0,16	8,23		0,04		
SC		0,68	0,49	0,17	5,56	0,80	0,10	1,38	0,96	0,76	3,19	0,83	4,68	5,76	0,61	0,38	4,72	0,16	0,23		
MA			0,39	0,38	0,00	0,15	0,04	6,60		0,00	1,60	2,97	0,86	0,61	0,19	0,04	31,40		0,00		
MS		0,62	0,15		0,00	0,34	0,06	0,73	0,88	0,08	1,77		0,31	0,31	0,29	0,35	4,75	0,15	0,02		
PE		0,02	0,37	0,86	6,08	0,80	0,03	0,27	0,03	0,00	6,39	6,72	3,21	1,09	1,15	0,24	6,69	0,00	0,00		
CE			0,52	0,51	3,98	0,15	0,07	0,90		0,00	5,25	3,96	2,51	0,78	1,68	0,19	5,09	0,00	0,00		
RO			0,10	0,26	0,36	0,16	0,02	2,90		0,00	0,43	0,14	0,28	0,16	0,00	0,22	18,69		0,00		
DF			0,10	3,51	0,57	0,15	0,04	0,04		0,00	5,60	11,07	0,45	0,23	0,47	0,06	1,14		0,00		
AL		0,12	0,15	3,11	0,72	0,76	0,02	0,76	2,30	0,00	2,29	1,06	0,56	0,55	0,15	0,07	7,63	0,09	0,00		
AM			0,26		0,79	0,15	0,04	1,66		0,00	1,73		0,63	1,07	0,19	0,42	7,63	0,00	0,00		
RN			0,19	0,46	0,00	0,22	0,03	0,77		0,00	2,72	3,60	0,40	0,33	0,85	0,07	2,71		0,00		
TO			0,09		0,00	0,13	0,01	1,67		0,00	0,61		0,18	0,13	0,05	0,03	7,65		0,00		
PB			0,20	0,13	0,00	0,29	0,03	0,86		0,00	2,37	0,99	0,48	0,41	0,46	0,05	3,06		0,00		
PI			0,19	0,13	0,00	0,15	0,03	1,40		0,00	1,08	0,99	0,40	0,29	0,17	0,03	4,01		0,00		
SE			0,12		0,00	0,18	0,03	0,73		0,00	1,04		0,26	0,26	0,53	0,03	1,67		0,00		
AC			0,06		0,16	0,15	0,01	0,28		0,00	0,18		0,95	0,67	0,02	0,01	1,91		0,00		
RR			0,03		0,10	0,15	0,02	0,39		0,00	0,45		0,08	0,04	0,00	0,01	2,52		0,00		
AP			0,06		0,15	0,15	0,01	0,31		0,00	0,22		0,12	0,06	0,00	0,04	2,09		0,00		
BR	0,40	10,46	12,11	38,66	296,77	11,60	7,24	79,02	21,28	2,73	168,03	72,80	557,44	41,61	54,42	8,35	430,00	2,68	0,94		

Fonte: MMA (2013)

*Liberações originalmente, reportadas no inventário brasileiro de Dioxinas e Furanos como liberações em resíduos.

Anexo B- TABELAS DE SCORE DE IMPACTO E CUSTO SOCIAL

Tabela B1 - Score de Impacto *midpoint* e *endpoint* das unidades da federação

UF	Score de Impacto			UF	Score de Impacto		
	<i>midpoint</i> (Casos/ano)	<i>endpoint</i> (DALY/ano)	(% casos)		<i>midpoint</i> (Casos/ano)	<i>endpoint</i> (DALY/ano)	(% DALY)
SP	14,4	166,0	26,7%	DF	0,6	7,3	1,2%
MG	8,6	99,2	16,0%	GO	0,6	7,0	1,1%
RJ	6,3	72,4	11,7%	AL	0,5	6,3	1,0%
ES	5,1	59,1	9,5%	AM	0,5	5,2	0,8%
PA	3,7	42,6	6,9%	MS	0,4	4,5	0,7%
PR	2,4	27,8	4,5%	RN	0,4	4,3	0,7%
MA	1,5	16,7	2,7%	TO	0,3	3,8	0,6%
BA	1,4	16,0	2,6%	PB	0,3	3,2	0,5%
RS	1,4	16,0	2,6%	PI	0,3	3,2	0,5%
MT	1,4	15,6	2,5%	AC	0,1	1,7	0,3%
SC	1,0	11,2	1,8%	SE	0,1	1,7	0,3%
PE	0,9	10,9	1,8%	RR	0,1	1,3	0,2%
RO	0,8	8,7	1,4%	AP	0,1	1,2	0,2%
CE	0,7	8,5	1,4%	Total	54,0	621	100%

Tabela B2 - Score de Impacto *endpoint* segregado por categoria de fonte de emissão ano-base 2008

UF	Score de Impacto endpoint (DALY/ano)									
	Total	Cat.1	Cat.2	Cat.3	Cat.4	Cat.5	Cat.6	Cat.7	Cat.8	Cat.9
SP	165,5	7,6	79,4	6,2	3,9	0,8	48,5	6,3	0,1	13,2
MG	99,0	3,8	67,4	1,0	10,3	0,2	10,2	1,9	0,1	4,3
RJ	72,2	4,5	54,6	0,6	1,1	0,1	5,6	0,0	0,0	5,9
ES	59,0	2,5	50,1	0,2	0,5	0,3	1,0	3,4	0,0	1,1
PA	42,5	0,7	2,1	0,4	0,2	0,2	37,0	0,5	0,0	1,6
PR	27,7	0,8	4,3	2,8	3,6	0,3	10,6	2,1	0,1	3,1
RS	15,9	0,0	7,8	1,0	0,4	0,3	1,9	0,7	0,2	3,5
MT	15,5	-	0,3	0,5	0,1	0,0	13,8	-	0,0	0,7
BA	15,9	1,2	1,6	0,6	0,2	0,2	5,1	4,1	0,0	3,1
GO	7,0	0,5	0,7	0,5	0,2	0,1	3,7	-	0,0	1,4
SC	11,2	0,4	2,9	2,5	0,3	0,2	2,1	1,4	0,2	1,4
MA	16,7	1,3	0,3	0,3	0,1	0,0	13,8	-	0,0	0,9
MS	4,4	-	0,1	0,2	0,1	0,1	2,0	1,2	0,0	0,6
PE	10,9	2,9	2,4	0,6	0,5	0,1	2,7	0,0	0,0	1,8

UF	Score de Impacto endpoint (DALY/ano)									
	Total	Cat.1	Cat.2	Cat.3	Cat.4	Cat.5	Cat.6	Cat.7	Cat.8	Cat.9
CE	8,5	1,7	1,7	0,3	0,7	0,1	2,2	0,0	0,0	1,8
RO	8,7	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	8,0	-	0,0	0,2
DF	7,3	5,1	0,3	0,1	0,2	0,0	0,5	-	0,0	1,2
AL	6,3	1,0	0,4	0,4	0,1	0,0	3,2	0,6	0,0	0,7
AM	5,2	-	0,4	0,5	0,1	0,2	3,4	0,0	0,0	0,7
RN	4,3	1,5	0,2	0,2	0,3	0,0	1,2	-	0,0	0,8
TO	3,8	-	0,1	0,1	0,0	0,0	3,4	-	0,0	0,3
PB	3,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,0	1,4	-	0,0	0,8
PI	3,2	0,4	0,2	0,1	0,1	0,0	1,9	-	0,0	0,5
SE	1,7	-	0,1	0,1	0,2	0,0	0,8	-	0,0	0,4
AC	1,7	-	0,4	0,3	0,0	0,0	0,8	-	0,0	0,1
RR	1,3	-	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	-	0,0	0,1
AP	1,2	-	0,1	0,1	0,0	0,0	0,9	-	0,0	0,1
BR	619,7	36,2	277,8	18,8	23,2	3,4	186,9	22,4	0,9	50,4

Tabela B3 - População, Pegada Química per capita e tempo de vida perdido nas UFs

UF	População (hab)	ChF per capita (DALY/10 ⁶ hab)	Expectativa de Vida (anos)	Tempo de vida perdido (h)
SP	39.827.570	4,2	74,2	2,7
MG	19.273.506	5,1	74,6	3,4
RJ	15.420.375	4,7	73,1	3,0
ES	3.351.669	17,6	73,7	11,4
PA	7.065.573	6,0	72,0	3,8
PR	10.284.503	2,7	74,1	1,8
MA	6.118.995	2,7	67,6	1,6
BA	14.080.654	1,1	72,0	0,7
RS	10.582.840	1,5	75,0	1,0
MT	2.854.642	5,4	73,1	3,5
SC	5.866.252	1,9	75,3	1,3
PE	8.485.386	1,3	68,3	0,8
RO	1.453.756	6,0	71,2	3,7
CE	8.185.286	1,0	70,3	0,6
DF	2.455.903	3,0	75,3	2,0
GO	5.647.035	1,2	73,4	0,8
AL	3.037.103	2,1	66,8	1,2
AM	3.221.939	1,6	71,6	1,0
MS	2.265.274	2,0	73,8	1,3
RN	3.013.740	1,4	70,4	0,9
TO	1.243.627	3,1	71,3	1,9
PB	3.641.395	0,9	69,0	0,5

UF	População (hab)	ChF percapita (DALY/10 ⁶ hab)	Expectativa de Vida (anos)	Tempo de vida perdido (h)
PI	3.032.421	1,1	68,9	0,6
AC	655.385	2,6	71,4	1,6
SE	1.939.426	0,9	70,9	0,5
RR	395.725	3,3	69,9	2,0
AP	587.311	2,0	70,4	1,2
BR	183.987.291	3,4	72,5	2,1

Tabela B4 - População, Pegada Química per capita e tempo de vida perdido nas UFs

UF	Risco	DALY	População	DALY/hab	min/hab/a no	Expectati va de Vida	Dias perdidos na vida
BR	Material Particulado	1697275,07	183987291	9,22E-03	4,85E+03	72,48	244
BR	Exposição à Chumbo	450192,97	183987291	2,45E-03	1,29E+03	72,48	65
BR	Poluição do Ar	1999343,07	183987291	1,09E-02	5,71E+03	72,48	287
ES	Material Particulado	33071,57	3351669	9,87E-03	5,19E+03	73,71	265
ES	Exposição à Chumbo	7451,42	3351669	2,22E-03	1,17E+03	73,71	60
ES	Poluição do Ar	33595,12	3351669	1,00E-02	5,27E+03	73,71	270

Fonte: IHME (2008) - DALY 2008- <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>**Anexo C- TABELAS DE ENTRADA NO USEtox****Tabela C1 - Parâmetros de entrada de default do USEtox**

Parâmetros	Unidade	Valor
MW	g.mol-1	3,22E+02
pKaChemClass	-	neutral
pKa.loss	-	1,40E+01
KOW	L.L-1	6,31E+06
Koc	L.kg-1	3,16E+06
KH25C	Pa.m3.mol-1	5,05E+00
Pvap25	Pa	2,00E-07
Sol25	mg.L-1	2,00E-04
KDOC	L.kg-1	0,00E+00
KpSS	L.kg-1	0,00E+00
KpSd	L.kg-1	0,00E+00
KpSI	L.kg-1	0,00E+00
kdegA	s-1	9,63E-07
kdegW	s-1	4,81E-08
kdegSd	s-1	2,14E-10

Parâmetros	Unidade	Valor
kdegSI	s-1	2,14E-10
kdissP	s-1	2,84E-07
avlogEC50	log(mg.L-1)	-4,05E+00
ED50inh,canc	kg.lifetime-1	1,03E-05
ED50ing,canc	kg.lifetime-1	1,03E-05
BAFroot	kgveg.kgsoil-1	0,00E+00
BAFleaf	kgveg.kgsoil-1	0,00E+00
BTFmeat	d.kgmeat-1	0,00E+00
BTFmilk	d.kgmilk-1	1,18E-02
BAFfish	L.kgfish-1	9,70E+04
Ecotox EF		F

Fonte: USEtox 2.01