UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO – USP
INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA AMBIENTAL

RENATO INHASZ PAIVA

**INFORMAÇÃO AMBIENTAL SOBRE PRODUTOS PARA O
CONSUMO SUSTENTÁVEL: OS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE
IMPACTO DO CICLO DE VIDA SOB A ÓTICA DA
SUSTENTABILIDADE FORTE**

SÃO PAULO

2016

RENATO INHASZ PAIVA

**INFORMAÇÃO AMBIENTAL SOBRE PRODUTOS PARA O CONSUMO
SUSTENTÁVEL: OS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE
VIDA SOB A ÓTICA DA SUSTENTABILIDADE FORTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciência Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Paulo A. A. Sinisgalli

Versão Original

SÃO PAULO

2016

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

FICHA CATALOGRÁFICA

Paiva, Renato Inhasz.

Informação ambiental sobre produtos para o consumo sustentável: Os métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida sob a ótica da sustentabilidade forte; orientador: Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli. – São Paulo, 2016.

268 f.: il.; 30 cm.

Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo.

1. Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida; 2. Consumo sustentável forte; 3. Sustentabilidade forte; 4. Capacidade de suporte do ambiente. I. Título.

Autor: PAIVA, Renato Inhasz

Título: Informação ambiental sobre produtos para o consumo sustentável: Os métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida sob a ótica da sustentabilidade forte.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciência Ambiental.

Aprovado em: ____/____/____

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____ Instituição: _____
Julgamento _____ Assinatura: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____
Julgamento _____ Assinatura: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____
Julgamento _____ Assinatura: _____

Prof. Dr. _____ Instituição: _____
Julgamento _____ Assinatura: _____

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Paulo Sinisgalli por apoiar o desenvolvimento dessa dissertação, por sua disponibilidade e envolvimento no trabalho, além das oportunidades oferecidas nestes últimos anos.

A todos os docentes da Universidade de São Paulo que possibilitaram meu crescimento pessoal e profissional, e que se disponibilizaram a conversar de modo a enriquecer alguns temas tratados pela dissertação, em especial a(o): Prof. Dr. Alexandre Igari, Profa. Dra. Sylmara Lopes Dias e Profa. Dra. Sonia Paulino.

A todos os funcionários da Universidade de São Paulo pelo apoio nas atividades relacionadas ao trabalho.

Aos amigos Cauê Carrilho, Evandro Albiach, Iuri Amazonas, Bruno Meirelles e Caroline Cichoski pela amizade e companheirismo ao longo da nossa jornada no PROCAM.

Aos meus pais, Marcio e Angela, por me apoiarem constantemente nos estudos durante toda a minha vida, por servirem de modelo e fonte de valores para a minha construção pessoal. Sou grato a tudo!

Ao meu irmão Julio e à minha cunhada Rebecca pela amizade e companheirismo nos finais de semana.

A todos meus familiares que sempre me apoiaram na realização de meus sonhos!

E à minha grande companheira, Monica, por seu amor, por toda a paciência, compreensão e incentivo ao longo desta caminhada!

RESUMO

PAIVA, Renato Inhasz. **Informação ambiental sobre produtos para o consumo sustentável: Os métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida sob a ótica da sustentabilidade forte**. 2016. 268 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

A degradação ambiental proporcionada pelo consumo de produtos (JORGENSEN, 2003) é fruto tanto da evolução de uma sociedade que se distancia da natureza (MORAN, 2011), quanto de suas reais necessidades (FRY, 2005). Da mesma forma, os interesses do mercado, de governos e de consumidores enrijecem a manutenção de uma sociedade hiperconsumista (FRY, 2005). Este fato é observado pela existência de políticas governamentais de consumo (corrente do consumo verde) que prezam pela rotulagem ambiental, depositam a responsabilidade da redução da degradação ambiental no consumidor (AKENJI, 2014), e que não consideram que o aumento da ecoeficiência, sem questionar quais são os limites ambientais impostos para a realização das atividades humanas, provocam um efeito de rebote que pode elevar ainda mais a degradação ambiental (HANLEY et al., 2009). Em contrapartida, a corrente do consumo sustentável afirma ser necessário repensar os níveis de consumo de modo a não ultrapassarmos os limites impostos pelo ambiente à realização das nossas atividades (AKENJI, 2014). Desta forma, a informação necessária para a corrente do consumo sustentável é aquela que indica em que medida as capacidades de suporte do ambiente foram superadas (ALCOTT, 2008). Dentre todos os instrumentos capazes de fornecer informação sobre os aspectos ambientais de produtos, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é o único instrumento desenhado para avaliar as consequências ambientais relacionadas ao ciclo de vida de um produto (CHEHEBE, 1997). Entretanto, as evidências encontradas na bibliografia indicam que os métodos utilizados pela ACV para mensurar as consequências ambientais do produto (métodos de AICV - Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida) foram estruturados para calcular majoritariamente a ecoeficiência dos produtos, pois são poucos (ou não indicados pela bibliografia) os casos em que a capacidade de suporte do ambiente é avaliada por estes métodos (POTTING; HAUSCHILD, 2006). Diante deste quadro, esta dissertação se propôs a avaliar se os métodos de AICV existentes estão alinhados à sustentabilidade forte ou se estão alinhados à sustentabilidade fraca. Dois critérios de

avaliação foram definidos com base nos princípios da sustentabilidade forte: (i) O resultado do indicador da Categoria de Impacto deve apresentar quanto da capacidade de suporte foi ultrapassada ou não para as emissões relacionadas ao ciclo de vida do produto - alinhado ao princípio (a) da sustentabilidade forte, de que as atividades humanas devem ser limitadas à capacidade de suporte do ambiente (COSTANZA; DALY, 1992) - e, (ii) Todas as Categorias de Impacto (CIs) do método de AICV devem atender ao requisito (i) - alinhado ao princípio (b) da sustentabilidade forte, de que não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural (COSTANZA; DALY, 1992). Dos métodos de AICV avaliados (CML 2002, Eco-Indicator 99, Eco-Factors 2006, EDIP 2003, IMPACT2002+, MEErP 2011) verificou-se que nenhum método está alinhado aos princípios da sustentabilidade forte, pois os critérios (i) e (ii) não foram atendidos concomitantemente. Desta forma, concluiu-se que por não estarem alinhados aos princípios da sustentabilidade forte, os métodos de AICV avaliados não são capazes de atender à demanda do consumo sustentável por informações. Sua utilização demonstra que as políticas de consumo verde continuam a depositar a maior responsabilidade pela reversão da degradação ambiental nos consumidores, sem alterar a estrutura sistêmica criada pelos governos, pelo mercado e consumidores na qual o hiperconsumo prevalece.

Palavras-chave: Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida; Consumo sustentável forte; Sustentabilidade Forte; Capacidade de suporte do ambiente.

ABSTRACT

PAIVA, Renato Inhasz. **Environmental information of products for sustainable consumption: Life cycle impact assessment methods from the perspective of strong sustainability**. 2016. 268 f. Dissertation (Master in Environmental Science) – Graduate Program of Environmental Science – Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

The environmental degradation provided by the consumption of products (JORGENSEN, 2003) is the result of the evolution of a society that distances itself away from nature (MORAN, 2011) and from its real needs (FRY, 2005). At the same time, the interests of the market, governments and consumers maintain the hyper-consumption society (FRY, 2005). This fact is noticed by the presence of government consumption policies that appreciate environmental labeling, lay the responsibility for the reduction of the environmental degradation on the consumer (green consumption current) (AKENJI, 2014), and do not consider that the increase in eco-efficiency, without questioning the environmental limits for human activities, causes a rebound effect that can further raise environmental degradation (HANLEY et al., 2009). In contrast, the sustainable consumption current claims to be necessary to rethink consumption levels in order not to overpass the limits imposed by the environment for our activities (AKENJI, 2014). Thus, the necessary information for the sustainable consumption current is the one that indicates to what extent the environmental carrying capacity is exceeded (ALCOTT, 2008). Among all the instruments able to provide information on the environmental aspects of products, the Life Cycle Assessment (LCA) is the only instrument designed to assess the environmental consequences related to the life cycle of a product (CHEHEBE, 1997). However, the evidence found in the literature indicates that the methods used by LCA to measure the environmental impact of products (LCIA methods - Life Cycle Impact Assessment) were structured to mainly calculate the eco-efficiency of products, once there are only a few cases (or no indicated by references) in which the environmental carrying capacity is assessed by these methods (POTTING; HAUSCHILD, 2006). Given this context, this work aimed to evaluate whether existing LCIA methods are aligned to the strong or weak sustainability currents. Two evaluation criteria were defined on the basis of strong sustainability: (i) The results of the Impact Category indicator should present how much of the carrying capacity has been exceeded or not by the

emissions related to the product life cycle – according to the principle (a) of the strong sustainability, which states that human activities should be limited by the environmental carrying capacity (COSTANZA; DALY, 1992) - and (ii) All Impact Categories of a LCIA method must meet the requirement (i) - according to the principle (b) of the strong sustainability, which states that there is no complete substitutability between the different elements of natural capital (COSTANZA; DALY, 1992). From the evaluation of the LCIA methods (CML 2002, Eco-Indicator 99 Eco-Factors 2006, EDIP 2003 IMPACT2002+ and MEErP 2011) it was found that any of these methods are aligned with the principles of the strong sustainability, once the methods do not comply with criteria (i) and (ii) concurrently. Thus, it was concluded that once they are not aligned to the principles of strong sustainability, the evaluated LCIA methods are not able to meet the demand of sustainable consumption for information. Its use demonstrates that green consumption policies continue to place the greatest responsibility for the reversal of the environmental degradation on consumers, without changing the systemic structure created by governments, the market and consumers in which hyper-consumption prevails.

Keywords: Life Cycle Impact Assessment; Strong sustainable consumption; Strong sustainability; Environmental carrying capacity.

LISTA DE ABREVIATURAS

ACV - Avaliação do Ciclo de Vida

AICV - Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

AR - Avaliação de Risco

CI - Categoria de Impacto (CIs - Categorias de Impacto)

DAP - Declaração Ambiental de Produto

EIA - Estudo de Impacto Ambiental

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Evolução na publicação anual de DAPs desde a criação do programa de rotulagem do Sistema Internacional de DAPs.....	34
Figura 2. Fases de uma ACV.....	38
Figura 3. Elementos da fase de AICV.	40
Figura 4. Diagrama de fluxo para a acidificação. Os métodos de AICV são posicionados ao longo da cadeia de causa-efeito.....	45
Figura 5. Avaliação das categorias de impacto do método CML sob a ótica da sustentabilidade forte.	68
Figura 6. Avaliação das categorias de impacto do método Eco-indicator 99 sob a ótica da sustentabilidade forte.....	75
Figura 7. Avaliação das categorias de impacto do método de Escassez Ecológica sob a ótica da sustentabilidade forte.....	81
Figura 8. Linha do contínuo entre a avaliação de um sítio genérico e a avaliação de um sítio específico.....	98
Figura 9. Avaliação das categorias de impacto do método EDIP2003 sob a ótica da sustentabilidade forte.....	100
Figura 10. Esquema geral do arranjo das categorias de impacto <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> (as setas pontilhadas indicam as relações que não foram modeladas para o estabelecimento dos fatores de caracterização devido à existência de incertezas).	104
Figura 11. Avaliação das categorias de impacto <i>midpoint</i> do método IMPACT2002+ sob a ótica da sustentabilidade forte.	105
Figura 12. Avaliação das categorias de impacto <i>endpoint</i> do método IMPACT2002+ sob a ótica da sustentabilidade forte.	108
Figura 13. Avaliação das categorias de impacto do método MEERp sob a ótica da sustentabilidade forte.....	111
Figura 14. Profundidade de análise das Categorias de Impacto dos métodos de AICV desenvolvidos para o território Europeu.	114
Figura 15. Danos à qualidade ecossistêmica indicador pela Fração de Espécies Potencialmente Afetadas (PAF)	169

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Unidades de medida das metodologias de cálculo dos métodos de AICV que mensuram o potencial de impacto, a capacidade de suporte ou os prováveis danos ambientais para uma mesma Categoria de Impacto.....	50
Quadro 2. Características dos métodos que motivaram a seleção.....	58
Quadro 3. Ficha de análise (comentada) das categorias de impacto dos métodos de AICV....	60
Quadro 4. Classificação dos possíveis tipos de informação fornecida pelas camadas de cada Categoria de Impacto.	63
Quadro 5. Descrição dos critérios de escolha dos fluxos críticos (metas)	84
Quadro 6. Profundidade de análise das CIs dos métodos de AICV CML 2002 e EDIP2003.	119
Quadro 7. Unidades de medida e resultados finais das CIs, dos métodos de AICV CML 2002 e EDIP2003, que avaliam a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente.	122
Quadro 8. Critérios de avaliação dos métodos de AICV formulados a partir dos princípios da sustentabilidade forte.	125

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. REFERENCIAL TEÓRICO	24
2.1. Consumo verde e consumo sustentável: a informação para as duas correntes antagônicas.....	24
2.2. A informação ambiental sobre produtos	32
2.3. Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida	36
2.4. Capacidade de suporte do ambiente – pré-requisito para o desenvolvimento e o consumo sustentáveis.....	46
3. METODOLOGIA	56
3.1. Tipo de pesquisa	56
3.2. Método de pesquisa	56
4. RESULTADOS	66
4.1.1. CML 2002	66
4.1.2. Eco-Indicator 99	71
4.1.3. Eco-Factors 2006.....	77
4.1.4. EDIP2003	97
4.1.5. IMPACT2002+.....	103
4.1.6. MEErP 2011	109
5. DISCUSSÃO	113
6. CONCLUSÃO	125
7. REFERÊNCIAS – colocar em ordem alfabética e revisar	130
APÊNDICE A – AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE AICV	138
APÊNDICE A.1 – CML 2002	139
APÊNDICE A.2 – Eco-Indicator 99	161

APÊNDICE A.3 – Eco-Factors 2006	176
APÊNDICE A.4 – EDIP 2003.....	213
APÊNDICE A.6 – IMPACT 2002+	228
APÊNDICE A.9 – MEErP 2011	251

1. INTRODUÇÃO

A evolução da sociedade humana promoveu o distanciamento entre o homem e a natureza¹, reduzindo a capacidade humana em apreender sobre as consequências ambientais das suas ações (MORAN, 2011).

Tanto o distanciamento, quanto o aumento na intensidade e na escala das atividades humanas (VITOUSEK et al., 1997; FOLEY et al., 2005) têm ampliado a perda de biodiversidade, ocasionado mudanças no ciclo do nitrogênio e fomentado as mudanças climáticas (ROCKSTROM et al., 2009).

Reconhecido como um dos responsáveis pelo aumento da degradação ambiental (JORGENSEN, 2003), o consumo de bens materiais é objeto de ampla investigação científica, cujo resultado se desdobra na existência de duas correntes antagônicas que discutem e defendem quais são as mudanças necessárias para a promoção de um consumo que não gere degradações ambientais (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013). De uma forma bastante genérica, as duas correntes são denominadas de consumo verde e consumo sustentável, e se posicionam de maneira diferente quanto às ações necessárias para a redução da degradação ambiental e também sobre o papel da informação ambiental sobre o produto na redução desta degradação (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Para a corrente do consumo verde, os problemas ambientais que resultam do consumo de bens serão resolvidos com o fornecimento de produtos que causem menos impactos ambientais ao longo do seu ciclo de vida², i.e., que sejam mais ecoeficientes. Sendo assim, a

¹ Antes do domínio rudimentar do cultivo de plantas e da criação de animais, as primeiras populações humanas dependiam totalmente da oferta de alimentos pela natureza e, portanto, tinham conhecimento dos ciclos naturais que determinavam a disponibilidade de recursos necessários à sua sobrevivência. Com o domínio de práticas de cultivo e da criação de animais, as populações humanas se sedentarizaram e começaram a utilizar a água e o esterco animal para aumentar a produtividade de alimentos. Ao final deste processo, dominamos novas técnicas de intervenção na natureza e nos distanciamos dos ciclos naturais de provisão de recursos, pois deixamos de depender da chuva para a irrigação das lavouras e reduzimos o tempo necessário para a recuperação do solo antes do novo plantio. O distanciamento entre o homem e a natureza cresce à medida que novas profissões menos dependentes do campo surgem nas cidades e é mais significativo a partir da revolução industrial (século XIX) e da revolução verde (década de 50, marcada pelo advento de fertilizantes industrializados e pela maior mecanização do campo) (MORAN, 2011).

² O ciclo de vida de um produto envolve as fases de extração e transporte de matérias primas, de produção e transporte até o consumidor final, de uso, reciclagem, reaproveitamento ou disposição final.

produção de bens com menor impacto ambiental seria suficiente para reduzir a degradação ambiental (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

O consumo verde entende que a informação ambiental do produto, através da rotulagem, é fundamental para a redução da degradação ambiental, pois cientes dos problemas ambientais e informados sobre a diferença da ecoeficiência de determinados produtos, os consumidores estariam dispostos a escolher por produtos que causem menos impactos ambientais, reduzindo o problema da degradação ambiental (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Por sua vez, o consumo sustentável questiona a afirmação do consumo verde de que os problemas ambientais serão resolvidos com o aumento da ecoeficiência (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013; UN, 2003; UN, 1992).

Pela visão do consumo sustentável, ao melhorar a ecoeficiência na utilização de recursos naturais, menor será a demanda pelos recursos. De acordo com as regras de mercado, quando a demanda por um recurso é reduzida, o preço do recurso no mercado também diminui. Em contraponto, a redução do preço do recurso no mercado fomenta sua demanda em maior escala para o mesmo fim, ou para outros objetivos. Deste modo, o aumento da ecoeficiência não reduz o consumo dos recursos naturais. Ao contrário, pode fomentá-lo (AKENJI, 2014; GREENING; GREENE; DIFIGLIO, 2000; HANLEY et al., 2009; LOREK; FUCHS, 2013).

O consumo sustentável também desconstrói o argumento do consumo verde de que o consumidor é o principal promotor na mudança da degradação ambiental. Para o consumo sustentável, o consumidor é influenciado por forças sistêmicas impostas pelo mercado, governos e sociedade (FRY, 2005) e, portanto, não pode ser o principal responsável na promoção da redução da degradação ambiental (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Embora a corrente do consumo sustentável entenda que a informação e a ação do consumidor não sejam os processos centrais para a redução da degradação ambiental, esta corrente requer que a informação sobre a sustentabilidade ambiental³ do produto seja disponibilizada para a identificação de produtos sustentáveis e não sustentáveis, para a

³ A sustentabilidade ambiental é a manutenção do funcionamento do ambiente, e tem como pré-requisito que as atividades humanas utilizem os recursos naturais renováveis a uma velocidade menor do que a velocidade de renovação. Da mesma forma, a taxa de emissão de poluentes deve ser inferior à capacidade oferecida pelo meio para recebê-los. Ou seja, as atividades humanas devem respeitar a capacidade de suporte do ambiente (GOODLAND; DALY, 1996).

avaliação dos produtos pelas políticas de consumo e para as melhorias nos processos produtivos que busquem ser sustentáveis (ALCOTT, 2008).

Como o consumo sustentável tem como objetivo mudar os padrões de consumo, de modo a reduzir tanto a taxa de extração de recursos naturais quanto a taxa de lançamento de poluentes às taxas aceitáveis pelo ambiente, (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013), é possível afirmar o consumo sustentável segue os princípios da sustentabilidade forte.

A sustentabilidade forte, da mesma forma que a sustentabilidade ambiental definida por Goodland e Daly (1996), entende que o ambiente possui uma capacidade limitada tanto para fornecer recursos para as atividades humanas quanto para absorver os poluentes gerados por estas atividades (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001) ⁴.

Além de entender que o ambiente possui uma capacidade de suporte limitada, para a sustentabilidade forte, o capital natural⁵ e o capital manufaturado (produzido pela sociedade com o emprego de recursos naturais) são complementares, mas não são perfeitamente substituíveis. A substituição do capital natural pelo capital produzido não é praticável, pois não é possível reverter a extinção de espécies com o uso do capital manufaturado, por exemplo (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001). Da mesma forma, os recursos naturais, por serem complementares, não são perfeitamente substituíveis entre si (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001). Rockstrom et al. (2009) afirma que a superação da capacidade de suporte da atmosfera terrestre em receber gases de efeito estufa não resulta apenas em consequências para o clima, mas também em perda de biodiversidade e no aumento da acidificação dos oceanos, por exemplo. Ou seja, a superação da capacidade de suporte da atmosfera terrestre em receber gases de efeito estufa também altera a capacidade de suporte do ambiente aquático e da biodiversidade.

⁴ Existem duas correntes de sustentabilidade que costumam ser utilizadas para o alcance do desenvolvimento sustentável: a sustentabilidade forte e a sustentabilidade fraca. Para a sustentabilidade fraca o desenvolvimento sustentável pode ser alcançado desde que a soma total do capital natural e do capital manufaturado seja mantida. Ou seja, a poluição e a degradação são compensadas pelo pagamento pelo direito de poluir e pela disposição a receber. Esta corrente não assume que o ambiente oferece um limite para a exploração dos recursos naturais e para o lançamento de poluentes, a partir do qual podem ocorrer perdas irreversíveis das funções ecossistêmicas (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001; PEARCE; ATKINSON, 1993).

⁵ O capital natural é composto pelos recursos naturais renováveis e recursos naturais não renováveis. Os recursos naturais renováveis, e.g. os ecossistemas, dependem da energia do Sol para continuar seu funcionamento e garantir a disponibilidade de serviços e bens dos quais a humanidade depende. Já os recursos naturais não renováveis, e.g. os combustíveis fósseis, foram formados pelo acúmulo de energia solar por algas e plantas posteriormente submetidas a processos geológicos que garantiram sua concentração em regiões específicas da crosta terrestre. Os recursos naturais não renováveis fornecem benefícios à sociedade à medida que são extraídos e utilizados, mas seu tempo de renovação é muito superior quando comparado ao tempo de renovação dos recursos naturais renováveis (COSTANZA; DALY, 1992).

Devido ao alinhamento dos propósitos do consumo sustentável aos princípios da sustentabilidade forte, o consumo sustentável recomenda que a avaliação ambiental de produtos parta da investigação do impacto (dano causado ao ambiente ou à sociedade) para a avaliação da ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente pela emissão de substâncias ou pelo consumo de recursos durante o ciclo de vida do produto (ALCOTT, 2008).

Como o consumo sustentável necessita que informações ambientais detalhadas do ciclo de vida do produto sejam obtidas para a identificação de produtos sustentáveis e não sustentáveis (ALCOTT, 2008), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)⁶, dentre todos os instrumentos que proveem informação ambiental sobre produtos⁷, é a única ferramenta capaz de fornecer estas informações, pois seu objetivo é mensurar quais são as consequências ambientais relacionadas ao ciclo de vida de um bem. A ACV quantifica e avalia as consequências ambientais resultantes desde a extração e transporte dos recursos naturais, até sua produção, uso e destinação final (CHEHEBE, 1997).

Entretanto, é questionável a capacidade da ACV em atender à demanda do consumo sustentável⁸, pois os documentos de referência aos métodos de cálculo disponíveis para a mensuração dos impactos ambientais (métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida – métodos de AICV⁹) no território Europeu¹⁰ (EUROPEAN COMMISSION, 2010;

⁶ A ACV é composta por quatro fases. A ACV é iniciada pela definição do escopo e do objetivo da avaliação, seguida pelo Inventário do Ciclo de Vida (ICV), na qual todos os recursos utilizados e todos os poluentes gerados pelo processo produtivo são inventariados. A terceira fase compreende a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), cujos resultados são obtidos pela multiplicação entre os dados do inventário e os fatores numéricos determinados por modelos matemáticos (fatores de caracterização), permitindo relacionar a emissão de um poluente ou o consumo de um recurso à determinada consequência ambiental. Por fim, a ACV é encerrada pela interpretação dos resultados obtidos (ABNT, 2009a).

⁷ Os principais instrumentos que a sociedade dispõe atualmente para avaliar a dimensão ambiental de um produto são os rótulos do tipo I, II e III. Os rótulos dos tipos I e II não fornecem uma avaliação das consequências ambientais dos produtos, pois apenas atestam que o produto possui alguns diferenciais ambientais. O rótulo do tipo I faz parte de um esquema de rotulagem (que geralmente é nacional) e é certificado por uma terceira parte. A utilização do rótulo ocorre somente após o cumprimento de requisitos ambientais (e.g., ter um sistema de gestão ambiental ou um sistema de gerenciamento de resíduos, projetar o produto de modo a permitir a separação de partes, dentre outros), estabelecidos pelo esquema de certificação, pelo fabricante (ABNT, 2004b). Por sua vez, o rótulo do tipo II é uma autodeclaração feita pelo próprio fabricante, importador ou distribuidor para atestar a qualidade ambiental (e.g., menor uso de algum recurso durante as fases de produção ou uso) do produto (ABNT, 2004a). Dentre todos os tipos de rotulagem, somente o rótulo do tipo III é capaz de fornecer informações sobre as consequências ambientais relacionadas ao ciclo de vida de um produto, pois suas informações têm como base a Avaliação do Ciclo de Vida do produto.

⁸ O fornecimento de informações que indiquem a superação ou não da capacidade de suporte do ambiente devido à emissão de substâncias e ao consumo de recursos naturais ao longo do ciclo de vida de um produto (ALCOTT, 2008).

⁹ Os métodos de AICV são como lentes que nos permitem quantificar as consequências ambientais do ciclo de vida do produto. Cada método de AICV possui abordagens distintas para avaliar as consequências ambientais. Este processo de quantificação usualmente ocorre por dois caminhos: (a) pela mensuração do potencial de impacto ambiental (avaliação de *midpoint*) ou; (b) pela quantificação dos prováveis danos ambientais (avaliação de *endpoint*). O potencial de impacto ambiental avalia a contribuição de diferentes substâncias para a ocorrência

EUROPEAN COMMISSION, 2011) indicam que a maioria das Categorias de Impacto¹¹ (CI) dos métodos de AICV mensura os prováveis danos ambientais ou o potencial de dano ambiental, sem indicar quanto da capacidade de suporte do ambiente foi ultrapassada devido ao consumo de recursos ou à emissão de poluentes. Estes documentos indicam que somente um método de AICV (o método EDIP2003) possui CIs que avaliam a superação da capacidade de suporte dos ambientes afetados pelas emissões e pela extração de recursos (EUROPEAN COMMISSION, 2010; EUROPEAN COMMISSION, 2011).

Entretanto, os documentos de referência (EUROPEAN COMMISSION, 2010; EUROPEAN COMMISSION, 2011) não informam (confirmam ou negam) se as CIs dos demais métodos de AICV avaliam a capacidade de suporte do ambiente, e tampouco discutem se os métodos atuais de AICV fornecem informações à agenda do consumo verde ou do consumo sustentável.

Considerando (i) a perda da capacidade social em apreender sobre os limites impostos pelo ambiente às atividades humanas devido ao distanciamento entre o homem e a natureza, e (ii) a necessidade por informações ambientais sobre o ciclo de vida de produtos para a agenda do consumo sustentável, (iii) a capacidade da ACV em avaliar as consequências ambientais do ciclo de vida de produtos e (iv) a falta de informação sobre a avaliação da capacidade de suporte pelas CIs dos métodos de AICV existentes, formulou-se a seguinte pergunta de pesquisa: os métodos de AICV desenvolvidos para o território europeu estão alinhados aos princípios da sustentabilidade fraca ou da sustentabilidade forte, i.e., fornecem informações para a corrente teórica do consumo verde ou para a corrente teórica do consumo sustentável?

A hipótese desta pesquisa é de que os fatores numéricos (fatores de caracterização) utilizados pelos métodos de AICV para a ACV de produtos no território europeu não consideram a capacidade de suporte do ambiente ao avaliar as consequências ambientais

de um mesmo problema ambiental (e.g., 1 Kg de CH₄ armazena mais energia da radiação solar do que 1 kg de CO₂, portanto, tem maior potencial de causar impacto ambiental). Já a quantificação dos prováveis danos ambientais resulta no cálculo das prováveis perdas que a sociedade ou o ambiente sofrerão (e.g., o número de espécies de árvores que serão potencialmente afetadas pela eutrofização dos solos, ou o número de anos de vida humana que serão perdidos devido à emissão de substâncias cancerígenas) (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

¹⁰ Apesar do documento de referência de métodos de AICV aplicáveis ao território Europeu apresentar métodos de AICV desenvolvidos para o território dos EUA, do Japão e do Canadá (EUROPEAN COMMISSION, 2010), optou-se por avaliar somente os métodos de AICV desenvolvidos no território europeu, pois se entende que os fatores numéricos que relacionam as consequências ambientais com as emissões do inventário (fatores de caracterização) são fatores que variam no espaço e no tempo, portanto, optou-se por restringir a avaliação aos métodos de AICV disponíveis para este território.

¹¹ Temas ambientais que são avaliados, e.g., mudanças climáticas, eutrofização aquática, depleção de recursos abióticos, dentre outros (CHEHEBE, 1997).

associadas ao ciclo de vida dos produtos e, portanto, possuem pouca aderência aos princípios da sustentabilidade forte, o que indicaria que estes métodos de AICV estão associados ao consumo verde.

O objetivo principal desta dissertação é avaliar em que medida os métodos atuais de AICV para o território europeu estão alinhados aos princípios da sustentabilidade forte¹².

Os objetivos secundários são:

- Discutir a capacidade dos métodos de AICV em atender às possíveis demandas de uma política de consumo sustentável forte por informações sobre a sustentabilidade ambiental de produtos;
- Estabelecer critérios de uma metodologia que sirva como base para avaliar se os métodos de AICV fornecem informações adequadas para uma política de consumo sustentável forte.

Esta pesquisa justifica-se (i) pelas significativas alterações ambientais que as ações humanas têm imprimido no ambiente (ROCKSTROM et al., 2009) devido ao consumo (JORGENSEN, 2003), (ii) pela dificuldade de apreensão da sociedade sobre os limites que o ambiente impõe às atividades humanas devido ao distanciamento entre o homem e a natureza ao longo do nosso processo evolutivo e (MORAN, 2011), por fim, (iii) à necessidade de identificação ou criação de métodos que sejam capazes de atravessar as camadas de informação socialmente criadas no espaço deixado pelo distanciamento entre a sociedade e a natureza¹³ e mensurar se as consequências ambientais associadas aos ciclos de vida dos produtos ultrapassam a capacidade de suporte imposta pelo ambiente, (iii) pela necessidade da corrente do consumo sustentável por informações sobre os produtos (ALCOTT, 2008) e, por

¹² Os princípios da sustentabilidade forte são: (a) as interferências humanas no ambiente devem ser limitadas à capacidade de suporte do mesmo, i.e., a extração de recursos naturais e o lançamento de poluentes não deve exceder os limites impostos pelo ambiente para o fornecimento de recursos e à absorção destas substâncias; (b) a não substitutabilidade perfeita entre o capital natural e o capital manufaturado, por entender que as perdas ambientais (extinções) não podem ser revertidas pelo capital acumulado, tampouco a perda de um elemento do capital natural pode ser perfeitamente substituída por outro elemento (COSTANZA; DALY, 1992).

¹³ E.g., na sociedade atual, distante da natureza, o acesso a um recurso é facilitado ou limitado pela capacidade de participação de um indivíduo no mercado, i.e., o que limita o indivíduo em obter os recursos naturais necessários para seu bem-estar é a quantidade de capital acumulado em forma monetária. A mediação entre a sociedade e a natureza ocorre através de um instrumento (moeda) criado por regras de mercado. Neste cenário, a única informação completa que o indivíduo conhece é o preço do recurso no mercado (desconhece as consequências ambientais decorrentes para a produção de um alimento fora da área de ocorrência natural, de sua época, dentre outros). A mediação entre a natureza e a sociedade feita pela moeda é uma nova camada de informação existente no espaço deixado pelo distanciamento entre o homem e a natureza.

fim, (iv) pelo fato da ACV ser a ferramenta que atualmente possui maiores chances de atender a esta demanda, visto que aborda todo o ciclo de vida de um produto (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

A revisão bibliográfica da dissertação aprofunda a discussão sobre as diferenças entre os objetivos do consumo sustentável e do consumo verde e sobre o papel da informação nestas duas correntes teóricas. Em seguida, é feita uma discussão sobre os instrumentos que a sociedade dispõe para obter informações ambientais sobre o ciclo de vida do produto, com um foco maior na informação que é provida pela ACV a partir da aplicação dos métodos de AICV disponíveis para o território europeu. Por fim, conceituam-se as duas linhas teóricas da sustentabilidade (forte e fraca), faz-se uma breve análise sobre como os métodos de AICV podem ter suas CIs alinhadas a uma ou outra corrente teórica da sustentabilidade.

A metodologia foi estabelecida com base nos princípios da sustentabilidade forte discutidos no último capítulo do referencial teórico. Cada CI dos métodos de AICV teve suas equações de cálculo de impacto avaliadas com o objetivo de entender o resultado final apresentado pelo cálculo. Em posse do significado final do resultado de uma CI, este foi avaliado em função dos princípios da sustentabilidade forte.

Os métodos de AICV disponíveis para o território europeu e os resultados da avaliação das CIs de cada método de AICV foram apresentados no capítulo de resultados. Em alguns casos, entendeu-se que os métodos de AICV adicionam novas camadas de informação ao resultado final, pois equivalem o potencial de impacto de uma substância ao potencial de impacto de uma substância padrão. Em outros casos, os resultados finais são normalizados em função dos padrões de emissão de um território, também entendida como uma operação matemática que adiciona uma nova camada de informação ao resultado final. A normalização é um passo obrigatório do método Eco-Fator 2006, que apesar de comparar as emissões aos padrões legais de emissão, normaliza o resultado final, perdendo a expressão de quanto da capacidade de suporte do ambiente foi superada. Além disto, é questionável se as metas de emissão (baseadas nos padrões legais de emissão) estão alinhadas à sustentabilidade forte ou à sustentabilidade fraca, algo que não foi investigado por esta dissertação.

Informações mais detalhadas sobre a avaliação de cada método de AICV estão disponíveis no Apêndice A.

Os resultados obtidos pela avaliação de cada método foram discutidos frente ao referencial teórico antes do fechamento da conclusão.

Por fim, concluiu-se que os métodos de AICV disponíveis para o território europeu estão alinhados à corrente da sustentabilidade fraca. Apesar de dois métodos de AICV (EDIP 2003 e CML 2002) possuírem CIs cujos resultados demonstrem quanto da capacidade de suporte do ambiente foi excedida, as demais CI destes métodos estão alinhadas à sustentabilidade fraca, i.e., o resultado final não apresenta quanto da capacidade de suporte do ambiente foi superada. Como os recursos naturais não são totalmente substituíveis entre si, um princípio da sustentabilidade forte (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001; PEARCE; ATKINSON, 1993), afirmar que estes métodos de AICV estão alinhados à sustentabilidade forte, seria equivalente à assumir que os recursos naturais das CIs que não mensuram a capacidade de suporte do ambiente são substituíveis pelos recursos naturais das CIs que mensuram a capacidade de suporte do ambiente.

Apesar de a ACV cobrir todo o ciclo de vida do produto, este instrumento carece de um método de AICV alinhado aos princípios da sustentabilidade forte, capaz atender à demanda por informações de uma agenda do consumo sustentável.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Consumo verde e consumo sustentável: a informação para as duas correntes antagônicas

A evolução da sociedade humana até o estágio atual foi marcada pelo distanciamento entre o homem e a natureza. À medida que ampliamos nosso domínio sobre o uso dos recursos naturais, mais nos distanciamos dos limites que os ambientes impõem às atividades humanas (MORAN, 2011).

Como consequência, o espaço criado por este distanciamento passa a ser ocupado por novas camadas de informação criadas pela sociedade¹⁴, que em sua maioria dificultam a apreensão social acerca dos limites impostos pelo ambiente para a alocação dos recursos nos processos produtivos e para o destino dos resíduos e das emissões (MORAN, 2011).

Dentre todos os instrumentos utilizados pela sociedade para ultrapassar as camadas de informação criadas entre o vazio deixado pelo distanciamento e avaliar as consequências ambientais do consumo estão os rótulos ambientais de produtos (CHEHEBE, 1997). Ou seja, a rotulagem é um dos instrumentos criados para tentar reduzir o vazio informacional entre o consumidor e o desempenho ambiental dos produtos.

Sob a ótica de mercado, a rotulagem é entendida como o instrumento necessário para reduzir a assimetria de informação entre o produtor e o consumidor, pois o preço de um produto não indica necessariamente se sua qualidade é superior do que a de outro produto mais barato (AKERLOF, 1970).

Para o mercado, a redução desta assimetria de informação faz-se necessária para que os produtos com um diferencial ambiental sejam corretamente identificados, de modo que o empreendedor responsável pela melhoria no desempenho do produto seja recompensado pelo seu esforço. Na ausência desta garantia, um ambiente cheio de incertezas é criado, levando à

¹⁴ E.g., a mediação entre a natureza e a sociedade para a obtenção de recursos é feita pela moeda. O acesso ao recurso é limitado à capacidade de participação do indivíduo no mercado, sendo assim, a mediação pela moeda é uma nova camada de informação existente no espaço deixado pelo distanciamento entre o homem e a natureza. Outro exemplo é legislação ambiental, que dita as novas regras para a interação entre a sociedade e a natureza.

desconfiança do consumidor e à redução no consumo em geral, pois os consumidores não estariam dispostos a trocar seus bens por produtos novos de qualidade duvidosa (AKERLOF, 1970).

Ou seja, a rotulagem exerce o papel de provedora de informações (sobre o desempenho ambiental do produto) tanto à sociedade, partindo do pressuposto de que esta é uma informação relevante para a promoção de uma sociedade sustentável¹⁵, quanto ao mercado (sobre os diferenciais ambientais do produto promovidos pela empresa, garantindo o reconhecimento do produto e, conseqüentemente da empresa, pelo consumidor) (AKERLOF, 1970).

Apesar da função clara da rotulagem nos mercados, como redutora das assimetrias de informação existentes, a função da rotulagem para a sociedade ainda é objeto de debate quando o assunto colocado em pauta é a redução dos impactos ambientais através do consumo de produtos rotulados (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Como a população começou a pressionar as empresas e os governos pela redução da degradação ambiental, esses últimos precisaram demonstrar algum esforço na redução dos problemas. Como resposta, o conceito de ecoeficiência foi adotado pelo *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD), que passou a defender a adoção de novas tecnologias para manter o crescimento econômico. Deste modo, criou-se a crença e a expectativa de que o aumento da ecoeficiência e a sua informação através da rotulagem dos produtos seriam meios efetivos para a redução da degradação ambiental (AKENJI, 2014).

Entretanto, a efetividade desta crença tem gerado amplo debate entre duas linhas de pensamento científico que atuam em lados opostos – consumo verde e consumo sustentável - e que pode ser resumido através do entendimento sobre o potencial da rotulagem, ou da informação sobre o desempenho ambiental do produto, em promover as reduções dos impactos ambientais (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

A primeira corrente a surgir é conhecida como consumo verde (CV). Vale ressaltar que é difícil associar o surgimento do consumo verde a alguma instituição, pois foi um conceito criado pelo mercado e impulsionado pela emergência da preocupação da população

¹⁵ A sociedade sustentável tem como base os princípios defendidos pela definição de desenvolvimento sustentável: “O desenvolvimento sustentável é o desenvolvimento que atende às necessidades da geração presente sem comprometer a capacidade das futuras gerações em atender às suas necessidades” (WCED, 1987).

com as externalidades ambientais e sociais criadas pelas atividades econômicas (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Conceitualmente, a corrente do consumo verde assume que o consumidor, consciente dos problemas ambientais, escolherá por produtos de menor impacto ambiental. Esta postura já seria suficiente para reduzir a degradação ambiental. Ao informar o consumidor sobre o diferencial ambiental dos produtos, estes estariam dispostos a comprar produtos “amigos do ambiente” (MACKENZIE, 1990) (tradução livre do termo *eco-friendly*) para reduzir a degradação ambiental (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Assim, tanto o ambiente quanto o fabricante seriam beneficiados, pois os impactos ambientais seriam reduzidos ao passo que o esforço do produtor em garantir a melhoria do desempenho ambiental (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013), cujo aumento dos custos de produção é provável, seria recompensado pela disponibilidade do consumidor a pagar um pouco mais para adquirir um produto com um diferencial ambiental (SELLERS, 2016). Desta forma, a informação fornecida ao consumidor é um dos principais vetores de indução desta mudança, tanto por informá-lo sobre o diferencial ambiental do produto, quanto por induzi-lo à mudança de comportamento (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Apesar deste discurso atraente, o consumo verde enfrenta diversas críticas, pois desconsidera que o comportamento e as escolhas do consumidor são afetados por uma cadeia muito ampla de interações, colocando muita responsabilidade sobre o consumidor (SPAARGAREN, 2011). Além do mais, a rotulagem também apresenta diversos entraves, como o excesso de informação, o excesso de classes de produtos, pouco tempo para o consumidor analisar, além da escassez de informações independentes que estejam prontamente acessíveis e que sejam compreensíveis (HORNE, 2009).

Embora possa existir uma provável melhoria no desempenho ambiental promovida pelas empresas que decidem rotular seus produtos, demonstrar que a adoção de rótulos ambientais promove a conservação do capital natural¹⁶ é uma tarefa difícil uma vez que os rótulos impõem a redução da poluição ao mesmo passo em que a tecnologia evolui para formas menos poluentes (HORNE, 2009). É importante destacar que a melhoria de desempenho ambiental não significa redução da degradação. Do ponto de vista de oferta e demanda de um recurso, a redução do consumo de um recurso diminui sua escassez no

¹⁶ O capital natural é composto pelos recursos naturais renováveis e recursos naturais não renováveis (COSTANZA; DALY, 1992).

mercado, tendo como consequência a redução de seu preço. Com um preço menor, há um incentivo ao aumento de consumo do recurso, ou seja, a melhoria na ecoeficiência fomenta ainda mais o consumo (HANLEY et al., 2009; ALCOTT, 2008; GREENING; GREENE; DIFIGLIO, 2000).

Este argumento é a principal defesa de pesquisadores que refutam a efetividade do consumo verde no combate à degradação ambiental e que defendem a abordagem do consumo sustentável (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013), a segunda corrente abordada nesta dissertação.

Ao contrário do consumo verde, o nascimento do consumo sustentável decorre do aumento do consenso de organizações internacionais que priorizaram seu estabelecimento através de políticas públicas voltadas à redução da degradação ambiental (UN, 1992; UN, 2003; AKENJI, 2014).

O consumo sustentável é definido a partir do conceito de desenvolvimento sustentável estabelecido pelo relatório de Brundtland como o “uso de bens e serviços que atendam às necessidades básicas e promova uma melhor qualidade de vida, a máxima redução no uso de recursos naturais, de emissões atmosféricas e na geração de resíduos e de efluentes, de modo a não comprometer as necessidades das futuras gerações” (Ministério do Meio Ambiente da Noruega¹⁷, 1994 apud OECD, 2002; FUCHS; LOREK, 2005).

Assim como a definição de desenvolvimento sustentável, o conceito de consumo sustentável permanece aberto a diversas interpretações, uma vez que a definição do que é sustentável é um problema que depende da área espacial investigada (i.e., é um problema específico a um sítio), da escala de tempo para a qual os problemas ambientais são avaliados, dos riscos assumidos tanto pela sociedade quanto pelas decisões políticas entre os níveis aceitáveis de substituição entre o capital natural e o capital criado pela sociedade (OECD, 2002).

De qualquer forma, o consumo sustentável é um conceito dinâmico, pois indica a direção para a mudança esperada ou desejada dos padrões de consumo, podendo evoluir à medida que dispomos de novas informações (OECD, 2002). Como exemplo, metas

¹⁷ O documento da OECD (2002) não apresentou a referência para o documento do Ministério do Meio Ambiente da Noruega.

ambientais podem ser definidas para a exploração dos sistemas ambientais cujos limites de extração de um recurso ou de disposição da poluição são conhecidos (OECD, 2002).

Do ponto de vista prático, o consumo sustentável entende que a escolha por produtos mais ecoeficientes pela sociedade não é suficiente para garantir a sustentabilidade ambiental, e defende que a redução do nível de consumo e a mudança do padrão de consumo dos países industrializados, de modo a respeitar a capacidade de suporte dos ambientes impactados pelo ciclo de vida dos produtos, são os pré-requisitos fundamentais para alcançar o desenvolvimento sustentável (FUCHS; LOREK, 2005).

Apesar da clara distinção entre o consumo verde e o consumo sustentável ao tratar sobre o capital natural, Fuchs e Lorek (2005) sugeriram a utilização dos termos consumo sustentável forte e consumo sustentável fraco para diferenciar a abordagem defendida por pesquisadores que afirmam trabalhar com o consumo sustentável (PRINCEN, 2003; SPANGENBERG; LOREK, 2002), mas que defendem que o aumento da ecoeficiência através de melhorias tecnológicas é o pré-requisito necessário para alcançar o consumo sustentável (como discutido acima, a melhoria da ecoeficiência fomenta ainda mais o consumo).

Deste modo, o consumo sustentável fraco seria uma abordagem muito próxima à corrente do consumo verde, pois não considera que a Terra impõe limites à quantidade de recursos disponíveis para a extração e à capacidade de absorver a poluição. Em contrapartida, o consumo sustentável forte é aquele que defende que o consumo será sustentável à medida que a capacidade da Terra em fornecer recursos e de suportar a absorção dos poluentes for respeitada pelos nossos padrões de consumo (FUCHS; LOREK, 2005).

As demais diferenças entre o consumo verde e o consumo sustentável estão no objetivo a ser alcançado por cada uma das correntes e na expectativa do papel do consumidor como promotor da mudança esperada (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Para começar, o consumo verde tem como objetivo manter o paradigma atual de crescimento econômico contínuo através do consumo de mercadorias mais ecoeficientes. Por este motivo, o consumo verde é muitas vezes chamado de consumismo verde. Em contrapartida, o consumo sustentável defende a redução do consumo como caminho necessário à existência de uma sociedade sustentável, pois entende que a diminuição da

pressão no ambiente ocorrerá somente com a mudança de comportamento do consumidor (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Por fim, no consumo verde os indivíduos são vistos como consumidores, que possuem funções de utilidade que serão atendidas pelo livre mercado, e são excluídos como sérios interlocutores na formulação de políticas¹⁸ voltadas para a redução dos impactos ambientais promovidos pelo consumo. Sendo assim, são vistos como um domínio soberano distante da intervenção pública, pois a corrente do consumo verde assume que a resposta dada pelo mercado (aumento da ecoeficiência) é suficiente para reduzir a degradação ambiental (AKENJI, 2014; LOREK; FUCHS, 2013).

Para o consumo sustentável, a presença dos indivíduos na formulação de políticas é essencial, pois entende que as pessoas estão cada vez distantes da natureza por serem tratados como consumidores. Clapp (2002) argumenta que os indivíduos estão cada vez mais distantes, geográfica e mentalmente, do resíduo que geram e de seu local de disposição. Este distanciamento fomenta a grande geração de resíduos e por consequência o aumento na demanda por aterros, sendo que os principais fatores que influenciam este processo são o estilo de vida industrial, a globalização e as diferenças econômicas. A globalização e as diferenças econômicas permitem que atores obtenham vantagem econômica que resulta na exaustão de locais para a disposição final de resíduos.

Quanto mais as políticas tratarem os indivíduos somente como consumidores finais, a exemplo do consumismo verde, mais as pessoas vão perpetuar o superconsumo e o aumento da geração de resíduos. Neste cenário, o consumidor verde vai obter a sensação de conforto por acreditar na ecoeficiência defendida pelo mercado verde¹⁹, ao invés de entender as consequências ecológicas das suas escolhas (AKENJI, 2014).

Sobra aos cientistas sociais interessados na governança do consumo sustentável a questão de como promover práticas que garantam a transição da sociedade atual, caracterizada

¹⁸ O diálogo com os *stakeholders* (incluídos aqui os consumidores) pode ajudar no desenvolvimento de práticas de consumo que atendam aos requisitos do consumo sustentável, portanto, é possível obter informações sobre quais são os interesses de cada grupo de *stakeholders*, entender a influência que cada grupo possui na cadeia de valor de produtos e conhecer os instrumentos que cada grupo possui para a promoção de seus interesses (AKENJI; BENGTSSON, 2010). Estas informações são essenciais para promover as mudanças das práticas diárias de consumo a partir da conscientização dos grupos de *stakeholders*, da associação entre os agentes que compartilham a mesma opinião e consequentemente dos meios de ação significativos capazes de redefinir as práticas diárias para padrões que sejam sustentáveis – objetivo das políticas de consumo sustentável (BALLARD, 2005).

¹⁹ O mercado verde corresponde à manutenção do nível de consumo, mas com a escolha de produtos que sejam mais ecoeficientes (MACKENZIE, 1990).

pelo hiperconsumo²⁰, para uma sociedade que reduza substancialmente sua pegada ambiental²¹. Uma possível resposta seria a redução da pegada ambiental das práticas de vida que os cidadãos adotam, que pode ser alcançada pela introdução de novos produtos, de tecnologias sustentáveis e também pelo desenvolvimento de uma imagem positiva das práticas sustentáveis para a sociedade (SPAARGAREN, 2011).

O desenvolvimento de uma perspectiva global de consumo depende da análise das transições das práticas de consumo sob a influência das inovações culturais e tecnológicas, sendo necessário investigar a globalização tanto do estilo de vida quanto dos sistemas de provisão²², que possuem particularidades locais, regionais e globais. Por exemplo, as dinâmicas globais de alimentação, moradia e de mobilidade são diferentes em cada região do mundo. Para que esta esfera global de consumo sustentável ganhe legitimidade e seja efetiva, novas formas de autoridade ambiental devem ser desenvolvidas entre e além dos governos, que dependam de considerações feitas pelos atores e pelas instituições que atuam na esfera civil global. Também é fundamental a participação de empresas transnacionais, ONGs ambientais e de cidadãos-consumidores como atores chave da governança global para o consumo sustentável (SPAARGAREN, 2011).

Neste sentido, as transições das práticas de consumo dependem de informações capazes de indicar se a redução da pegada ambiental dos produtos está sendo efetiva (ALCOTT, 2008).

Enquanto no consumo verde a comunicação da ecoeficiência provida pela rotulagem é tida como suficiente para reduzir os impactos ambientais, para o consumo sustentável a comunicação governamental na condução das mudanças de estilo de vida é vista com

²⁰ Segundo Lipovetsky (2007), o consumo evoluiu na sociedade até alcançar o hiperconsumo. A primeira fase do consumo (período entre 1880 e 1945) é a fase do consumo-sedução, marcada pela abertura das portas das lojas para o público e a forte atividade do *marketing* para seduzir o consumidor. A segunda fase, denominada de fase da abundância, ocorre entre as décadas de 50 e 80. Nesta fase a participação na vida pública está relacionada à capacidade de participação no mercado, fortalecendo a individualização do sujeito e estabelecendo o consumo como um marcador social. Neste período, a aparência ganha importância maior do que o caráter. Por fim, a sociedade alcança o chamado hiperconsumo, período cuja principal característica é o consumo emocional para o prazer individual, de modo que os indivíduos consumam em função dos seus gostos e critérios. Sendo assim, a finalidade do consumo é atender a finalidades muito específicas e subjetivas. Dado que o consumo é emocional, sempre existirão novos motivos para consumir e trocar os produtos antigos, levando à redução do tempo de vida dos produtos e resultando na criação do mundo do descarte abundante.

²¹ A pegada ambiental ou pegada ecológica é um método que estima a área biológica produtiva necessária para suportar os padrões atuais de consumo dentro dos padrões econômico e tecnológico dominantes (HOLMBERG et al., 1999).

²² Os sistemas ambientais (atmosfera, hidrosfera, litosfera e a biosfera) fornecem serviços à humanidade, e.g., a atmosfera oferece o serviço ecossistêmico de proteção à radiação ultravioleta proveniente do Sol e também regula a temperatura na crosta terrestre em uma faixa de variação que permite a existência de vida (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

ressalvas, pois a pressão da comunicação pode obter o efeito oposto ao desejado (THØGERSEN, 2005). Além do mais, a pressão também não seria justa ao induzir o sentimento de culpa nos consumidores por seu estilo de vida, uma vez que tanto o governo quanto as empresas têm grande responsabilidade na definição estrutural e sistêmica²³ deste estilo.

Thøgersen (2005) entende que o empoderamento do consumidor é mais viável para a mudança para um estilo de vida sustentável, ao considerar que a educação e a informação sobre a sustentabilidade garantem a provisão de um senso de competência, de autodeterminação e também de pertencimento coletivo. A sensação de empoderamento ocorre quando os indivíduos sentem-se livres e capazes de promover mudanças significativas.

De acordo com este argumento, fica claro que o empoderamento depende minimamente do fornecimento das informações necessárias sobre o problema através da educação.

Embora a bibliografia (AKENJI, 2014; FUCHS; LOREK, 2005; HOBSON, 2002; THØGERSEN, 2005) apresente divergências sobre as formas de engajamento dos cidadãos para o consumo sustentável²⁴, é fato que são vistos como elemento chave para a promoção desse estilo de vida. Da mesma forma, os autores (AKENJI, 2014; FUCHS; LOREK, 2005; HOBSON, 2002; LOREK; FUCHS, 2013) que defendem o consumo sustentável, como a melhor alternativa ao hiperconsumo e ao consumismo verde, não divergem sobre o argumento de que o cidadão não deve ser visto como o único responsável pela redução do consumo.

²³ Fry (2005) ressalta que atualmente, a compreensão da necessidade em consumir se afasta da esfera biológica (aquelas relacionadas às necessidades básicas dos indivíduos), e também da esfera cultural, enquanto comunidade e sociedade. As necessidades que se afirmaram como básicas à humanidade negam a necessidade de coexistir com a natureza devido ao fato das culturas de poder terem se alienado da natureza, “uma materialidade de “necessidade” foi feita imanente ao invés de real” (FRY, 2005, p.69).

O argumento utilizado por Fry (2005) para sustentar este afastamento diz respeito à fabricação de necessidades pelo mercado, a qual ocorre juntamente com a elevação do sujeito individual para consumidor. O sistema “requer que a “necessidade” seja desejada, e, assim, fabrica o desejo, o qual posteriormente ele irá satisfazer como sendo “necessidade” a ser preenchida pela entrega de *commodities*, que “necessitam” ser “necessitadas” – e desta forma, o sistema de função, disfunção e excesso continua” (FRY, 2005, p.74).

²⁴ Há autores argumentando que tentar moralizar ou persuadir as pessoas a reduzirem o consumo tem poucas chances de sucesso, uma vez que a promoção do consumo sustentável depende de esforços coletivos, cuja condição geral para garantir as práticas desejáveis está pautada na restrição das possibilidades de aumento do consumo, através da revisão das condições que permitem o consumo – renda real, distribuição de renda, preço da energia, dentre outros. Ou seja, apostam na regulação do mercado para reduzir os impactos causados pelo estilo de vida das pessoas (RØPKE, 2009). Para Hobson (2002) a racionalização do estilo de vida a ser criado parece não ser viável, enquanto Thøgersen (2005) aposta no empoderamento social para a mudança no padrão de consumo.

Diante desta perspectiva, os agentes que envolvem o desenvolvimento de políticas que promovam o consumo sustentável, sejam eles os cidadãos, as empresas, os governos e as ONGs, demandam por informações que resultam de uma avaliação ambiental dos produtos capaz de reaproximar a sociedade dos ciclos da natureza, através da redução das camadas de informação existentes entre a sociedade e a natureza. Este olhar está muito relacionado com a premissa do consumo sustentável forte de que os padrões de consumo devem ser limitados pela capacidade do ambiente em fornecer os recursos e em receber a poluição.

2.2.A informação ambiental sobre produtos

Os principais instrumentos que avaliam e informam os aspectos ambientais de produtos são os rótulos ambientais (LEITÃO, 2013), cuja proliferação aumentou desde as primeiras manifestações governamentais sobre o direito do consumidor às informações ambientais sobre produtos (AKENJI, 2014). Ao longo das últimas três décadas o mundo vivenciou a criação de rótulos ambientais para produtos, atingindo até março de 2016 a contabilização de 463 rótulos ecológicos (*ecolabels*) em 199 países, abrangendo 25 setores industriais (ECOLABEL INDEX, 2016).

Basicamente, existem dois tipos de esquema de rotulagem de produtos, o mandatório e o voluntário. O primeiro é normalmente exigido por leis que costumam focar em um aspecto ambiental do produto, como o consumo de água ou de energia, por exemplo. O segundo permite que a organização escolha se seus produtos serão rotulados ou não (LEITÃO, 2013). A ISO (*International Standards Organization*) estabeleceu três tipos rotulagem voluntária: do tipo I, é um esquema de rotulagem certificado por terceira parte que permite a utilização de um logotipo no produto certificado (ABNT, 2004b); do tipo II, é uma autodeclaração feita pelo próprio fabricante, importador ou distribuidor para atestar a qualidade ambiental do produto (ABNT, 2004a); e finalmente, do tipo III, que consiste na comunicação dos impactos ambientais do produto através da Declaração Ambiental de Produto (DAP), feita com base em uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) (ABNT, 2001).

Morris²⁵ (1997 apud HØRNE, 2009) destaca que por mais que os consumidores são induzidos a pensar que a produção e o consumo de produtos rotulados promovam a melhoria da qualidade ambiental, esta premissa é questionável, uma vez que os rótulos Tipo I não avaliam as consequências ambientais decorrentes do ciclo de vida dos produtos.

A Avaliação do Ciclo de Vida de produtos foi desenvolvida para permitir a comparação ambiental entre produtos ou serviços e também para comunicar o desempenho ambiental de produtos para as partes interessadas, partindo da avaliação dos impactos ambientais que resultam da produção do bem ou da realização do serviço (CHEHEBE, 1997).

A comparabilidade de resultados da ACV entre dois produtos foi garantida pela norma ISO TR 14025:2006 através da definição de Regras para Categorias de Produtos (RCP) (ou *Product Category Rules* – PCRs), que estabelecem quais regras devem ser seguidas para a rotulagem do tipo III a partir da ACV de produtos dentro de uma mesma categoria (e.g., vestuário, automóveis, dentre outros). Estas regras devem ser estabelecidas pelos operadores do programa de rotulagem do tipo III, tendo como objetivo harmonizar todo o processo de ACV de determinada categoria de produto, desde a definição do escopo de avaliação, coleta e estimativa de dados, até a equivalência da apresentação de resultados (ABNT, 2006). Desta forma, as RCPs garantem que as DAPs (Declaração Ambiental de Produto ou *Environmental Product Declaration* – EPD), informativo contendo a quantificação dos impactos ambientais decorrentes da cadeia produtiva de bens ou serviços, sejam comparáveis para dois produtos pertencentes a uma mesma categoria (ABNT, 2006).

A bibliografia indica a existência de três riscos que podem comprometer a efetividade das DAPs. O primeiro destes riscos está relacionado ao comprometimento da comparabilidade entre as DAPs devido ao surgimento independente de operadores de programas de rotulagem, cujos RCPs (destes operadores) não apresentam as mesmas regras de ACV para as categorias de produtos idênticas (INGWERSEN; STEVENSON, 2012). Este movimento, de aumento e sobreposição das RCPs, é apontado como uma ameaça à legitimidade das declarações ambientais sobre produtos (MINKOV et al., 2015)²⁶.

²⁵ MORRIS, J. **Green Goods? Consumers, Product Labels and the Environment**. IEA, Londres, 1997.

²⁶ Uma maneira de evitar que o surgimento independente de operadores de programas de rotulagem leve à perda de comparabilidade entre RCPs seria através da criação de uma organização internacional e de novas regras e padrões para a criação de RCPs. Entretanto, a regionalização dos métodos de avaliação de impacto ambiental dificulta o desenvolvimento de RCPs globais, por exemplo (INGWERSEN; STEVENSON, 2012). Este caminho, de padronização das RCPs através de organizações que atuem a nível global, tem sido trilhado pela GEDnet (*Global Environmental Declarations Network*) (DEL BORGHI, 2013).

Apesar das diferenças existentes entre as DAPs por consequência da formatação diferenciada das RCPs (INGWERSEN; STEVENSON, 2012), a publicação de DAPs tem crescido exponencialmente (Figura 1), a exemplo do programa do Sistema Internacional de DAPs (IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2015), programa global de DAPs baseadas na ISO 14025, cuja base de dados de fevereiro de 2016 contava com 500 DAPs registradas por 150 empresas de 27 países (IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2015)²⁷.

Figura 1. Evolução na publicação anual de DAPs desde a criação do programa de rotulagem do Sistema Internacional de DAPs. Fonte: (IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2015, p. 161).

Além das diferenças entre as diversas RCPs, que comprometem a comparabilidade das DAPs pelo consumidor, o segundo risco que pode reduzir a efetividade deste tipo de rotulagem está relacionado às incertezas e às deficiências presentes nas metodologias de Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV) de produtos. Os métodos de AICV podem ser entendidos como lentes capazes de mensurar os impactos ambientais decorrentes dos processos produtivos (CHEHEBE, 1997), e podem variar no grau de profundidade em que

²⁷ Uma pesquisa conduzida por Ibáñez-Forés et al. (2015), sobre as motivações que levaram as empresas a publicarem DAPs, indica que 58% das empresas estudadas adotaram esta rotulagem devido a exigências tanto internas quanto externas à empresa, dando mais importância às últimas. Em relação às vantagens da publicação de DAPs, as empresas entendem que aumentam sua capacidade de publicar informações objetivas (70% das empresas pesquisadas), melhoram a imagem corporativa (60%) e comunicam uma grande quantidade de informações ambientais (45%). Por outro lado, as empresas entendem que a maior desvantagem é a desinformação do consumidor sobre os rótulos baseados em DAPs (80%), seguida dos altos custos para renovar e continuar a realizar a ACV e a publicar as DAPs (IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2015).

analisam as consequências ambientais relacionadas ao ciclo de vida do produto (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Algumas metodologias de AICV utilizam modelos matemáticos para obter fatores numéricos que permitem o cálculo dos prováveis danos ambientais (EUROPEAN COMMISSION, 2010). Quanto maior a especificidade de um método de AICV às regiões que são impactadas pelas emissões ou pelo uso dos recursos, maior é a quantidade de incertezas presentes nos fatores numéricos (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001; POTTING; HAUSCHILD, 2006). Por outro lado, quanto menor a dependência espacial dos métodos de AICV, ou seja, quanto mais genéricos forem, menor será a capacidade do método em calcular o provável dano ambiental, permitindo somente o cálculo do potencial de impacto ambiental devido às emissões ou ao uso dos recursos naturais (GUINEÉ et al., 2002).

Por fim, além das deficiências e incertezas dos modelos matemáticos dos métodos de AICV, a bibliografia científica mais recente tem questionado o papel da ACV na promoção da redução dos impactos ambientais. Devido ao escopo limitado para a avaliação da ecoeficiência de produtos, boa parte dos métodos de AICV não incorporam avaliações sobre a capacidade de suporte do ambiente afetado pelo ciclo de vida do produto (BJORN; HAUSCHILD, 2015). Isto é, o terceiro e último risco questiona se os métodos de AICV são capazes de reduzir as camadas de informação entre a sociedade e o ambiente.

Tal bibliografia (BJORN; HAUSCHILD, 2015) tem indicado que os métodos de AICV devem evoluir da análise relativa da sustentabilidade ambiental para sua análise absoluta, tendo como premissa a mensuração da extrapolação ou não da capacidade de suporte do ambiente pelas atividades humanas.

O discurso recente de Bjorn e Hauschild (2015) vem de encontro com a argumentação elaborada pela dissertação, de que a sociedade se distancia da natureza, dificultando a apreensão social dos limites que a natureza impõe para a realização das atividades humanas. Devido ao distanciamento, a sociedade corre o risco de sobre-explorar os recursos disponíveis ou de sobrecarregar o ambiente com níveis elevados de poluição (MORAN, 2011).

Evitar estes problemas requer que a sociedade desenvolva novas fontes de informação que possam superar o distanciamento e ultrapassar todas as barreiras sociais de informação criadas neste espaço vazio (MORAN, 2011). No que diz respeito ao consumo, os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida têm como propósito ultrapassar as camadas de

informação das relações de consumo entre a sociedade e a natureza, permitindo a reaproximação das consequências ambientais do consumo.

Entretanto, apesar da maior capacidade da rotulagem do tipo III em trazer informações detalhadas sobre as consequências ambientais do ciclo de vida dos produtos se comparadas à capacidade dos rótulos do tipo I e II, a rotulagem do tipo III baseada em ACV possui as lacunas enumeradas acima (o risco da perda de comparabilidade das DAPs, a existência de incertezas matemáticas nos fatores numéricos dos métodos de AICV e o risco dos métodos de AICV em não conseguirem reduzir as camadas de informação entre a sociedade e o ambiente), e por este motivo o próximo capítulo aprofunda a discussão acerca da AICV.

2.3.Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é uma das etapas que compreendem a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de um produto ou serviço, e é entendida como o momento no qual os impactos ambientais das emissões e do consumo de recursos naturais são quantificados a partir dos dados das emissões e de recursos consumidos ao longo do ciclo de vida do produto ou serviço (CHEHEBE, 1997). Por este motivo, o início deste capítulo dedica-se ao entendimento da ACV para então prosseguir à discussão sobre a AICV.

A avaliação dos impactos ambientais causados por processos produtivos teve início após a crise do petróleo na década de 70, momento a partir do qual as empresas começaram a avaliar recursos naturais substitutos aos comumente utilizados e a avaliar se a substituição valeria a pena do ponto de vista ambiental. A falta de padronização na aplicação do método e a publicação somente daqueles resultados que interessavam às empresas, levou à guerra das ACVs. A padronização através da ISO foi a solução apresentada para evitar o descrédito da ferramenta (CHEHEBE, 1997).

O propósito da ACV é servir às empresas como uma ferramenta para a tomada de decisão, para a identificação de oportunidades de melhoria dos processos produtivos de modo

a reduzir os impactos ambientais decorrentes das atividades, para a seleção de indicadores de desempenho ambiental ou para dar apoio às DAPs (ABNT, 2009a).

Uma ACV é composta por quatro fases (ABNT, 2009a):

- A definição de escopo e de objetivo: definição da fronteira do sistema e do nível de detalhamento de avaliação;
- A análise de inventário: também conhecida como ICV (Inventário do Ciclo de Vida), compreende o levantamento dos dados relacionados às entradas e saídas do sistema;
- A avaliação de impactos: também conhecida como AICV (Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida), compreende a avaliação da magnitude e da significância dos impactos ambientais relacionados às entradas e saídas do sistema através de uma metodologia a ser adotada;
- E a interpretação: na qual os resultados da ICV, ou da AICV, ou de ambos são avaliados e discutidos para a tomada de decisão.

Figura 2. Fases de uma ACV. Fonte: (ABNT, 2009a, p.8).

Sendo assim, na ACV as emissões e os recursos consumidos durante a fabricação de um produto são compilados e documentados no ICV. Em seguida, as informações do ICV são utilizadas para a AICV, etapa na qual cada poluente emitido e recurso consumido podem ser avaliados quanto às suas consequências ambientais. Geralmente, a AICV considera os impactos na saúde humana e no ambiente, englobando temas como mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, eutrofização, acidificação, toxicidade humana (causadoras ou não de câncer), efeitos da radiação ionizante, formação de ozônio fotoquímico, uso do solo, depleção de recursos, dentre outros (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

A Figura 3 ilustra as etapas que compõem a fase da AICV (ABNT, 2009b):

- Seleção de Categorias de Impacto (CI), dos indicadores das categorias e dos modelos de caracterização (etapa obrigatória): a Categoria de Impacto diz respeito ao tema ambiental que será avaliado (e.g., acidificação, eutrofização, aquecimento global, dentre outros); os indicadores das categorias anunciam qual mecanismo ambiental da CI será avaliado (e.g., forçante radiativa de infravermelho para a CI de mudanças

climáticas); os modelos de caracterização indicam os modelos utilizados para obter os fatores de caracterização (e.g., modelo de linha de base para 100 anos do Painel Intergovernamental Sobre Mudanças Climáticas – IPCC) que nos próximos passos serão multiplicados pelas emissões para obter a avaliação de impacto;

- Classificação - correlação dos resultados do ICV às CIs selecionadas (etapa obrigatória): uma única substância emitida pode estar correlacionada a mais de uma CI (e.g., o gás CFC-11 é tanto um gás intensificador do efeito estufa quanto depletor da camada de ozônio), da mesma forma que uma CI pode estar correlacionada a mais de uma substância (NO_x e SO_2 estão correlacionados à acidificação);

- Caracterização – cálculo dos resultados dos indicadores de categoria (etapa obrigatória): compreende a multiplicação entre os dados do ICV com os fatores de caracterização (calculados pelos modelos dos métodos de AICV) e resulta na conversão dos valores de ICV para unidades comuns de um indicador de uma CI (e.g., a massa das emissões de CO_2 e de CH_4 mensurada em kg é transformada em ton. equivalente do potencial de efeito estufa do CO_2);

- Normalização (opcional): os resultados da AICV i.e., dos indicadores das CIs, são relativizados com relação às informações de referência, ou seja, são “comparados” numericamente em relação a um valor escolhido (e.g., o valor de referência pode ser a poluição de fundo do local onde ocorreu a emissão);

- Agrupamento (opcional): compreende a agregação ou a hierarquização das CIs;

- Ponderação (opcional): neste passo final os resultados das diferentes CIs podem ser agregados com a utilização de fatores numéricos.

Figura 3. Elementos da fase de AICV. Fonte: (ABNT, 2009a, p.16).

A própria norma ISO 14.040 não obriga que os resultados da ACV sejam normalizados, nem mesmo que sejam agrupados ou ponderados para a obtenção de um índice (ABNT, 2009a). O argumento apresentado pela ISO 14.040 é que “não existe base científica para a redução dos resultados de ACV a uma única nota ou número, uma vez que a ponderação requer escolha de valores” (ABNT, 2009a, p.9), enquanto a ISO 14.044 reforça que “os passos da ponderação são baseados em escolha de valores e não são embasados cientificamente. Diferentes indivíduos, organizações e sociedades podem ter preferências diferentes” (ABNT, 2009b, p.22).

Na prática, alguns métodos de AICV incorporam as perspectivas individuais durante a definição dos fatores de caracterização (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001). O método Eco-indicator99, por exemplo, considera três arquétipos definidos pelo quadro da Teoria Cultural

de Thompson²⁸ (1990 apud GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001) para elaborar três grupos de fatores de caracterização distintos para uma mesma CI. Tais arquétipos se baseiam em três diferentes perspectivas que a maioria das pessoas assume diariamente (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001):

- Individualista: Esta perspectiva acredita que a tecnologia é capaz de evitar os problemas e de resolver aqueles que se manifestarão no longo prazo. Sendo assim, esta é uma perspectiva pessoal cujo horizonte de avaliação dos impactos é curto. Na elaboração dos fatores, somente os efeitos provados das emissões são incluídos na modelagem.
- Hierárquica: faz um balanço entre as perspectivas de curto e de longo prazo e supõe que políticas adequadas podem evitar muitos problemas através de consenso. Inclui parte dos efeitos possíveis e dos efeitos provados na elaboração dos fatores de caracterização;
- Igualitária: assume que os problemas podem levar a uma catástrofe ambiental em longo prazo, sendo assim, tanto os efeitos prováveis quanto os efeitos provados das emissões são considerados na definição dos fatores de caracterização.

Desta forma, uma mesma emissão quando avaliada sob a ótica destas três perspectivas apresentarão resultados na seguinte ordem de intensidade de impacto ou do potencial de impacto: Igualitário>Hierárquico>Individualista. As diferenças de valores entre indivíduos, comentadas pela ABNT (2009b, p.22), também podem ser entendidas como uma camada de informação entre a sociedade e o ambiente, uma vez que alguns métodos de AICV elaboram fatores de caracterização diferentes para cada tipo de arquétipo social, os quais são determinados por valores sociais.

Ou seja, as perspectivas sociais acerca dos problemas ambientais também podem influenciar o resultado de uma ACV, não refletindo os impactos ambientais em sua totalidade na DAP, pois camadas de informação que dificultam a apreensão dos problemas ambientais podem ser adicionadas.

²⁸ O documento do método (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001) não apresentou a referência para o documento de Thompson (1990).

Conforme discutido anteriormente, quanto maior a quantidade de camadas de informação existentes entre a esfera natural e a sociedade, menor a apreensão social dos impactos ambientais causados por seu estilo de vida e, possivelmente, menor a adequação da informação ao fomento da redução da degradação ambiental.

Embora a rotulagem do tipo III a partir da ACV seja o instrumento mais elaborado para o fornecimento de informações que promovam a redução das camadas de informação entre a natureza e a sociedade, algumas das metodologias empregadas nos métodos de AICV desenvolvidos têm caminhado na contramão, i.e., têm acrescido novas camadas ao resultado final, aumentando o distanciamento entre o homem e a natureza. Como exemplo, alguns métodos consideram questões sobre a disponibilidade social dos recursos, que pode ser afetada por guerras ou outras restrições de acesso (SONNEMANN et al., 2015).

Da mesma forma que novas camadas de informação podem ser acrescentadas nos métodos de AICV, de modo a reduzir a capacidade de apreensão social acerca dos impactos ambientais causados por nosso estilo de vida (e.g., através do acréscimo de informações sociais), há diferenças no nível de profundidade da avaliação do impacto ambiental efetuada por cada um dos métodos de AICV (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Os métodos de AICV desenvolvidos desde os anos 90 quantificam os prováveis danos ambientais ou o potencial de impacto ambiental em diferentes profundidades, característica que atribui aos métodos as seguintes classificações: "ponto médio" (*midpoint*) ou "ponto final" (*endpoint*). Métodos *midpoint* quantificam o potencial de impacto ambiental das emissões ou do consumo de recursos, enquanto os métodos de *endpoint* avaliam o provável dano ambiental causado, ou seja, quantificam o provável impacto (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

A própria norma ISO 14040 destaca que "a ACV enfoca impactos ambientais potenciais; a ACV não prevê impactos absolutos ou precisos devido:

- À expressão dos impactos ambientais potenciais relativamente a uma unidade de referência;
- À integração de dados ambientais nas dimensões de espaço e tempo;
- À incerteza inerente na modelagem de impactos ambientais, e;

- Ao fato de que alguns impactos ambientais possíveis são claramente impactos futuros” (ABNT, 2009a, p.9).

“Convém que a interpretação reflita o fato de que os resultados da AICV são baseados em uma abordagem relativa, que indicam efeitos ambientais potenciais e que não preveem impactos reais sobre os pontos finais de categoria, a extrapolação de limites, margens de segurança ou riscos” (ABNT, 2009a, p.17).

Como exemplo da quantificação dos prováveis danos ambientais, podemos citar o método de AICV Eco-Indicator 99 (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001). Apesar do esforço em quantificar os danos ambientais (e.g., tempo de vida humana perdido devido aos danos causados por substâncias carcinogênicas), os próprios autores do método ressaltam a existência de incertezas devido à simplificação da modelagem (por mais robusta e elaborada, a modelagem é sempre uma simplificação do mundo real), à integração de variações temporais e espaciais (enquanto a concentração dos poluentes e seus efeitos variam no espaço e no tempo, os fatores de caracterização que resultam da modelagem são valores estáticos) e, por fim, relacionados à imprevisibilidade de ocorrência de alguns danos, a exemplo daqueles causados pelas mudanças climáticas (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001). Por este motivo, entende-se que os métodos de *endpoint* quantificam os prováveis danos ambientais ou à saúde humana, enquanto os métodos *midpoint* calculam o potencial de impacto ambiental ou de impacto à saúde humana, que corresponde mais a uma indicação de quanto maiores as emissões de determinadas substâncias, maior o risco de impacto.

Tamanha é a diversidade de métodos de AICV, que o Instituto Ambiental e de Sustentabilidade da Comissão Europeia (*Institute for Environment and Sustainability*) identificou e analisou os modelos matemáticos utilizados na definição dos fatores de caracterização dos métodos de AICV existentes em 2010 para o território Europeu, os Estados Unidos da América, o Canadá e o Japão, a fim de providenciar informação técnica e científica para as políticas da União Europeia de proteção e desenvolvimento sustentável, tendo como objetivo o alcance de padrões de produção e de consumo “mais sustentáveis” (EUROPEAN COMMISSION, 2010). Este trabalho resultou no documento de “Análise das metodologias existentes de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida” (*Analysis of existing Environmental*

Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment) (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

A avaliação feita por este manual cobre uma descrição da profundidade de análise ambiental das CIs (se os prováveis danos ou potencial de impacto são avaliados), da abrangência territorial incorporada nos modelos (se incorpora as consequências ambientais de abrangência local, regional ou global), da abrangência temporal da avaliação (se as consequências atuais e/ou futuras são consideradas) além das incertezas dos dados dos fatores numéricos de caracterização fornecidos pelos métodos de AICV (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Como resultado da avaliação dos métodos de AICV existentes, o Instituto Ambiental e de Sustentabilidade da Comissão Europeia (Institute for Environment and Sustainability) elaborou o documento de “Recomendações para a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida no contexto Europeu – baseado nos modelos e fatores de avaliação ambiental existentes” (*Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context based on existing environmental impact assessment models and factor*), para recomendar quais metodologias de cálculo dos métodos de AICV são mais adequados para a AICV no contexto Europeu, i.e., para uma CI (e.g., eutrofização terrestre) qual método de AICV (e.g., CML, Eco-Indicator 99, dentre outros) fornece a melhor metodologia de cálculo dos fatores de caracterização, considerando todas as particularidades encontradas no estudo anteriormente citado (EUROPEAN COMMISSION, 2011).

Para isto, o documento de recomendações (EUROPEAN COMMISSION, 2011) avalia os levantamentos feitos pelo documento de avaliação dos métodos de AICV (EUROPEAN COMMISSION, 2010) e indica através de fluxos relacionados aos problemas ambientais envolvidos no ciclo de vida, quais etapas da cadeia de efeitos ambientais os métodos de AICV avaliam (Figura 4).

Figura 4. Diagrama de fluxo para a acidificação. Os métodos de AICV são posicionados ao longo da cadeia de causa-efeito Fonte: (EUROPEAN COMMISSION, 2011, p. 58).

A Figura 4 indica que os prováveis danos (consequências finais dos impactos ambientais) relacionados à emissão de substâncias acidificantes são calculados pelas metodologias dos métodos Eco-Indicator 99, ReCiPe e LIME (categorias de *endpoint*) enquanto as metodologias dos métodos CML 2002 e *Accumulated Exceedence* avaliam se as emissões ultrapassaram ou não a capacidade de suporte do ambiente, e a metodologia do método EDIP 2003 analisa a mudança de sensibilidade à acidificação das áreas afetadas pelas emissões. Por fim, os métodos TRACI e LIME avaliam apenas o potencial de impacto das substâncias acidificantes (EUROPEAN COMMISSION, 2011).

Este detalhamento, de qual etapa da cadeia de causa-efeito é coberto por qual método, é feito para diversas CIs (mudanças climáticas, depleção do ozônio, toxicidade humana, absorção respiratória de material particulado/inorgânicos, radiação ionizante, formação de ozônio fotoquímico, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade, uso do solo, depleção de recursos, dentre outros), entretanto, a capacidade de suporte é citada somente nas cadeias de causa-efeito das CIs de acidificação, eutrofização e de formação de ozônio fotoquímico (EUROPEAN COMMISSION, 2011).

Isto é, o documento de referência (EUROPEAN COMMISSION, 2011) não informa se as demais CIs (listadas acima) dos métodos de AICV avaliam a capacidade de suporte do ambiente, ou seja, ainda não há um material técnico científico que analisou como os diferentes métodos de AICV existentes incorporam a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente. Caso contrário, se houvesse um estudo do tipo, os manuais e artigos científicos informariam se os fatores de caracterização das CIs dos demais métodos de AICV foram calculados ou não com base neste conceito.

2.4.Capacidade de suporte do ambiente – pré-requisito para o desenvolvimento e o consumo sustentáveis

O reconhecimento de que o mundo tem vivenciado a contínua redução da qualidade ambiental²⁹ ao longo das últimas décadas devido à superação dos limites ecossistêmicos³⁰ (ROCKSTROM et al., 2009), como consequência dos aumentos na intensidade e na escala das ações humanas (VITOUSEK et al., 1997; FOLEY et al., 2005; STEFFEN; CRUTZEN; MCNEILL, 2007), reflete na discussão sobre as duas correntes de sustentabilidade que podem ser apropriadas para a busca pelo desenvolvimento sustentável (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001).

²⁹ Condições ambientais da Terra que permitem o desenvolvimento humano. Englobam a capacidade regulatória do planeta em manter a temperatura, os ciclos biogeoquímicos e a disponibilidade de água em níveis aceitáveis para este desenvolvimento (ROCKSTROM et al., 2009).

³⁰ Limites impostos pelos ecossistemas terrestres para a exploração de seus recursos (e.g., limites para a exploração de pescado, para a exploração florestal, dentre outros) (ROCKSTROM et al., 2009).

Conhecidas como sustentabilidade forte e sustentabilidade fraca, estas correntes diferem na forma como encaram a solução dos problemas ambientais pela alocação dos recursos naturais e da poluição na sociedade (AYRES; BERGH; GOWDY, 2001).

Resumidamente, a sustentabilidade fraca entende que o capital manufaturado (criado pelo homem através do trabalho e da apropriação dos recursos naturais) e o capital natural (os recursos naturais renováveis e os recursos naturais não renováveis) podem ser substituídos entre si. Nesta visão, o mercado resolve os problemas ambientais através da alocação eficiente das externalidades (e.g., poluição e degradação ambientais) dos processos produtivos através de sua internalização (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001; PEARCE; ATKINSON, 1993).

Desta forma, para a sustentabilidade fraca o desenvolvimento sustentável ocorre com a manutenção da soma total do capital natural e do capital manufaturado. Neste cenário, os padrões de consumo atuais não são questionados. Em um mundo guiado por seus princípios, a poluição e a degradação são compensadas pelo pagamento pelo direito de poluir e pela disposição a receber (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001; PEARCE; ATKINSON, 1993).

Já a sustentabilidade forte entende que os diferentes tipos de capital são complementares, pois não é possível a substituição perfeita entre eles. O maior motivo para esta afirmação é de que o capital natural pode sofrer perdas irreversíveis (e.g., extinção de espécies) devido à sua sobre-exploração, que não podem ser reparadas ou substituídas pelo capital manufaturado acumulado (COSTANZA; DALY, 1992; AYRES; BERGH; GOWDY, 2001; PEARCE; ATKINSON, 1993).

Como o capital econômico e o capital humano (e.g., bem estar e conhecimento) dependem da utilização do capital natural, a manutenção do último é fundamental para a existência dos primeiros (COSTANZA; DALY, 1992).

Sendo assim, o princípio mais importante da sustentabilidade forte é de que a atividade humana deve ser limitada ou, de que não deve ultrapassar a capacidade de suporte do capital natural existente (COSTANZA; DALY, 1992).

O ambiente atua tanto como uma fonte de recursos, quanto como um sumidouro para a poluição emitida, e sua exploração deve ser feita com a maximização de sua utilidade e com a manutenção de condições que garantam a existência dos recursos naturais renováveis (a

renovação dos recursos naturais renováveis requer a existência de um estoque de recursos naturais a partir do qual novos animais e novas plantas poderão ser gerados, por exemplo) (COSTANZA; DALY, 1992).

Além do mais, a manutenção dos recursos naturais renováveis faz-se necessária à medida que os recursos não renováveis se esgotam. Por este motivo, as taxas de exploração dos recursos naturais renováveis não devem ultrapassar suas taxas de regeneração, enquanto a emissão de poluentes e resíduos não deve ser maior do que a capacidade de assimilação do ambiente (COSTANZA; DALY, 1992).

O entendimento das diferenças entre o conceito do que é sustentabilidade refletem tanto na definição das correntes de consumo sustentável (ver Capítulo 2.4), quanto na forma de mensuração dos impactos ambientais relacionados ao ciclo de vida dos produtos pelos métodos de AICV.

A Figura 4 demonstra que entre o cálculo do potencial de impacto (*midpoint*) e do provável dano ambiental (*endpoint*) existe uma série de consequências ambientais que podem ser mensuradas (EUROPEAN COMMISSION, 2011). Dentre elas, a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente ou a superação dos valores críticos de concentração³¹ das substâncias em determinadas áreas.

A Figura 4 também deixa claro que calcular a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente é uma etapa anterior ao cálculo do provável dano ambiental³², não sendo tão precisa quanto à mensuração dos prováveis danos (*endpoint*). Por outro lado, a mensuração da capacidade de suporte é mais elaborada do que a simples avaliação dos potenciais impactos (*midpoint*), na qual o aumento da emissão de poluentes não é comparada com a injeção ou o acúmulo aceitável nos sistemas ambientais (e.g., as emissões atmosféricas relacionadas às mudanças climáticas não são comparadas com a injeção global aceitável destes gases na atmosfera).

A unidade de medida de impacto das CIs dos métodos de AICV revelam detalhes importantes sobre o que é mensurado. O Quadro 1 ilustra as unidades de medida que resultam da avaliação de métodos de *midpoint*, *endpoint* e daqueles que mensuram a ultrapassagem da

³¹ Como as concentrações máximas de poluentes na água ou na atmosfera que não causem danos à biota ou aos seres humanos, dentre outros exemplo.

³² Mensurar o provável dano ambiental pode ser feito a partir do entendimento dos efeitos da ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente ou pela correlação de dados pré-existent sobre a ocorrência de determinados danos devido à determinada exposição às substâncias.

capacidade de suporte do ambiente para determinadas CIs (acidificação, eutrofização e formação de ozônio fotoquímico).

Quadro 1. Unidades de medida das metodologias de cálculo dos métodos de AICV que mensuram o potencial de impacto, a capacidade de suporte ou os prováveis danos ambientais para uma mesma Categoria de Impacto.

Categorias de Impacto	Potencial de Impacto (<i>midpoint</i>)	Capacidade de Suporte	Prováveis Danos Ambientais (<i>endpoint</i>)
Acidificação	[kg SO ₂ eq] – O método CML (GUINEÉ et al., 2002) quantifica o potencial de acidificação, avaliando o potencial apresentado por cada substância e comparando o potencial das substâncias acidificadoras com o potencial de acidificação do SO ₂ .	[m ²] – O método EDIP 2003 (POTTING; HAUSCHILD, 2006) quantifica a área total sujeita a risco de impacto ambiental, na qual as emissões atmosféricas causaram a superação do limiar ambiental para a acidificação do solo.	[Espécies que Potencialmente Desaparecerão] – O método Eco-Indicator 99 (GOEDKOP; SPRIENSMA, 2001) quantifica as espécies arbóreas que potencialmente serão afetadas pela acidificação do solo.
Eutrofização	[kg PO ₄ eq] - O método CML (GUINEÉ et al., 2002) quantifica o potencial de eutrofização, avaliando o potencial apresentado por cada substância e comparando o potencial das substâncias eutrofizadoras com o potencial de eutrofização do PO ₄ .	[m ²] – O método EDIP 2003 (POTTING; HAUSCHILD, 2006) quantifica a área total sujeita a risco de impacto ambiental, na qual as emissões atmosféricas causaram a superação do limiar ambiental para a eutrofização do solo.	[Espécies que Potencialmente Desaparecerão] – O método Eco-Indicator 99 (GOEDKOP; SPRIENSMA, 2001) quantifica as espécies arbóreas que potencialmente serão afetadas pela eutrofização do solo.
Formação de ozônio	[kg C ₂ H ₄ eq.] - O método CML (GUINEÉ et al., 2002) quantifica o potencial de	[m ² ou nº de pessoas] – O método EDIP 2003 (POTTING; HAUSCHILD, 2006)	[DALY/kg - <i>Disability-Adjusted Life Year</i> /kg] – O método ReCiPe

Categorias de Impacto	Potencial de Impacto (<i>midpoint</i>)	Capacidade de Suporte	Prováveis Danos Ambientais (<i>endpoint</i>)
fotoquímico	formação de ozônio, avaliando o potencial apresentado por cada substância e comparando o potencial das substâncias que estimulam a formação de ozônio fotoquímico com o potencial de formação de ozônio do etileno.	quantifica a área de vegetação ou o número de pessoas que foram expostos a níveis acima dos níveis máximos recomendados para a exposição ao ozônio.	(GOEDKOOOP et al., 2013) quantifica os anos de vida perdidos por morte precoce ou pelo tempo de vida vivido com incapacidade devido à exposição ao ozônio fotoquímico.

Pode-se verificar (Quadro 1) que no método CML (GUINEÉ et al., 2002) o potencial de impacto (*midpoint*) resulta na equivalência da emissão de uma substância ao potencial de impacto de determinada substância de referência (e.g., o potencial de acidificação da emissão de certa massa de substâncias acidificantes é transformada em massa equivalente do potencial de acidificação do dióxido de enxofre).

Desta forma, nas CIs *midpoint*, quanto maior o resultado da CI, maior será o potencial de impacto (ou o potencial para a ocorrência de danos) (GUINEÉ et al., 2002).

Enquanto isso, as CIs *endpoint* do método Eco-Indicator 99 (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001) (Quadro 1) calculam os prováveis danos ambientais que resultam da emissão, transporte, acúmulo de poluentes e da exposição de árvores à concentração acumulada, indicando o número de espécies arbóreas que potencialmente desaparecerão devido à acidificação e à eutrofização do solo. Já as consequências da formação de ozônio fotoquímico são mensuradas pelo método ReCiPe 2003 (GOEDKOOP et al., 2012), que calcula os prováveis anos de vida humana perdidos por morte precoce ou pelo tempo de vida vivido com incapacidade devido à exposição humana ao ozônio fotoquímico. Isto é, as categorias *endpoint* indicam as possíveis perdas que ocorrem no ambiente ou na sociedade devido à emissão de substâncias associadas ao ciclo de vida do produto (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001; GOEDKOOP et al., 2012).

Por fim, a capacidade de suporte das três CIs (acidificação, eutrofização e formação de ozônio fotoquímico) é avaliada pelo método EDIP 2003 (POTTING; HAUSCHILD, 2006) (Quadro 1), que quantifica a área total sujeita a risco de sofrer danos ambientais, na qual as emissões atmosféricas superaram o limiar ambiental para a acidificação e a eutrofização do solo, e a área de vegetação que foi exposta a níveis acima dos níveis máximos recomendados para a exposição ao ozônio. Ou seja, as áreas que provavelmente foram expostas à ocorrência de danos ambientais (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

Se por um lado as metodologias de cálculo da AICV que avaliam o potencial de impacto (*midpoint*) podem ser um pouco simplistas (à medida que a emissão de gases de efeito estufa aumenta, o potencial de aquecimento global também cresce, mas em diferentes proporções para as substâncias emitidas), por outro, podemos questionar: qual é a relevância de calcular o provável dano ambiental (*endpoint*) sem avaliar a magnitude das consequências ambientais (e.g., a perda de uma quantidade de espécimes de árvores pode não ser relevante em uma floresta extensa quando os espécimes não correrem o risco de extinção, ao passo que

seria muito significativa se os danos ocorressem em uma floresta pouco extensa e com espécies em risco de extinção)?

Enquanto as CIs que mensuram o potencial de impacto (*midpoint*) indicam somente que o potencial de impacto aumenta ao passo que as emissões ou o consumo de recursos aumentam, as CIs que mensuram o provável dano (*endpoint*) não especificam exatamente qual parcela da população de humanos ou de espécies sofrerá com as consequências ambientais da sobre-exploração, tampouco quando os sintomas ocorrerão ou quando os danos se manifestarão. Ou seja, as CIs de *endpoint* mensuram o risco ambiental potencial ao indicar o provável dano ambiental.

Da mesma forma, a avaliação da superação da capacidade de suporte do ambiente também indica o risco ambiental potencial. Após a ultrapassagem da capacidade de suporte, as concentrações criam um ambiente de risco às condições de vida das espécies. Além do mais, pouco informa em que proporções os riscos aumentam quando as concentrações de substâncias danosas superam mais de uma vez as concentrações recomendadas.

Por mais que as mensurações da capacidade de suporte e dos danos ambientais avaliem o risco ambiental, a primeira pode ser mais vantajosa por indicar que o limite aceitável para a concentração ou o acúmulo de substâncias no ambiente foi ultrapassado ou não, algo que as CIs de *endpoint* não avaliam.

Esta vantagem depende de qual corrente de sustentabilidade a sociedade ou os avaliadores estão mais propensos a adotar como guia para o desenvolvimento sustentável e para as políticas de consumo.

Enquanto a intensidade do consumo pela sociedade atual tende a intensificar este processo de degradação ambiental (LOWE, 1998), a adoção das correntes teóricas do consumo sustentável ou do consumo verde pelas políticas de consumo desempenhará um papel crucial na intensificação ou na reversão desta tendência. Da mesma forma, o desenvolvimento dos métodos de AICV, como fonte de informação para a avaliação e para o desenvolvimento de produtos, poderá sofrer influências da corrente de consumo mais adotada pelas políticas relacionadas ao tema.

Conforme foi discutido no capítulo anterior, enquanto o documento que avalia os métodos de AICV disponíveis (EUROPEAN COMMISSION, 2010) não discute se os métodos de AICV avaliam a capacidade de suporte dos ambientes impactados pelo ciclo de

vida do produto, o documento que faz recomendações para a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida no contexto Europeu (EUROPEAN COMMISSION, 2011) menciona que somente três CIs do método EDIP 2003 mensuram a capacidade de suporte do ambiente.

Por outro lado, o manual de recomendações (EUROPEAN COMMISSION, 2011) não afirma se as demais CIs do método EDIP 2003, ou se os outros métodos de AICV avaliam a capacidade de suporte do ambiente.

A análise das metodologias de caracterização das CIs dos métodos de AICV, quanto à sua apropriação do conceito de capacidade de suporte, pode fornecer algumas pistas de quais correntes de consumo (consumo sustentável forte ou consumo sustentável fraco) influenciam o desenvolvimento dos métodos de AICV e consequentemente as políticas de consumo.

Quanto maior a quantidade de CIs de um método de AICV que avaliam a ultrapassagem ou não da capacidade de suporte dos ambientes afetados pelo ciclo de vida do produto, maiores as chances das camadas de informação socialmente criadas entre a sociedade e a natureza serem ultrapassadas pela metodologia de AICV, fornecendo a informação necessária ao sucesso das políticas de consumo sustentável alinhadas ao conceito de sustentabilidade forte (consumo sustentável forte).

Entretanto, não basta que 99% das CIs de um método de AICV mensurem a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente enquanto o outro 1% quantifica somente o potencial de impacto ou os prováveis danos ambientais, pois conforme postula o segundo princípio da sustentabilidade forte, não existe substitutabilidade perfeita entre as formas de capital, tampouco entre os elementos do capital natural. Ou seja, não é possível afirmar que um método em que 99% das CIs avaliam a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente está alinhado aos princípios da sustentabilidade forte, pois isso seria equivalente a assumir que a manutenção da sustentabilidade forte independe do 1% de CIs que não mensuram a capacidade de suporte.

Portanto, para ser considerado alinhado aos princípios sustentabilidade forte, um método de AICV deve atender aos seguintes requisitos:

- (i) o resultado do indicador da CI deve apresentar quanto da capacidade de suporte foi ultrapassada ou não para uma emissão ou um grupo de emissões relacionadas ao ciclo de vida do produto – este requisito está alinhado ao

princípio da sustentabilidade forte de que as atividades humanas devem ser limitadas à capacidade de suporte do ambiente (COSTANZA; DALY, 1992);

- (ii) todas as Categorias de Impacto do método de AICV devem atender ao requisito (i), pois se um método afirmar que mensura a capacidade de suporte do ambiente afetado pelas emissões ou pela extração de recursos, mas que possui algumas CIs alinhadas à avaliação da ecoeficiência estará afirmando que as CIs que avaliam a capacidade de suporte estão avaliando os aspectos ambientais mais significativos, portanto, o respeito à essas capacidades de suporte já seria suficiente para evitar a degradação ambiental – este requisito está alinhado ao princípio da sustentabilidade forte de que os diferentes tipos de capital são complementares, mas não são totalmente substituíveis entre si (e.g., a extinção de uma espécie não pode ser revertida pelo emprego do capital natural, tampouco com o emprego do capital acumulado) (COSTANZA; DALY, 1992);

3. METODOLOGIA

3.1. Tipo de pesquisa

A pesquisa realizada é quantitativa e qualitativa (EASTERBY-SMITH et al., 2008), pois envolveu a avaliação de equações matemáticas e de suas variáveis para obter informações qualitativas sobre o resultado final do cálculo destas equações. Também é uma pesquisa exploratória, pois analisou um tema relacionado à AICV sobre o qual não há muito conhecimento acumulado (SAMPIERI, COLLADO; LUCIO, 2006).

Apesar da grande disseminação de trabalhos científicos sobre a AICV e sobre o consumo sustentável, não há estudos que discutam como a ACV de produtos, a partir dos métodos existentes de AICV, pode contribuir para o consumo sustentável, isto é, se fornece informações sobre o ciclo de vida dos produtos baseadas na avaliação da ultrapassagem ou não da capacidade de suporte do ambiente.

Da mesma forma, são poucos os trabalhos científicos que tratam sobre a incorporação do conceito de capacidade de suporte nos métodos de AICV.

3.2. Método de pesquisa

O método de pesquisa utilizado por esta dissertação foi elaborado com base na discussão feita no Capítulo 2 (Referencial Teórico) e compreendeu a avaliação de seis métodos de AICV disponíveis no território Europeu e estudados pela Comissão Europeia para a composição das estratégias de consumo sustentável no continente Europeu (EUROPEAN COMMISSION, 2010) sob o olhar da sustentabilidade forte.

O documento de referência da Comissão Europeia (EUROPEAN COMMISSION, 2010) citou a existência de oito métodos de AICV que foram criados para a ACV no território europeu, e mais três métodos de AICV criados para a ACV em cada um dos seguintes países: Canadá (método LUCAS), Estados Unidos da América (método TRACI) e Japão (método LIME) (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Devido à influência do espaço e do tempo na definição dos fatores de caracterização (EUROPEAN COMMISSION, 2010), optou-se por direcionar a avaliação feita por esta dissertação somente aos métodos de AICV disponíveis para o território europeu, embora o manual deixe claro que alguns métodos possuem fatores de caracterização de algumas CIs limitados somente ao espaço compreendido pelo território do país responsável por sua criação (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Dos oito métodos de AICV indicados pelo manual para a AICV no território europeu (CML 2002, Eco-Indicator 99, Eco-Factors 2006, EDIP 2003, EPS 2000, IMPACT2002+, MEErP 2011 e ReCiPe 2008), apenas seis métodos de AICV (CML 2002, Eco-Indicator 99, Eco-Factors 2006, EDIP 2003, IMPACT2002+ e MEErP 2011) foram selecionados para a avaliação desta dissertação.

Os seis métodos foram selecionados devido às diferenças na abordagem de avaliação das consequências ambientais do ciclo de vida dos produtos. O Quadro 2 sintetiza as características dos métodos de AICV que motivaram sua seleção.

A seleção dos métodos teve como objetivo identificar os métodos que se diferenciam na abordagem da avaliação ambiental, de modo ampliar o universo de investigação e consequentemente a discussão proposta pela dissertação. Deste modo, foram selecionados os métodos de AICV cujas abordagens estão voltadas para a quantificação dos prováveis danos ambientais (Eco-Indicator 99), dos potenciais de impacto (CML2002), da mescla entre os prováveis danos ambientais e dos potenciais de impacto (IMPACT2002+), que possui algumas CIs que avaliam a capacidade de suporte do ambiente (EDIP2003), que seja orientado à avaliação do cumprimento de metas ambientais (Eco-Factors 2006) ou concebido para auxiliar no *ecodesign* de produtos (MEErP 2011).

Quadro 2. Características dos métodos que motivaram a seleção.

Método	Característica do método que motivou sua seleção
CML2002	É um método orientado à avaliação <i>midpoint</i> (potencial de impacto) do ciclo de vida dos produtos (EUROPEAN COMMISSION, 2010).
Eco-Indicator 99	É um método orientado à avaliação <i>endpoint</i> (prováveis danos ambientais) do ciclo de vida dos produtos (EUROPEAN COMMISSION, 2010).
IMPACT2002+	É um método orientado tanto à avaliação <i>midpoint</i> (potencial de impacto) do ciclo de vida dos produtos, quanto à avaliação <i>endpoint</i> (prováveis danos ambientais) (EUROPEAN COMMISSION, 2010).
EDIP2003	É um método orientado tanto à avaliação <i>midpoint</i> (potencial de impacto) do ciclo de vida dos produtos, quanto à avaliação <i>endpoint</i> (prováveis danos ambientais), mas que possui CIs que avaliam a capacidade de suporte do ambiente (EUROPEAN COMMISSION, 2010).
Eco-Factors 2006	É um método orientado à avaliação do cumprimento de metas ambientais (EUROPEAN COMMISSION, 2010).
MEErP 2011	É um método orientado à avaliação <i>midpoint</i> (potencial de impacto) do ciclo de vida dos produtos, concebido para auxiliar no design de produtos relacionados à energia (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Entendeu-se que o método EPS 2000 possui características semelhantes àsquelas do método Eco-Indicator 99, devido sua orientação à quantificação dos prováveis danos. Da mesma forma, entendeu-se que o método ReCiPe 2008 possui características semelhantes àsquelas do método IMPACT2002+, devido sua orientação tanto à quantificação dos prováveis danos quanto à mensuração dos potenciais de impacto ambiental. Desta forma, estes métodos (EPS 2000 e ReCiPe 2008) não foram selecionados pela dissertação, uma vez que se assumiu que os métodos selecionados já garantem um amplo universo de investigação e de discussão devido às características marcantes existentes entre si.

Objetos analisados: Manuais dos métodos CML 2002 (GUINEÉ et al., 2002), Eco-Indicator 99 (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001), Eco-Factors 2006 (*The Ecological Scarcity Method*) (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009), EDIP 2003 (POTTING; HAUSCHILD, 2006), IMPACT2002+ (JOLLIET et al., 2003) e MEErP 2011 (KEMNA et al., 2011).

Referencial de análise: Os princípios da sustentabilidade forte que afirmam que (a) as atividades humanas devem ser limitadas à capacidade de suporte do ambiente (COSTANZA; DALY, 1992) e de que (b) não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural (COSTANZA; DALY, 1992) foram utilizados para determinar dois critérios de avaliação dos métodos de AICV - (i) o resultado do indicador da CI deve apresentar quanto da capacidade de suporte foi ultrapassada ou não para uma emissão ou um grupo de emissões relacionadas ao ciclo de vida do produto e, (ii) todas as Categorias de Impacto do método de AICV devem atender ao requisito (i).

Método: A análise deu-se a partir da identificação das CIs dos métodos de AICV, do levantamento e estudo sistemático (padronizado pelo Quadro 3) das equações e das variáveis de cada CI para entendimento do resultado final da CI. Por fim, o resultado da CI foi avaliado à luz do Referencial de Análise, cujos resultados possíveis estão descritos no Quadro 4.

Quadro 3. Ficha de análise (comentada) das categorias de impacto dos métodos de AICV.

Categoria de impacto: Indicação do nome da categoria de impacto
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): Campo utilizado somente para a avaliação do método CML de AICV, pois ele fornece alternativas para a metodologia de cálculo da categoria de impacto. Este campo indica qual das alternativas foi analisada (Padrão – Baseline; Alternativa – Alternative; Adicional – Additional ou; Variante – Variant)
Nome do método de caracterização: Indicação do método de caracterização.
Método de cálculo: Indicação das equações para o cálculo.
Variáveis envolvidas: Indicação das variáveis envolvidas no cálculo.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Interpretação do resultado final do cálculo.
Camadas de Informação: <p>Apresentação das camadas de informação existentes na informação final. Obrigatoriamente, uma camada de informação é o próprio resultado final (camada de informação principal), a qual pode indicar um impacto ou potencial de impacto, ou a comparação com a capacidade de suporte do meio afetado pelas emissões ou pela extração de recursos.</p> <p>Em boa parte dos casos, o resultado final é caracterizado em função de uma substância específica e/ou normalizado pelos níveis de emissão de uma região. Neste exemplo, duas camadas de informação de relativização seriam contabilizadas.</p> <p>Sendo assim, as camadas de informação existentes são classificadas em Principal e Secundária(s).</p>
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Ver Quadro 4.
Referências: <p>Bibliografia consultada para o preenchimento deste quadro. Obrigatoriamente foram os manuais de cada método e quando disponível, a bibliografia consultada pelos autores</p>

do método para elaborar o cálculo da categoria de impacto.

A partir dos manuais de cada um dos métodos (sempre que possível, consultou-se a bibliografia utilizada como base para o desenvolvimento dos métodos de avaliação das CIs), procedeu-se à avaliação individual de cada uma das categorias de impacto ambiental dos métodos de AICV (e.g. Depleção de Recursos Abióticos, Mudanças Climáticas, Toxicidade Humana, dentre outros), orientada pelo levantamento e pela documentação sistemática dos seguintes aspectos:

- Variáveis presentes nas equações de cálculo das CIs;
- Qualificação da relação entre as variáveis das equações, de modo a expressar qualitativamente o significado do resultado final;
- Qualificação das camadas de informação presentes no resultado final, i.e., se o resultado final está relativizado (caracterização em relação a uma substância de potencial de impacto equivalente), normalizado (ponderado em relação aos padrões ou níveis de emissões locais) ou apresentado com manipulações matemáticas que dificultem sua apreensão;
- Avaliação do resultado final e seu alinhamento em relação aos conceitos de capacidade de suporte da sustentabilidade forte ou da sustentabilidade fraca (critérios do Quadro 4).

Quando necessário, uma última linha foi adicionada ao Quadro 3 para abrir espaço a comentários adicionais que podem auxiliar no entendimento da avaliação atribuída às camadas de informação.

As classificações atribuídas às camadas de informação (Quadro 4) de cada CI foram estabelecidas a partir da discussão feita no Capítulo 2.4, e resultou nos seguintes níveis de importância para a avaliação:

- Zero: O resultado numérico das camadas que relativizam a informação não indica uma grandeza de alteração no meio, pois a relativização tem a função de padronizar a informação em relação a uma mesma substância, no caso da caracterização, ou de enquadrá-la/classificá-la dentro de um cenário de emissão de uma região, no caso da

normalização. Ou seja, as variações no resultado final são consequência destes dois procedimentos;

- Um: valor atribuído aos casos em que a CI faz somente um inventário das emissões ou do uso de recursos. Este inventário pode fornecer uma ideia da eficiência do processo produtivo, mas não serve como referência para a comparação entre estes processos, pois o lançamento de efluentes com baixa carga poluidora em um corpo hídrico de pequena dimensão pode ser muito mais danoso se comparado ao lançamento de efluentes com alta carga poluidora em um corpo hídrico de grandes dimensões.

- Dois: aplicado nos casos em que o potencial de impacto da emissão de uma substância ou categoria de substâncias é avaliado. Por mais que não indique o dano efetivo ou compare os níveis de concentração com a capacidade de suporte do ambiente, o potencial de impacto fornece uma ideia da escala que o impacto pode assumir. Valores maiores no resultado final indicam alto potencial de impacto, enquanto valores menores um baixo potencial de impacto. O diferencial no nível de refinamento entre o inventário e o potencial de impacto é que o segundo fornece uma avaliação específica para cada substância. Por exemplo, enquanto o inventário de impacto indicaria a quantidade de metano e de gás carbônico emitida para a atmosfera, o segundo avalia o potencial de aquecimento global das duas substâncias, sendo assim, uma mesma massa de metano apresentará potencial de aquecimento global 23 vezes superior ao potencial apresentado por uma mesma massa de gás carbônico. Este processo de comparação ocorre através da caracterização, em que todos os gases que contribuem para o efeito estufa, aproveitando o exemplo, são avaliados em relação ao potencial de aquecimento global de um dos gases, no caso o CO₂.

- Três: atribuído quando uma CI avalia o dano causado pela emissão de uma substância ou de um grupo de substâncias. Nestes casos, o provável dano é mensurado pela quantidade de anos de vida perdidos, ou pelo desaparecimento de espécies devido à emissão, por exemplo. Valores maiores indicam maior dano e vice-versa.

- Quatro: aplicado para as CIs que mensuram a relação entre a concentração da emissão em relação à capacidade de suporte dos meios receptores. Por mais que retrate um potencial de impacto, uma vez que os danos não são quantificados, esta categoria avalia o potencial em relação à capacidade de suporte do meio, sendo uma alternativa

mais vantajosa à avaliação do potencial de impacto por permitir apurar qual emissão impacta mais um ou outro ambiente. Também é uma alternativa de avaliação mais rebuscada do que a quantificação dos prováveis danos. Considerando um caso hipotético, se um efluente de concentração X' causa a mortandade de Y indivíduos de uma espécie de peixe em um rio de pequenas dimensões, somente uma concentração X'' , sendo $X'' > X'$, seria capaz de provocar a mesma mortandade de Y indivíduos da mesma espécie de peixe em um rio de proporções maiores devido à maior diluição deste segundo corpo hídrico e também devido à sua maior capacidade de suporte. A informação do dano ou do impacto, sem uma ideia da capacidade de suporte do meio, perde significado, pois é provável que ele seja muito mais significativo no rio de menor dimensão do que naquele de maior dimensão. No primeiro caso, o risco de extinção é elevado.

Quadro 4. Classificação dos possíveis tipos de informação fornecida pelas camadas de cada Categoria de Impacto.

Classificações atribuídas às camadas da categoria de impacto (entre parêntesis está a pontuação atribuída a cada classificação)	Significado
Capacidade de suporte do ambiente em decorrência das ações humanas (4)	Emissão de poluente atmosférico em relação aos limites de absorção deste poluente pela atmosfera
	Emissão de poluente líquido em relação aos limites de absorção deste poluente pelo corpo hídrico
	Emissão de resíduos sólidos em relação aos limites de absorção deste poluente pelo solo
	Exploração de recurso em relação ao tempo de esgotamento ou de regeneração da reserva
	Concentração de substâncias no ambiente acima dos níveis recomendados para a

Classificações atribuídas às camadas da categoria de impacto (entre parêntesis está a pontuação atribuída a cada classificação)	Significado
	saúde humana (e.g., área territorial exposta a concentrações acima dos níveis recomendados)
	Concentração de substâncias no ambiente acima dos níveis recomendados para a biota (e.g., área territorial exposta à concentrações acima dos níveis recomendados)
Danos ambientais em decorrência das ações humanas (3)	Quantificação do dano ambiental (e.g., número de espécies arbóreas afetadas)
Danos à saúde humana em decorrência das ações humanas (3)	Quantificação do dano na saúde humana (e.g., anos de vida perdidos por morte precoce, dentre outros)
Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas (2)	Quantificação do potencial de impacto ambiental (e.g., potencial de aumento do efeito estufa, potencial de aumento da acidificação)
Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas (2)	Quantificação do potencial de impacto na saúde humana (e.g., anos de vida perdidos por morte precoce, dentre outros)
Inventário do Ciclo de Vida (1)	Quantificação da quantidade de material ou de energia utilizados no processo produtivo ou da quantidade de emissões que resultaram do processo. Obs.: Esta camada será avaliada somente quando for a única apresentada para um aspecto de um método.
Relativização da informação (0)	Quando os resultados de um componente são relativizados em função de um valor

Classificações atribuídas às camadas da categoria de impacto (entre parêntesis está a pontuação atribuída a cada classificação)	Significado
	ou substância padrão, ou de uma meta.
Não disponível (0)	Metodologia não foi disponibilizada no documento oficial.

A sistematização da avaliação das CIs de cada método de AICV está disponível no APÊNDICE A – AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE AICV e seguiu a padronização indicada pela ficha de análise do

Quadro 3.

4. RESULTADOS

4.1.1. CML 2002

No método CML, a lista de CIs dos modelos elaborados pela SETAC (*European Working Group on Impact Assessment*) foi tomada como linha de base para a escolha das CIs e de indicadores (GUINEÉ et al., 2002).

Os indicadores escolhidos pelo método CML avaliam os efeitos intermediários da cadeia de causa-efeito dos impactos (“*midpoints of the cause-effect chain*”), ou seja, os problemas ambientais. Sendo assim, esta não é uma abordagem orientada para os danos. Na fase de avaliação de impacto, os resultados obtidos são traduzidos na contribuição do ciclo de vida para cada CI selecionada. O manual ressalta que somente os indicadores de *midpoint* foram apresentados pelo relatório, uma vez que os indicadores *endpoint* ainda estão em desenvolvimento (GUINEÉ et al., 2002).

O manual de aplicação do método CML ressalta que dentre todas as CIs, somente os que interessam poderão ser selecionados para a avaliação de impacto, dependendo da relevância ambiental da categoria para o produto analisado ou da disponibilidade de métodos de caracterização adequados (GUINEÉ et al., 2002).

Para cada CI os analistas também podem escolher qual método de caracterização utilizar dentre aqueles disponíveis. E.g., a CI de depleção de recursos abióticos disponibiliza o método de caracterização padrão que avalia o potencial de impacto considerando as reservas de recurso atuais e a taxa de extração, enquanto um dos métodos alternativos sugere a utilização das reservas econômicas e a taxa de extração. Cabe ao analista selecionar o método mais adequado para sua ACV, desde que justifique e documente a escolha (GUINEÉ et al., 2002).

A avaliação a qual se propôs esta dissertação considerou os métodos padrão de caracterização, sendo que os métodos alternativos foram avaliados somente na ausência daqueles ou na ausência da referência bibliográfica. Mais detalhes sobre a avaliação precedida podem ser encontrados no APÊNDICE A.1 – CML.

4.1.1.1.Avaliação do Método CML

Conforme mencionado na metodologia, cada CI do método CML de AICV foi analisada quanto à sua profundidade de avaliação de impacto, isto é, se as categorias de impacto calculam o potencial de impacto, o dano, ou se avaliam as emissões ou o consumo de recursos em relação à capacidade de suporte do ambiente.

O gráfico da Figura 5 consolida o resultado final desta avaliação, a partir do qual é possível visualizar que a maioria das categorias de impacto avalia o potencial de impacto ambiental das emissões e do consumo de recursos (52%), enquanto apenas uma CI (4%) avalia a superação da capacidade de suporte do ambiente pelas emissões do ciclo de vida do produto. As demais Categorias de Impacto quantificam os prováveis danos ambientais (17%), e quantificam as emissões da mesma forma que é feito um inventário do ciclo de vida (13%). O manual do método não disponibilizou informações sobre as outras Categorias (13%), apesar de constarem na lista de Categorias de Impacto.

Mais detalhes sobre a avaliação e acerca das informações que embasam estes resultados estão disponíveis no APÊNDICE A.1 – CML.

Figura 5. Avaliação das categorias de impacto do método CML sob a ótica da sustentabilidade forte.

O “incômodo causado por emissões malcheirosas” é a única CI do método CML 2002 cujo resultado final indica quanto da capacidade de suporte do ambiente foi superada. O resultado final desta CI indica o volume de ar que foi “contaminado” acima do limiar de percepção do odor da substância avaliada.

Algumas Categorias de Impacto utilizam informações sobre a capacidade de suporte do ambiente, mas o resultado final indica apenas o potencial de impacto no ambiente:

- Depleção de recursos abióticos: embora a primeira etapa do cálculo desta categoria divida a taxa de depleção/exploração das reservas de um recurso natural pelo último levantamento da reserva global deste recurso, cujo resultado indicaria o tempo de vida das reservas daquele recurso, a segunda etapa do cálculo multiplica este primeiro resultado pelo inverso do tempo de duração das reservas do antimônio. O resultado desta operação indica em quantas vezes o tempo de vida da reserva do recurso avaliado é superior ou inferior ao tempo de vida da reserva do antimônio. Se não houvesse esta relativização, o tempo de vida das reservas exploráveis seria um indicativo da sobre-exploração sofrida pelo recurso;
- Potencial de toxicidade humana: na primeira etapa de cálculo, a admissão (*intake*) diária prevista devido a uma emissão em qualquer esfera ambiental (atmosfera, solo ou hidrosfera) é dividida pelo valor limite para a exposição de seres humanos por via respiratória e por ingestão, sendo assim, o resultado indicaria em quanto a admissão

diária ultrapassa o valor recomendado de exposição, mesmo sendo um resultado adimensional. Entretanto, esta informação é alterada por mais duas etapas de cálculo. A segunda etapa envolve a multiplicação do resultado da primeira etapa por um fator de ponderação específico do impacto - sobre o qual não foi possível encontrar mais detalhes na bibliografia do método (HUIJBREGTS et al., 2000; GUINEÉ et. al., 2002) – para obter a razão de caracterização do risco. Por fim, a razão de caracterização do risco da substância avaliada é dividida pela razão de caracterização do risco do diclorobenzeno (substância de referência). O resultado final da CI indica em quantas vezes a razão de caracterização do risco da substância avaliada é superior ou inferior à razão de caracterização do risco do diclorobenzeno.

- Ecotoxicidade de ecossistemas de água doce, marinhos, terrestres, do sedimento em águas doces e marinhas: adota o mesmo procedimento de cálculo do potencial de toxicidade humana, cujo resultado final destas Categorias de Impacto indica em quantas vezes a razão de caracterização do risco da substância avaliada é superior ou inferior à razão de caracterização do risco do diclorobenzeno.

As etapas adicionais de cálculo das 7 Categorias de Impacto avaliadas acima removem a informação sobre a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente pelas emissões associadas ao ciclo de vida ao adicionar novas etapas que permitem a comparação dos resultados com uma substância de referência. Isto pode ser entendido como a adição de novas camadas de informação às Categorias de Impacto que dificultam a apreensão do problema ambiental. Ou seja, a informação sobre o limite imposto pelo ambiente ou pelo organismo humano às concentrações de substâncias tóxicas é utilizada como parte da avaliação, cujo resultado não indica se estes limites foram ultrapassados ou não.

Outro ponto de observação sobre as CIs discutidas acima, diz respeito aos critérios utilizados para definir os limites ecossistêmicos e do organismo humano à exposição de substâncias tóxicas. A pesquisa bibliográfica conduzida até aqui não avaliou se os limites de exposição utilizados por estas CIs tomam como base a concentração a partir da qual efeitos danosos começam a ocorrer (fadiga, redução da concentração, etc.) ou se escolheram a concentração a partir da qual somente os efeitos danosos mais severos se manifestam (doenças graves como câncer, por exemplo). Esta verificação não foi feita, pois o objetivo desta dissertação é avaliar se os métodos de AICV estão alinhados aos princípios da

sustentabilidade forte, e como o resultado apresentado pelas CIs já indicam que estas estão alinhadas aos princípios da sustentabilidade fraca, decidiu-se não alterar o rumo da avaliação feita aqui.

O método CML também possui CIs que mensuram os prováveis danos ambientais (impactos ambientais), como a disputa por solo, a perda de biodiversidade, os danos causados pela radiação ionizante e a perda da função de suporte à vida.

A disputa por uso do solo é avaliada pelo tempo de permanência de ocupação de uma área, sendo assim, o impacto (indisponibilidade de terra) é maior quanto maiores o tempo de ocupação e a área ocupada.

Os impactos do uso do solo também são mensurados na perda de biodiversidade e na perda da função de suporte à vida. A perda de biodiversidade é calculada pela comparação entre a diversidade de espécies vasculares na área antes e depois do uso ou ocupação. Vale ressaltar que somente os danos às plantas vasculares são calculados nesta categoria, a qual também poderia abranger os impactos na biota. Já a perda da função de suporte à vida, mensura a mudança na produtividade primária devido ao uso ou ocupação do solo, calculando quanto da produção primária de uma área foi perdida.

Por fim, a última CI que mensura os prováveis danos avalia os potenciais danos causados pela radiação ionizante, que calcula o tempo de vida humana perdido (em anos) por morte precoce ou que foram vividos com invalidez para uma dada quantidade de radiação emitida. Vale ressaltar que a biota, a fauna e a flora também sofrem danos causados pela radiação ionizante, mas que não são calculados por esta CI.

O potencial de impacto é calculado por 12 das 23 categorias de impacto. Além das 7 CIs já mencionadas no início desta avaliação, o CML também avalia o potencial de impacto relacionado às mudanças climáticas, à formação de ozônio estratosférico, à formação de foto-oxidantes, à eutrofização e à acidificação. Estas CIs apenas caracterizam a emissão de determinada substância, ou seja, fazem equivaler seu potencial de dano àquele causado por uma substância padrão. Deste modo, o potencial de mudanças climáticas devido à emissão do gás metano (CH_4), por exemplo, é calculado como o potencial de mudanças climáticas causado pelo CO_2 , ou seja, as emissões de gás metano são expressas como equivalentes à emissão de gás carbônico, considerando que 1 kg de gás metano possui o potencial de

aquecimento global 23 vezes maior do que o potencial de aquecimento global do gás carbônico (DANIEL; VELDERS, 2006).

As categorias de impacto referentes ao calor residual (perda de calor, i.e., energia), ao incômodo causado pelo barulho e às vítimas resultantes de algum acidente ambiental ou de trabalho apenas quantificam o calor perdido, o barulho gerado ($\text{Pa}^2.\text{s}$) e o número de vítimas, respectivamente. Por este motivo, foram classificadas como inventário de ciclo de vida.

Apesar de indicar a existência de algumas categorias de impacto (dessecação, depleção de recursos abióticos e água malcheirosa), o manual não apresentou as equações de cálculo ou as referências externas para estas categorias.

É possível visualizar a existência de um desnível na avaliação de impacto entre as categorias de impacto dentro de um mesmo método de AICV. Apesar do manual do método ressaltar que sua abordagem está voltada para o cálculo do potencial de impacto, apenas metade das Categorias de Impacto (52%) realmente dedicam-se a este fim.

4.1.2. Eco-Indicator 99

O método Eco-Indicator 99 é uma versão aprimorada de seu antecessor, o Eco-Indicator 95, e inclui melhorias na metodologia de cálculo dos indicadores e uma lista maior de indicadores das CIs. A principal característica do Eco-Indicator 99 é que ele aborda a avaliação do impacto do ciclo de vida orientada para uma avaliação do dano causado pelos processos produtivos, mensurando os danos através dos indicadores pré-estabelecidos. A diferença mais importante entre o Eco-Indicator 95 e o seu sucessor foi a abordagem totalmente orientada aos danos, uma vez que a versão primordial mesclava abordagens de quantificação do dano com abordagens que mensuram a distância ao alvo (*Distance to Target methods*) (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001).

O Eco-Indicator 99 mensura os danos ambientais causados pela produção de determinado bem, separando os danos em três grandes grupos: Danos aos recursos –

expressados como o excedente de energia para a extração de recursos naturais (minerais e combustíveis fósseis); Danos à qualidade dos ecossistemas – expressados como a perda de espécies de certa área por certo intervalo de tempo, e; Danos à saúde humana – expressados como o número de anos de vida perdidos e o número de anos vividos com deficiências ou limitações, ambos agregados no índice DALY (*Disability Adjusted Life Years* – Ano de vida perdidos ou vividos com incapacidade) (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Posteriormente, os valores de mensuração destes três danos são ponderados para agregação final em um único indicador (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001). Os pesos foram determinados em painéis com 365 especialistas pertencentes ao grupo de interesse em ACV da Suíça (*Swiss LCA interest group*).

A análise dos danos ambientais compreende: a análise do destino e o acúmulo do poluente quando emitido para o ambiente; a exposição de animais, plantas e pessoas; a avaliação dos efeitos de exposição, entendidos como a previsão de doenças devido à exposição, e finalmente; a análise de danos causados pelas doenças, por exemplo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

No que diz respeito à avaliação dos danos causados aos ecossistemas devido à produção de bens, os criadores do método salientam que a qualidade ecossistêmica pode ser mensurada a partir de diversas perspectivas, como em termos de fluxos de energia, de matéria ou de informação. Sendo assim, os autores argumentam que uma boa qualidade ecossistêmica é encontrada nas situações em que não há ruptura destes fluxos. Entretanto, para complicar a análise da qualidade ecossistêmica, esta ruptura pode ser avaliada em diversos níveis, desde o nível ecossistêmico, de espécies ou de genes (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001). Sendo assim, a análise é simplificada pela restrição de análise no nível de espécies (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Outro ponto discutido pelos autores foi a intensidade do dano que deve ser alvo de avaliação, uma vez que os impactos resultantes da produção de bens podem ser muito intensos e causar a extinção completa e irreversível das espécies, ou o desaparecimento momentâneo e, portanto, reversível, de espécies em certa região por um determinado período de tempo. Tendo essas duas possibilidades em mente, os autores argumentam que diversos produtos contribuem em conjunto para a extinção completa e irreversível, ao passo que é muito mais provável que um único produto contribua ao estresse ou ao desaparecimento momentâneo de uma espécie. Ou seja, os danos causados por um único produto serão, possivelmente,

reversíveis e, mesmo que habitats sejam destruídos os autores assumem que em algum momento a restauração ocorrerá (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Diferentemente dos danos causados à saúde humana, mensurados todos em DALYs (*Disability-Adjusted Life Years* – Anos de vida perdidos ou vividos com incapacidade), os “danos” à qualidade ecossistêmica não contam com unidade de medida uniforme. Os efeitos associados à toxicidade são mensurados pelo PAF (*Potentially Affected Fraction of species* – Fração de espécies potencialmente afetadas), e pode ser interpretado como a fração de espécies (terrestres e aquáticas, e. g., peixes, crustáceos, algas, minhocas, micro-organismos e diversas espécies de plantas) exposta a uma concentração igual ou maior do que a NOEC (*No Observed Effect Concentration* – Concentração sem efeitos observáveis), sendo assim, é uma medida do estresse tóxico e não do dano efetivamente causado (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Já os danos causados pela acidificação, eutrofização e uso do solo são mensurados a partir do PDF (*Potentially Disappeared Fraction* – Fração que potencialmente desaparecerá), que expressa os efeitos destes fenômenos na população de plantas vasculares de determinada área, podendo ser interpretado como a fração de espécies que tem uma alta probabilidade de não ocorrência em determinada área. O PDF está baseado no POO (*Probability of Occurrence* – Probabilidade de ocorrência), utilizado para modelar os efeitos da acidificação e da eutrofização, e é representado em 1-POO. Este mesmo potencial é utilizado para o cálculo dos danos relacionados ao uso da terra, uma vez que a fração de espécies que não ocorrem em uma área também pode ser interpretada como a fração de espécies que desapareceram (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

As diferenças nas unidades de medida, na palavra dos próprios os autores, introduzem uma incerteza considerável no momento em que as categorias de impacto são agregadas em um único indicador de Qualidade Ecossistêmica, além do fato de que o PAF e o PDF avaliam grupos de espécies diferentes: plantas vasculares para acidificação, eutrofização e uso da terra, enquanto uma vasta gama de organismos aquáticos e bentônicos é a referência para avaliar os efeitos tóxicos (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Como modelar os impactos em mamíferos e aves seria mais complicado, os autores entendem que quando os níveis tróficos mais baixos são impactados (plantas, algas, etc.), consequentemente os níveis tróficos superiores serão pressionados, causando a redução na qualidade ecossistêmica (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Ressalta-se que o Eco-Indicator 99 ainda quantifica os impactos na qualidade ecossistêmica decorrentes das mudanças climáticas (era mensurado no Eco-Indicator 95, mas devido à exclusão desta categoria do modelo RIVM (*National Institute of Public Health and Environment da Holanda*), a categoria foi excluída do Eco-Indicator 99), do aumento na radiação UV, do *smog* fotoquímico, das mudanças no nível dos aquíferos e os danos causados pela acidificação ou eutrofização de rios e lagos devido às emissões líquidas (GOEDKOOPT; SPRIENSMA, 2001).

4.1.2.1. Avaliação do Método Eco-Indicator 99

O gráfico da Figura 6 consolida o resultado final da análise da profundidade de avaliação de impacto do método de AICV Eco-Indicator 99, isto é, se as categorias de impacto calculam o potencial de impacto, o dano, ou se avaliam as emissões ou o consumo de recursos em relação à capacidade de suporte do ambiente. A partir desta figura é possível visualizar que a maioria das categorias de impacto calcula os danos causados ao ambiente (67 %), enquanto todas as demais categorias de impacto (37 %) quantificam o potencial de impacto das emissões.

Mais detalhes sobre a avaliação e acerca das informações que embasam estes resultados estão disponíveis no APÊNDICE A.2 – Eco-Indicator 99.

Figura 6. Avaliação das categorias de impacto do método Eco-Indicator 99 sob a ótica da sustentabilidade forte.

O Eco-Indicator 99 possui 5 de suas 9 categorias de impacto dedicadas à mensuração de danos à saúde causados por substâncias carcinogênicas, por efeitos respiratórios devido à exposição humana a poluentes atmosféricos, pelas mudanças climáticas, por radiação ionizante e pela depleção da camada de ozônio. Em todos estes casos, os danos à saúde humana são calculados em tempo de vida humana perdido (anos) por morte precoce ou vividos com invalidez para uma quantidade de poluente ou radiação emitidos.

Das 3 categorias de impacto voltadas para a avaliação dos danos à qualidade ecossistêmica, apenas a CI de danos causados aos ecossistemas pelo uso do solo quantifica efetivamente o dano. Esta CI mensura as espécies que potencialmente desaparecerão devido à mudança no uso do solo, através da comparação numérica entre os fatores de riqueza de espécies na condição inicial (sem ocupação ou mudança no uso) e na condição atual (com ocupação ou mudanças no uso) de uma área por determinado período de tempo.

As CIs de danos à qualidade ecossistêmica causados por substâncias tóxicas e pela eutrofização e acidificação devido às emissões atmosféricas mensuram apenas o potencial de impacto. No primeiro caso, embora a categoria faça referência ao dano, o manual do método de cálculo traz o termo "Potencialmente..." (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001, pág. 73), ou seja, a mensuração dos danos aos ecossistemas não é tão assertiva quanto a mensuração dos danos à saúde humana. O próprio manual da metodologia reconhece que a pressão por toxicidade, baseado em NOEC (*No-observed-effect-concentration*), não representa um dano

real, assim como a fração de espécies potencialmente afetadas, calculada pelo método, pode indicar que apenas um pequeno número de espécies poderá desaparecer por completo mesmo quando o resultado numérico for muito elevado. O mesmo ocorre para o segundo caso, que também acumula uma lista considerável de restrições na abrangência da metodologia, ao considerar os impactos somente sobre terras alagáveis e pântanos naturais, e ao desconsiderar os efeitos da emissão atmosférica de nitratos, fosfatos e sulfatos em rios, canais e lagos, sob a justificativa de que os últimos não são problemas críticos na Europa, apesar da ressalva que os autores fazem sobre altos índices de acidificação de lagos escandinavos devido às emissões atmosféricas (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001). Mais detalhes sobre esta avaliação estão disponíveis no APÊNDICE A.2 – Eco-Indicator 99.

Por fim, a CI de danos aos recursos utilizados, causados pela depleção de minerais e de combustíveis fósseis, fornece somente uma avaliação do potencial de impacto ambiental. Esta CI considera o excedente de energia necessário para a extração futura de um recurso natural devido ao esgotamento das reservas de fácil exploração. Pela ótica da sustentabilidade forte, o principal problema referente aos danos aos recursos utilizados seria a depleção do próprio recurso que está sendo explorado, cuja disponibilidade do recurso para as futuras gerações é reduzida. O excedente de energia utilizado para obter o recurso é apenas mais umas das consequências da sobre-exploração.

Apesar do Eco-Indicator 99 ser conhecido por avaliar os danos causados pelas emissões em processos produtivos, parte de suas categorias de impacto avalia o potencial de impacto ambiente, indicando o possível reflexo da dificuldade em traduzir a complexidade do mundo real para algumas variáveis.

4.1.3. Eco-Factors 2006

Oficialmente batizado como método de escassez ecológica (*ecological scarcity method*), este método é conhecido por outras duas denominações: (a) método de eco-escassez (*ecoscarcity method*) e; (b) método de eco-pontos (*eco-points method*). Sua principal característica é a ponderação do inventário do ciclo de vida (emissões e recursos utilizados), cujo resultado é expresso em eco-pontos (*EP – eco-points*). Desta forma, a emissão de 1 kg de CO₂ é multiplicada pelo respectivo ecofator (neste caso, equivalente a 310 *Eco-points*/kg de CO₂). Ao final, os eco-pontos são agregados em uma nota final.

Os Ecofatores foram definidos com base nos últimos dados de disponíveis, de 2006, sobre a carga e os níveis ambientais da Suíça (“*on ambient loads and levels in Switzerland*”), e de acordo com as metas de qualidade ambiental e o valores de limites estabelecidos pela legislação suíça da época (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009). Basicamente, este método classifica os níveis de emissão de poluentes ou de extração de recursos em relação às metas ou limites de poluição definidos pela legislação suíça. Neste caso, a atualização das leis suíças ou da legislação internacional exerce um papel importante na atualização dos ecofatores (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

A métrica utilizada pelo método é o “eco-ponto” (*eco-point*), a partir do qual o impacto ambiental será classificado, sendo esta, a principal característica do método. Cada Eco-Fator do método será expresso como eco-ponto por unidade de emissão de um poluente ou de extração de um recurso (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

A versão 2006 das equações do método Eco-Factors já está ajustada para atender aos padrões da ISO (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

O fortalecimento deste método na Suíça está ligado à legislação suíça de taxação do petróleo, a qual prevê que o uso de combustíveis provenientes de fontes renováveis será promovido pelo país somente após uma avaliação de cumprimento de padrões sociais e ambientais. Por este motivo, o Escritório Federal de Meio Ambiente da Suíça (*FOEN – Swiss Federal Office for the Environment*) avalia o ciclo de vida dos combustíveis, utilizando os Eco-Fatores como base desta avaliação.

Os ecofatores são, basicamente, resultado de três elementos:

- Caracterização: o potencial de dano de um poluente é relativizado a um poluente padrão. Por exemplo, o potencial de aquecimento global de 1 kg de metano (CH₄) equivale a 23 vezes o potencial de aquecimento global de 1 kg de gás carbônico (CO₂);
- Normalização: quantifica a contribuição de uma unidade de poluente ou de recurso em relação à pressão atual deste poluente/recurso por ano. Por exemplo, se 100.000 toneladas de uma substância são lançadas anualmente, então a contribuição de 10 gramas será considerada pequena. Neste contexto, a normalização ajusta a emissão de um poluente ou o consumo de um recurso para a etapa posterior de ponderação.
- Ponderação: expressa a relação entre a emissão total anual do poluente (fluxo atual) e meta de emissão determinada politicamente (fluxo crítico), cujo resultado representa a ideia de escassez. Quanto maior for a carga total de determinada substância em relação à meta de proteção ambiental, mais eco-pontos (eco-points) são atribuídos por unidade de uma substância, sendo que a resposta neste caso é exponencial, ou seja, o aumento do fluxo atual gera um aumento exponencial do fator de ponderação.

Equação 1. Fórmula de cálculo do Ecofator. Fonte: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, p. 23).

$$Eco-factor = \underbrace{K}_{\substack{\text{Characterization} \\ \text{(optional)}}} \cdot \underbrace{\frac{1 \cdot EP}{F_n}}_{\text{Normalization}} \cdot \underbrace{\left(\frac{F}{F_k}\right)^2}_{\text{Weighting}} \cdot \underbrace{C}_{\text{Constant}}$$

Onde:

K = fator de caracterização de um poluente ou recurso;

F_n = fluxo de normalização: fluxo anual atual da Suíça;

F = fluxo atual anual da área de referência (pode ser a Suíça, ou uma de suas regiões, assim como outros países);

F_k = **fluxo crítico** anual da área de referência (pode ser a Suíça, ou uma de suas regiões, assim como outros países);

C = **constante** (10^{12} /a): serve para obter quantidades numéricas que sejam apresentáveis;

EP = **Eco-ponto (eco-points)**: unidade (ou seja, não é uma variável) do impacto ambiental avaliado;

Eco-factor = **ecofator**: resultado da avaliação do aspecto, expresso em “eco-pontos (EP) por unidade de pressão ambiental” (30 EP por gramo de SO_2) ou “eco-pontos (EP) por unidade de impacto ambiental” (0,31 EP por gramo de CO_2 -equivalente).

Os ecofatores podem ser aplicados para produtos produzidos fora da Suíça, uma vez que a ponderação pode ser regionalizada. Deste modo, o ecofator de um produto produzido fora da Suíça é elaborado a partir da ponderação da região onde foi produzido (relação entre o fluxo atual e o fluxo crítico da região de produção) e normalizado em relação ao território suíço (fluxo de normalização da Suíça). Essa regionalização permite que os produtos suíços sejam comparados com os produtos importados, os quais já foram produzidos para regiões do território suíço, para a Holanda, Noruega, Suécia, Bélgica e Japão (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

As origens das metas de consumo de recursos ou de emissão de substâncias são (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009):

- Idealmente adotadas por instrumentos legais ou definidas por autoridades competentes;
- Formuladas por eleição democrática ou por corpo legitimado;
- Orientadas para a sustentabilidade, sempre que possível.

Após a discussão conceitual acerca da incorporação da dimensão ambiental pelas correntes econômicas, questiona-se se a sustentabilidade a qual se refere o último item está relacionada à sustentabilidade fraca ou forte.

O manual discute como o método encara os aspectos avaliados em função do tempo. O documento entende que o compromisso com as futuras gerações, assumido pela Constituição Federal suíça, já resguarda que as metas de emissão ou de consumo foram definidas pensando na manutenção da qualidade de vida e dos ecossistemas à longo prazo (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Já o resultado dos ecofatores parte da leitura da situação presente, desconsiderando que o ambiente receptor das emissões já possui uma carga de poluentes acumulados. Tampouco os cálculos consideram os impactos futuros resultantes do acúmulo dos lançamentos atuais (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Neste método, a normalização é definida como **fluxo de normalização**, que corresponde aos níveis atuais de emissão na Suíça em 2006. O **fluxo atual** é a quantidade de referência, que em muitos casos é idêntico ao fluxo de normalização. O **fluxo crítico** é a meta política estabelecida pelo país. Para cada substância emitida para a atmosfera, a hidrosfera ou o solo, são calculados estes valores de referência, a partir dos quais se calculam os ecofatores. Quanto maior for o valor das emissões ou o consumo de recursos em relação às metas definidas, maior será o valor dos ecofatores (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Conforme os próprios autores afirmam, o método não avalia os impactos causados por ruídos, pois ao contrário das substâncias avaliadas, o som se dissipa e está sempre relacionado a um lugar (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Uma deficiência marcante está relacionada à redução de compartimentos que as substâncias podem impactar. Um exemplo que ilustra com clareza esta característica é a da avaliação dos impactos de substâncias depletoras da camada de ozônio, como o CFC-11. Além de reduzir a concentração de gases nesta camada, este poluente também é responsável pelo aumento dos gases de efeito estufa. Para o método, após o cálculo dos ecofatores do CFC-11 para a depleção da camada de ozônio e para o aumento do efeito estufa percebeu-se que sua contribuição era maior para a depleção da camada de ozônio do que para o aumento do efeito estufa. O manual considera que somente o potencial de impacto mais significativo

atribuído à substância é que deve ser considerado, ou seja, os efeitos do CFC-11 para o aumento do efeito estufa não são avaliados (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

4.1.3.1. Avaliação Eco-Factors 2006 (The Ecological Scarcity Method - Método de Escassez Ecológica)

O gráfico da Figura 7 consolida o resultado final da análise da profundidade de avaliação de impacto do método de AICV de Escassez Ecológica, isto é, se as categorias de impacto calculam o potencial de impacto, o dano, ou se avaliam as emissões ou o consumo de recursos em relação à capacidade de suporte do ambiente. A partir desta figura, é possível visualizar que a maioria das categorias de impacto calcula o potencial de impacto dos processos produtivos (94%), enquanto todas as demais categorias de impacto (6%) apenas relativizam as informações do inventário.

Mais detalhes sobre a avaliação e acerca das informações que embasam estes resultados estão disponíveis no APÊNDICE A.3 –.

Figura 7. Avaliação das categorias de impacto do método de Escassez Ecológica sob a ótica da sustentabilidade forte.

Dentre todos os métodos de AICV avaliados, o método de Escassez Ecológica é o que possui a maior quantidade de “CIs”, contabilizando 34 no total. O motivo para esta quantidade está relacionado à abordagem do método, focada em substâncias ao invés de CIs. Como exemplo, enquanto o método CML possui uma CI orientada para a avaliação da eutrofização devido ao lançamento de efluentes (APÊNDICE A.1 – CML) e o Eco-Indicator 99 possui uma CI que quantifica os danos à qualidade ecossistêmica causados por acidificação e eutrofização devido às emissões atmosféricas (APÊNDICE A.2 – Eco-Indicator 99), o método de Escassez Ecológica avalia o cumprimento da meta de emissão de todas as substâncias que podem causar eutrofização nos corpos hídricos. Ou seja, o método avalia o cumprimento das metas de emissões para cada uma das substâncias que podem causar eutrofização, e.g. nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (APÊNDICE A.3 –).

Somente no grupo de emissões para águas de superfície, o método avalia o cumprimento de metas de emissão de dez substâncias ou classes de substância (metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, e.g.).

Apesar de ser uma metodologia orientada para a avaliação do cumprimento de uma meta ambiental, definida ou não a partir do conceito de capacidade de suporte da sustentabilidade forte, todas as “CIs” foram classificadas como avaliadoras do potencial de impacto ambiental por um simples motivo: a normalização da ponderação [comparação do fluxo atual (emissão devido à produção do produto) com o fluxo crítico (meta de emissão)] (Equação 1).

A normalização enquadra qualquer ponderação de uma substância X com a emissão anual total da substância X na Suíça, ou seja, do ponto de vista da sustentabilidade forte, perde-se referência à capacidade de suporte do ambiente, pois se o produto for fabricado em um local onde a capacidade de suporte é ultrapassada, ao normalizar o resultado em um ambiente onde esta emissão não for um problema, o ecofator calculado apresentará um resultado positivo do ponto de vista ambiental.

Pelo motivo explicitado acima, 94% das “CIs” do método foram classificadas como avaliadoras do potencial de impacto ambiental, enquanto as demais CIs (6%) foram classificadas como relativização pura da informação, pois não avaliam o dano ambiental, tampouco o potencial de dano. Neste caso, as “CIs” sobre “Resíduos perigosos em repositórios subterrâneos” e “Resíduos radioativos em repositórios finais” relativizam puramente a informação, pois as metas de aterramento destes dois tipos de resíduos não foram

definidas com base em requisitos ambientais ou de saúde e segurança da população, tampouco considerou os requisitos para a segurança da biota.

A Suíça, país de referência para a meta adotada, não possuía aterros para substâncias perigosas, tampouco repositórios para resíduos radioativos até 2009, época de publicação do método. Apesar de a legislação Suíça orientar (o manual não menciona que é uma obrigação) para a disposição dos resíduos perigosos em seu território, 10% destes resíduos gerados no país era aterrado em outros países, e como a Suíça não possuía aterro, os outros 90% recebiam outro tipo de destinação que não fosse o aterramento. A crítica feita aqui se refere aos critérios de definição do fluxo crítico (meta), pois os autores definiram que a meta de destinação deve ser igual à quantidade que é exportada (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

A determinação do fluxo crítico não faz muito sentido neste caso. Se a orientação da lei de proteção ambiental da Suíça é para manter os resíduos armazenados em território Suíço e, considerando que 10% dos resíduos perigosos são exportados porque a Suíça não tem aterro, a meta deveria ser mais restrita, pois se o fluxo atual de aterramento for mantido, a relação de ponderação pela Equação 1 é positiva. Ou seja, não há incentivo para reduzir o aterramento de resíduos perigosos em outros países. Tampouco existem considerações sobre a influência de aspectos ecológicos e de saúde humana no estabelecimento desta meta, muito menos uma consideração da capacidade de suporte do ambiente em suportar o aterro das substâncias.

Por estes motivos, o alinhamento desta CI com os princípios da sustentabilidade forte foi classificado como "Relativização da informação" ao invés de "Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas", pois não houve consideração ambiental explícita para determinar o fluxo crítico.

Situação semelhante ocorre com a definição do fluxo crítico para a "CI" sobre "Resíduos radioativos em repositórios finais". A Suíça também não possuía um repositório para a destinação final na época de publicação do método, tampouco a perspectiva de construção de um repositório, pois a proposta foi derrubada pela população durante o planejamento pelo governo. Os autores mencionam que o fluxo crítico poderia ser igual a zero, uma vez que a Suíça não possui áreas para a disposição final do resíduo (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Apesar da consideração feita acima, o manual define o fluxo crítico (meta) igual à quantidade total gerada no território, considerando que o país tenta se planejar para a construção de um repositório. Indo além, define o fluxo atual de destinação ao repositório igual a zero, uma vez que o país não tem este tipo de instalação e não armazena os resíduos em seu território, apesar de destinar seus resíduos radioativos para outros países. O manual argumenta que a meta não é política e que reflete tanto a visão daqueles que acreditam que a tecnologia resolverá o problema da destinação quanto daqueles que consideram que a geração mínima desses resíduos já é inaceitável (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Da forma que foi definido, equivalendo à metade do fluxo atual, o fluxo crítico não foi estabelecido com base em requisitos ambientais, pois se o país tivesse uma instalação que suportasse receber todo o resíduo radioativo gerado no território a cada ano ou até uma capacidade maior, o ecofator apresentaria um resultado que não indicaria impacto no ambiente, possivelmente estimulando o consumo de material radioativo.

No caso das demais “CIs”, embora o manual do método afirme que as metas de emissão foram definidas a partir da máxima emissão considerada segura para o ambiente e para os seres humanos (Quadro 5), fica claro que possíveis premissas equívocas na definição das metas comprometem a avaliação quanto à sustentabilidade ambiental de um produto, podendo não atender ao propósito da ACV na agenda do consumo sustentável.

Quadro 5. Descrição dos critérios de escolha dos fluxos críticos (metas).

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
Emissões para a atmosfera	
CO ₂ e gases do efeito estufa	Considera questões ambientais, mais especificamente, o compromisso da Suíça com o protocolo de Quioto.
Substâncias depletoras de ozônio	Considera questões ambientais, com a redução gradual no uso destas substâncias até sua total proibição em 2015.
Compostos orgânicos voláteis (excluindo o ozônio NMVOCs) e substâncias criadoras de ozônio	Considera questões ambientais, adotando a média dos valores máximo e mínimo de redução de NMVOCs estabelecidos por Alemanha, Áustria e Suíça.

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
fotoquímico	
NOX	O limite de emissão foi estabelecido pela portaria suíça de controle da poluição atmosférica, tendo como base os níveis aceitáveis de emissões de NO _x que não causem perigo à saúde humana, aos animais, plantas, comunidades bióticas ou seus habitats (<i>ambient limit levels</i>). Ou seja, aqui são levados em conta tanto os impactos nos ecossistemas quanto na saúde humana.
Amônia	Meta definida levando em consideração questões ambientais (fauna e flora) e a saúde humana
SO ₂ e substâncias acidificantes	Meta definida considerando questões ambientais. A Portaria de Controle de poluição do ar da Suíça estabelece o valor limite de dióxido de enxofre no ambiente de 46.200 t/a. Em 2006 a emissão anual da Suíça foi de 19.000 t/a. Apesar desta meta nacional, o método adota a meta estabelecida pelo Protocolo de Enxofre das Nações Unidas (Comissão Econômica para a Europa) na qual a proteção dos ecossistemas Suíços contra a acidificação é garantida com emissões máximas anuais de até 25.000 t/a. Por ser mais estrita, esta foi a meta (fluxo crítico) escolhida pelos autores do método.
Material particulado (MP10, MP2,5 + MP2,5-10)	Meta definida levando em consideração a saúde humana. Os fluxos críticos (meta) adotados, para PM _{2,5} , PM ₁₀ e PM _{2,5-10} , são iguais aos definidos pela Portaria de Controle da Poluição do Ar da Suíça, estipulados a partir dos danos causados à saúde pela exposição aos particulados.
Material particulado (fuligem de diesel)	O manual informa que a meta definida leva em consideração a saúde humana, ainda assim, a definição do fluxo crítico (meta) não está clara. Não é considerado o material particulado proveniente da queima de gás, de carvão ou de outros combustíveis.

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
Monóxido de carbono	Apesar da toxicidade à saúde humana as emissões de monóxido de carbono são avaliadas somente em relação ao seu potencial de aquecimento global.
Benzeno	Meta definida levando em consideração a saúde humana. Não existe um valor a partir do qual o benzeno passa a prejudicar a saúde, apesar da certeza de sua carcinogenicidade. Como na época os motores Euro4 eram os mais avançados, estimou-se a redução na emissão de benzeno que seria ocasionada se todos os meios de transporte à combustão utilizassem motores Euro4, para estimar o fluxo crítico de 525 t/a.
Dioxinas e furanos (PCDD ou PDCF)	Meta definida levando em consideração a saúde humana. O fluxo crítico (meta) é obtido a partir do entendimento de quais emissões poderiam ser mitigadas com a aplicação da tecnologia disponível e mais viável do ponto de vista econômico, desta forma, os autores justificam que o princípio da precaução seria atendido.
Chumbo	Meta definida levando em consideração questões ambientais. O fluxo crítico (meta) é definido em função do limite teórico de deposição de chumbo no solo via atmosfera (ou seja, foca a proteção do solo), pois, apesar da Portaria Suíça de Controle à Poluição Atmosférica determinar limites ambientais para o chumbo na deposição de poeira, os autores afirmam que não é possível estabelecer um fluxo crítico a partir desta informação.
Cádmio	Meta definida levando em consideração questões ambientais. O fluxo crítico (meta) é definido em função do limite teórico de deposição de cádmio no solo via atmosfera (ou seja, foca a proteção do solo), pois apesar da Portaria Suíça de Controle à Poluição Atmosférica determinar limites ambientais para o cádmio na

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
	deposição de poeira, os autores afirmam que não é possível estabelecer um fluxo crítico a partir desta informação.
Zinco	Não há menção no manual se o fluxo crítico foi definido com base nos efeitos à saúde humana ou à ecotoxicidade apresentada pelo zinco, tampouco na página 61 cuja tabela informa o que foi levado em consideração para definir as metas. O manual comenta que o fluxo crítico foi definido com base na meta mais agressiva da estratégia de controle da poluição atmosférica da Suíça.
Emissões para águas de superfície	O manual ressalta que os ecofatores das emissões para a água de superfície são baseados em simplificações, não levando em conta as condições ecológicas. Ainda completa que o esforço em elaborar um ecofator não é fazer uma avaliação ecológica de um poluente, mas produzir uma ponderação que possa ser comparável entre todos os compartimentos ambientais como parte de uma avaliação do ciclo de vida.
Nitrogênio	Meta definida levando em consideração questões ambientais. O manual poderia adotar dois fluxos críticos, sendo que a primeira opção deriva da Portaria Suíça de Proteção das Águas, a qual estabelece um fluxo crítico de 176,600 t NO ₃ -N/a, enquanto a opção escolhida está baseada na meta estabelecida pela Comissão Internacional de Proteção do Reno, cujo fluxo crítico é de 17.510 tNO ₃ -N/a que foi estabelecido com base na quantidade de nutrientes que o rio Reno deve despejar no mar do Norte. Avaliação do autor da dissertação: Os autores entendem que escolheram a meta mais baixa e contradizem o pressuposto de sempre escolher metas mais restritivas.
Fósforos	Meta definida levando em consideração questões

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
	ambientais. O fluxo crítico tem como base o acordo feito pelos estados que fazem fronteira ao Mar do Norte, ao qual a Suíça ratificou, adotando a redução de 50% em relação ao patamar de 1985, da carga de fósforos e nitrogênio.
Matéria Orgânica (BOD, COD, DOC, TOC)	Meta definida levando em consideração questões ambientais. O fluxo crítico foi determinado a partir de considerações ecológicas, usando como base as considerações feitas pelo Grupo de Balanço de Nitrogênio da Suíça, as quais estabelecem que pela perspectiva ambiental, o consumo de oxigênio dissolvido na água deve ser de no máximo 30%. Desta forma, os autores estabelecerem o fluxo crítico para o COD (<i>chemical oxygen demand</i>), que deve ser adotado sempre como a primeira alternativa. Se necessário utilizar um dos outros três parâmetros, o manual disponibiliza fatores de equivalência para a conversão.
Metais pesados e arsênico	Meta definida levando em consideração questões ambientais (fauna e flora) e a saúde humana - manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>), por serem mais restritas. Ecofatores foram determinados para 8 metais pesados: Chumbo (Pb), Cádmio (Cd), Crômio (Cr), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Mercúrio (Hg) e Zinco (Zn) e também para o Arsênico (As) (não é um metal).
Emissões radioativas para os mares	Somente o dano à saúde humana foi considerado para estabelecer a meta de emissão, a partir das considerações da <i>OSPAR Comission</i> (Comissão Oslo e Paris). O manual ressalta que este método deve ser utilizado somente para avaliar as emissões radioativas para mares.
AOX (<i>adsorbable organic</i>	Meta definida levando em consideração questões

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
<i>halogenated compounds</i>)	ambientais (fauna e flora) e a saúde humana - manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>). O fluxo crítico foi determinado com base na recomendação da IAWR (<i>International Association of Waterworks in the Rhine</i>) para a potabilidade da água para consumo humano. Os AOXs contém uma vasta gama de substâncias como PCBs, pesticidas, dentre outros. Estas substâncias comumente não são avaliadas em ACVs, mas os autores a incluíram aqui devido sua importância. Os autores ressaltam que estas substâncias têm diferentes potenciais de toxicidade, mas ainda não há consenso sobre uma possível caracterização. O clorofórmio ganhou uma avaliação separada dos demais AOXs.
Clorofórmio	<p>Meta definida levando em consideração a saúde humana - manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>). Os autores poderiam assumir as metas da Portaria de Proteção das Águas da Suíça, menos restritas, mas optaram por adotar as metas do ICPR Rhine por serem mais rígidas.</p> <p>Questionamento do autor da dissertação: Se o clorofórmio não é lançado na água (é formado pela cloração), será que será uma “categoria de impacto” utilizada?</p>
PAHs (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos)	Manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>) e foi definida considerando a saúde humana.
benzo(a)pireno	Manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>) e considerou somente os aspectos relacionados à saúde

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
	humana.
Disruptores endócrinos	Manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>) e considerou somente os aspectos relacionados à saúde humana.
Emissões para aquíferos	A principal fonte de poluentes presentes nas águas subterrâneas é a agricultura. Além da contribuição da agricultura para a contaminação das águas subterrâneas, a água extraída do subterrâneo fornece 80% de toda água potável consumida na Suíça.
Nitrato para aquíferos	O valor crítico foi determinado pelo Escritório Federal para o Ambiente, Florestas e Paisagem, ao recomendar que o fluxo de nitrato para as águas subterrâneas seja igual ao fluxo de 1990.
Emissões para o solo	
Metais pesados em solos	<p>O fluxo crítico de cada metal foi determinado considerando os impactos dos metais pesados na flora, sua bioacumulação, a distorção da fertilidade do solo e os distúrbios metabólicos que podem ocasionar nos seres humanos.</p> <p>Como não foi possível definir os fluxos críticos a partir da Portaria de Proteção do Solo Suíça, eles foram definidos com base nos princípios defendidos pelo Art. 1 desta Portaria, que estabelece que os metais pesados não devem acumular nos solos. Sendo assim, o fluxo crítico deve ser igual ao fluxo de saída (<i>output flow</i>) destas substâncias do solo. Neste caso, somente o fluxo de saída promovido pelas plantas foi considerado e utilizado como uma primeira aproximação do fluxo crítico.</p>
Produtos de proteção às plantas	O fluxo crítico foi determinado considerando os impactos dos produtos de proteção às plantas

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
	(herbicidas, fungicidas e pesticidas) no ambiente e nos seres humanos. O fluxo crítico foi determinado pela meta de redução de 30% no uso de produtos protetores de plantas em relação aos níveis de 1990/1992 até 2005 (valor médio), estipulado pelo Departamento Federal da Suíça para a Agricultura.
Recursos	
Recursos energéticos	<p>Para os autores, os recursos energéticos renováveis e não renováveis apresentam limites na sua exploração. Os últimos porque possuem um estoque com quantidade limitada, enquanto os primeiros, os quais o Sol atua como força motriz, estão disponíveis a uma quantidade limitada por unidade de tempo e também são necessários para o funcionamento dos ecossistemas.</p> <p>Por mais que a eficiência técnica de conversão de energias renováveis costuma ser baixa, especialmente quando a energia solar é convertida em biomassa, a energia não utilizada na conversão não se dissipa sem uso e acaba servindo para algum benefício ecológico.</p> <p>Por este motivo, o ecofator das energias renováveis não é formulado a partir das bases do conteúdo primário de energia, mas a partir da base da energia final (como o conteúdo de energia da biomassa colhida, a energia de rotação de geradores eólicos e hidrelétricos, a energia térmica entregue ao sistema de armazenamento no caso de coletores solares, dentre outros).</p> <p>Por sua vez, como os recursos energéticos não renováveis não oferecem nenhum benefício ecológico, o ideal é que todo o conteúdo energético deve ser utilizado, por este motivo o ecofator das energias não renováveis é elaborado com base no conteúdo primário de energia (como a quantidade de energia extraída da</p>

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
	<p>geosfera na forma de carvão, petróleo, etc.).</p> <p>Os autores ressaltam que ainda não se sabe qual é o percentual de energia renovável que pode ser utilizado de modo sustentável.</p> <p>A meta política de consumo energético de 2000 MJ/pessoa/ano não tem um ano limite para ser alcançada, sendo assim, os autores escolheram o ano de 2050 como limite para alcançar a meta. Como 2030 é o horizonte de tempo mais remoto definido pela Lei Suíça de Fornecimento de Eletricidade, os autores interpolaram qual seria o consumo médio por habitante em 2030 considerando a projeção de consumo até 2050 e a variação na população Suíça.</p>
Uso do solo	<p>A meta Suíça para o uso do solo é de uma área ocupada de 400 m² por habitante. Esta meta foi definida pelo Conselho Federal Suíço assumindo uma população de 8,06 milhões de habitantes, resultando em um fluxo crítico de 3224 km².</p>
Extração de cascalho	<p>Estima-se que a cada ano a reposição natural de cascalho nos rios da Suíça equivale a 1% de todo o cascalho extraído anualmente, desta forma, a extração é muito superior à reposição. Neste ritmo de exploração, o "tempo de vida" das reservas de cascalho na Suíça varia de 15 a 20 anos dependendo da região, entretanto, os autores do método afirmaram o ritmo de extração atual é tolerável, sendo assim, o fluxo crítico é igual ao fluxo de extração atual.</p> <p>Avaliação do autor da dissertação: Permitir o esgotamento dos recursos naturais, sob a perspectiva da sustentabilidade forte, significa afirmar que se espera a</p>

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
	<p>possibilidade de substituição do capital natural pelo capital construído (tanto monetário quanto através do reaproveitamento de materiais) de modo que a tecnologia resolva o problema de esgotamento dos recursos. Verifica-se uma variação nos critérios de definição de metas, que distorce a atribuição dos Eco-Pontos, uma vez que poucos eco-pontos serão atribuídos a um aspecto devido à uma meta fraca, enquanto em outros casos muitos eco-pontos são atribuídos para outra categoria de impacto porque a meta é mais restritiva. Perde-se a proporcionalidade de avaliação dos eco-pontos entre cada “CIs”.</p>
Consumo de água doce	<p>O fluxo crítico foi determinado de acordo com a proposta da OECD, que classifica a escassez de recursos hídricos como o consumo bruto de água em relação à disponibilidade de renovação do recurso hídrico (precipitação, mais o fluxo de estados vizinhos, descontados da evaporação).</p> <p>Pela OECD, quando esta relação estiver entre 10-20%, o estresse hídrico é considerado como moderado, entre 20-40% é considerado entre médio e alto, e alto quando for maior do que 40%.</p> <p>O fluxo crítico foi estabelecido para 20% do recurso hídrico disponível.</p>
Resíduos	
Carbono em materiais consignados em aterros biorreatores	<p>A meta para a concentração de carbono (C) em aterros bio-reativos é de 7% e foi determinada em conversa entre os autores do manual e o Dr. M. Tellenbach em 15 de julho de 2006.</p> <p>O manual não comenta sobre o conteúdo desta conversa, de modo a explicar o que determinou a meta de concentração.</p>

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
Resíduos perigosos em repositórios subterrâneos	<p>A Suíça não possui aterros de resíduos perigosos, sendo que ela exporta parte de seus resíduos perigosos para serem aterrados em outros países. Considerando o total de resíduos perigosos gerados na Suíça, 10% deste total são exportados. A Lei de Proteção Ambiental da Suíça determina que os resíduos devem ser dispostos, sempre que possível, no território Suíço. Com base nessa premissa, os autores determinam que o fluxo crítico deve ser igual ao fluxo atual, sendo que o argumento apresentado é o seguinte: "assume-se que a quantidade exportada não pode ser consignada propositadamente no armazenamento final na Suíça, sendo assim, o fluxo crítico é igualado ao fluxo atual (<i>"It is assumed that the exported quantity cannot be consigned purposefully to final storage in Switzerland, and therefore the critical flow is equated with the current flow"</i>) (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009 p.162).</p>
Resíduos radioativos em repositórios finais	<p>A Suíça não possui nenhum aterro para o armazenamento de resíduo radioativo, e a proposta de construção de um aterro foi derrubada. Desta forma o fluxo crítico poderia (na argumentação dos autores) ser igual a 0, pois a Suíça não tem capacidade para armazenar estes resíduos.</p> <p>Por outro lado, argumentam os autores, a construção de repositórios para resíduos radioativos é planejada pela Suíça, entretanto, sem indicação de um horizonte de tempo para sua construção.</p> <p>Como o Relatório Estratégico para a Sustentabilidade da Suíça postula que o risco de acidentes é aceitável somente se a ocorrência do evento mais severo perdurar por uma única geração, e que o país tenta se planejar</p>

“Categoria de Impacto”	Critério para a definição do fluxo crítico (meta)
	para construir um aterro para estes resíduos, o fluxo crítico para o ecofator equivale à metade entre o fluxo atual de resíduos radioativos e o fluxo igual a zero (devido à inexistência de um aterro no momento).

Fonte: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Especificamente no caso deste método, foi necessário avaliar criticamente os critérios de definição das metas das “CIs” (Quadro 5), uma vez que a avaliação do atendimento da sustentabilidade ambiental por um produto requer a análise do respeito da capacidade de suporte do ambiente pelas emissões que ocorrem ao longo do ciclo de vida. De todas as metas avaliadas com base nas informações disponíveis no manual do método (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009), apenas três permitem ampliar a discussão quando analisadas sob a ótica da sustentabilidade forte. O Quadro 5 fornece uma primeira impressão dos critérios utilizados para definir as demais metas que tem como base, em sua maioria, os padrões legais de emissão estabelecidos pela Suíça ou os padrões internacionais de emissão ratificados pelo país³³.

Em primeiro lugar, ao definir a meta de consumo de cascalho, apesar de esgotamento das reservas em menos de 20 anos, os autores permitiram que a meta fosse igual à extração anual, ou seja, apostam que o problema será resolvido no futuro pela tecnologia.

Em segundo lugar, a definição das metas para dioxinas e furanos emitidos para a atmosfera considera o nível de emissão que pode ser atingido com a aplicação da tecnologia disponível e mais viável do ponto de vista econômico, citando que esta escolha atende ao princípio da precaução (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009). O argumento utilizado é equívoco, pois uma meta definida com base no princípio da precaução deveria reduzir sua concentração a níveis muito próximos a zero ou até mesmo proibi-las diante das incertezas que envolvem a sua presença na atmosfera, pois pouco se sabe sobre a concentração mínima destes poluentes na atmosfera que não cause efeitos adversos ao ambiente, tampouco à saúde humana.

³³ Faz-se necessária uma análise minuciosa dos critérios de definição da maioria das metas de emissão, a fim de saber se foram definidos com base nos critérios da sustentabilidade forte ou da sustentabilidade fraca. Como o objetivo desta dissertação é avaliar as CIs dos métodos de AICV e já foi comprovado que da forma como estão estruturadas as CIs do método Eco-Factors 2006 este é um método alinhado à sustentabilidade fraca, não se procedeu à avaliação dos critérios utilizados para a definição das metas.

O mesmo raciocínio foi adotado para a definição da meta de emissão do benzeno. Neste caso, o manual é categórico e afirma que não existem informações sobre a concentração a partir da qual o benzeno passa a ser prejudicial à saúde apesar da certeza de sua carcinogenicidade. A definição do fluxo crítico seguiu a seguinte linha raciocínio (tradução livre): "De acordo com o princípio de que a emissão de substâncias carcinogênicas deve ser reduzida, o princípio da precaução deve ser aplicado. Isto significa que todas as medidas, tecnologia e as condições de operação disponíveis devem ser utilizadas, desde que sejam economicamente viáveis" (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009 pág. 91). Novamente, a utilização do princípio da precaução é equívoco, pois se aplicado a este caso, o princípio da precaução praticamente proibiria a emissão destas substâncias considerando as incertezas existentes. A partir do momento em que as incertezas forem solucionadas, novas metas de emissão seriam estabelecidas considerando a capacidade de suporte do ambiente, de modo a não causar danos à saúde humana tampouco à qualidade ambiental.

Por fim, como na época de elaboração do método os motores Euro4 eram os mais avançados, estimou-se a redução na emissão de benzeno que seria ocasionada se todos os meios de transporte à combustão utilizassem motores Euro4 para estimar o fluxo crítico de 525 t/a (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Outro caso curioso é o da definição da meta para o nitrogênio, para o qual foi escolhida uma meta menos restritiva, enquanto o manual preconiza que as metas mais restritivas devem ser adotadas.

Verifica-se uma variação nos critérios de definição de metas, que distorce a atribuição dos Eco-Pontos, uma vez que poucos eco-pontos serão atribuídos a um aspecto devido à uma meta fraca, enquanto em outros casos muitos eco-pontos são atribuídos para outra CI porque a meta é mais restritiva. Perde-se a proporcionalidade de avaliação dos eco-pontos entre cada CI.

Além da remoção da leitura imediata do atendimento das emissões à provável capacidade de suporte do ambiente devido à normalização da comparação entre o fluxo atual com o fluxo crítico, é possível compreender que o critério de definição das metas é crucial para indicar a sustentabilidade ambiental do produto. Sendo assim, faz-se necessária a leitura e revisão dos padrões de emissão da Suíça, ou de qualquer outro país que pretenda empregar este método de AICV, para entender se os critérios que embasam a definição do fluxo crítico têm relação com a capacidade de suporte do ambiente que recebe as emissões.

4.1.4. EDIP2003

Uma das principais diferenças entre os métodos EDIP 1997 e EDIP 2003 é que esta última versão oferece fatores de toxicidade que incorporam dados de modelos relacionados ao transporte dos poluentes e à exposição a estas substâncias. Em alguns casos, como a toxicidade humana, o método também leva em consideração os limiares de exposição a determinadas substâncias. Ou seja, esta nova versão oferece fatores de caracterização que estabelecem relações entre a região das emissões e os impactos no ambiente que recebeu as emissões, chamados no manual por fatores *site-dependentes* (*site-dependent factors*) (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

O impulso para o desenvolvimento desta nova versão do método foi justamente a falta de harmonia entre o impacto comumente calculado pela ACV e a ocorrência esperada dos impactos, pois devido à falta de diferenciação espacial e temporal, as concentrações ambientais não podem ser previstas e, como consequência, não é possível avaliar quando o nível de não efeito (*no-effect-level*) é ultrapassado, que por sua vez, afeta a credibilidade da ACV (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

Tendo isto em mente, os objetivos desta nova versão foi desenvolver um método de AICV que considere as diferenças na exposição e providenciar fatores de caracterização espacialmente diferenciados para corrigir os fatores espaciais genéricos da versão EDIP 1997 (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

Os fatores de cálculo da acidificação, da eutrofização terrestre, da formação de ozônio fotoquímico e de ruído foram modelados espacialmente para regiões (*site dependent*) e incluem uma avaliação quanto à ultrapassagem dos limiares ambientais. Já os fatores para a eutrofização aquática, toxicidade humana e ecotoxicidade não cobrem uma avaliação da ultrapassagem dos limiares ambientais e refletem uma avaliação da exposição ponderada (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

A avaliação de site-dependente (*site dependent*), diferencial deste método, é uma abordagem cujo nível de detalhe varia entre uma avaliação muito específica (*site-specific*) e avaliação genérica (*site-generic*), que fazem parte dos extremos da linha apresentada na Figura 8.

Figura 8. Linha do contínuo entre a avaliação de um sítio genérico e a avaliação de um sítio específico.

Fonte: (POTTING; HAUSCHILD, 2006, pág. 31).

Para o manual, a ACV pode ser aplicada em diferentes níveis de especificidade espacial, entretanto, os resultados obtidos nas pontas do contínuo da Figura 8 devem ser consistentes entre si, permitindo a permuta entre os níveis espaciais com a garantia de credibilidade ao realizar esta operação de mudança. Desta forma, os fatores de caracterização dependentes de sítios (*site-dependent*) podem ser utilizados para obter fatores genéricos de sítios (*site-generic*) ou podem ser substituídos por uma avaliação de impacto com fatores específicos de um sítio (*site-specific*) (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

A ACV é avaliada pelos autores em relação aos estudos de impacto ambiental (EIA) e as avaliações de risco (AR). Enquanto estes dois instrumentos são eficazes em obter dados de limites ambientais locais, a ACV não possui a mesma capacidade para avaliar a contribuição de uma fonte para um impacto local nas ocasiões em que os limites são ultrapassados, sendo que a probabilidade de que esta fonte contribua sozinha para o excesso de poluentes no ambiente é alta (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

Para os autores, em uma ACV típica esta informação não está disponível, assim como ela complicará a análise. A discussão vai além ao afirmar que o impacto local, geralmente, tem uma participação menor do que o impacto total de uma fonte, e quando esta contribuição local não é pequena, frequentemente mais de uma fonte de emissão é responsável por criar um ambiente cujas concentrações ultrapassam os limiares (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

Potting e Hauschild (2006) argumentam que a implantação de medidas efetivas para regular as principais fontes de poluição nos países industrializados levou à situação em que os

riscos das fontes de emissão aos seus ambientes estejam sob controle, e que este não é o caso dos países em desenvolvimento (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

Estes argumentos demonstram como o estabelecimento de limiares para as concentrações ambientais ainda é falha na ACV ao considerar impactos locais. Por mais que os autores argumentem que o EIA e a AR são os instrumentos que devem guiar o controle dos impactos locais (POTTING; HAUSCHILD, 2006), também poderiam ser os instrumentos que mensuram e discutem o respeito aos limites ecossistêmicos devido à implantação e à operação dos processos planejados, que futuramente servirão como base para uma possível ACV dos produtos ou serviços ali fabricados e realizados, respectivamente.

Entretanto, os autores ressaltam a função da ACV como possível fonte de informação à elaboração de políticas públicas de controle e prevenção dos impactos ambientais resultantes de fontes múltiplas para múltiplos receptores dos impactos (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

4.1.4.1. Avaliação do EDIP2003

O gráfico da Figura 9 consolida o resultado final da análise da profundidade de avaliação de impacto do método de AICV EDIP2003, isto é, se as categorias de impacto calculam o potencial de impacto, o dano, ou se avaliam as emissões ou o consumo de recursos em relação à capacidade de suporte do ambiente. A partir desta figura, é possível visualizar que a maioria das categorias de impacto quantifica o potencial de impacto das emissões (62% - cinco das oito CIs) enquanto todas as demais categorias de impacto avaliam a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente causada pelos processos produtivos (38% - três das oito CIs).

Mais detalhes sobre a avaliação e acerca das informações que embasam estes resultados estão disponíveis no APÊNDICE A.4 – EDIP 2003.

Figura 9. Avaliação das categorias de impacto do método EDIP2003 sob a ótica da sustentabilidade forte.

Entre as categorias de impacto que mensuram somente o potencial de impacto, figuram a avaliação do potencial de aquecimento global, de depleção do ozônio estratosférico, da eutrofização aquática, de toxicidade humana e de ecotoxicidade.

Na avaliação da eutrofização aquática, o método calcula e disponibiliza fatores que representam o máximo potencial de contribuição do nitrogênio e do fósforo para o crescimento de biomassa, e por este motivo, são fatores de exposição ao invés de expressarem os efeitos ecológicos. Desta forma, o modelo empregado para a determinação dos fatores não avalia quanto da carga de nutrientes resulta em crescimento de biomassa e quais os efeitos biológicos deste crescimento, ou seja, não mensura o impacto, tampouco a relação entre a capacidade de suporte dos compartimentos ambientais receptores das emissões.

A mensuração dos potenciais de depleção do ozônio estratosférico e de aquecimento global está pautada na caracterização dos efeitos das emissões, ou seja, as emissões de gases de efeito estufa são transformadas em emissões equivalentes do potencial de aquecimento global do gás carbônico, enquanto as emissões dos gases causadores da depleção do ozônio estratosférico são transformadas em emissões equivalentes do potencial de depleção do ozônio da substância CFC-11 (triclorofluormetano).

A CI que avalia o potencial de toxicidade humana não mensura se a exposição humana às substâncias tóxicas está acima ou abaixo dos valores recomendados, conforme o próprio manual técnico do método afirma (POTTING; HAUSCHILD, 2006), pois para os autores,

embora o limite de concentração de cada substância não é ultrapassado, a exposição humana ao conjunto de substância oferece um risco de exposição mais significativo do que o efeito oferecido pela ultrapassagem da concentração máxima para uma única substância. Além do efeito marginal causado pela exposição às substâncias tóxicas do ciclo de vida dos produtos avaliados, as concentrações de fundo também são importantes na intoxicação humana. Por este motivo, esta CI calcula a exposição às substâncias tóxicas, de forma que quanto maior for a exposição, maior é o potencial de impacto.

A avaliação da toxicidade humana possui uma série de incertezas decorrentes de aproximações. Como exemplo, o tempo de permanência no ambiente de somente duas substâncias (uma de ciclo longo e outra de ciclo curto) é avaliado, a partir dos quais o tempo de permanência da substância avaliado é “estimado” ou transformado em equivalente pela adoção do tempo de permanência de uma destas duas substâncias. A altura das chaminés, que pode afetar os padrões de dispersão, é fixada em 25 metros. Também existem aproximações quanto às condições climáticas regionais, que podem favorecer ou dificultar a dispersão e o acúmulo nos compartimentos ambientais.

Por sua vez, a CI de ecotoxicidade também avalia o potencial de impacto. Embora a equação de cálculo utilize a concentração ambiental que não resulte em efeitos adversos, o resultado final da CI não indica quanto da capacidade de suporte do ambiente foi ultrapassada. O resultado da ecotoxicidade indica que quanto maior a exposição, maior o potencial de impacto.

Por sua vez, a determinação dos fatores de caracterização para o cálculo da ecotoxicidade também demonstra grande variação espacial devido a questões relacionadas com a volatilidade de substâncias, o compartimento de acúmulo, a lipofilicidade das substâncias e sua biodegradação. De modo geral, a variação espacial dos fatores para a ecotoxicidade em meios aquosos é de 33 unidades entre uma substância semivolátil e não biodegradável emitida no mar Noroeste da Europa e outra substância altamente lipofílica emitida em um rio na Europa Ocidental, por exemplo. Considera-se que os fatores dependentes desenvolvidos para a ecotoxicidade acompanham incertezas consideráveis, que podem ser maiores do que as variações apresentadas pelos próprios fatores. Desta forma, a aplicação destes fatores na ACV pode introduzir uma incerteza do modelo que é muito maior do que a redução da incerteza determinada pela espacialidade (POTTING; HAUSCHILD, 2006). Ou seja, o desenvolvimento de fatores para sítios dependentes, proposta do EDIP2003,

pode trazer mais incertezas do que aqueles elaborados pela versão de 97 para sítios genéricos, mas certamente apresenta incertezas menores do que aquelas apresentadas pelos fatores de sítios específicos.

Por fim, as categorias de impacto relativas à acidificação, à eutrofização terrestre e à formação de ozônio fotoquímico apresentam resultados embasados na comparação entre a capacidade de suporte do compartimento ambiental afetado e as emissões.

Apesar do diferencial positivo, i.e., por avaliar a capacidade de suporte dos ambientes afetados, as aproximações da aplicação dos modelos de dispersão e de concentração das substâncias nos compartimentos ambientais não retratam todos os possíveis efeitos das emissões sobre os compartimentos receptores. Em parte, esta limitação tem relação com o propósito de construção da própria metodologia, uma vez que a abordagem para sítios dependentes (em nível de regiões) não gera fatores tão precisos quanto aqueles que poderiam ser calculados para sítios específicos. Por este motivo, os fatores de caracterização de sítios dependentes apresentam alguns conjuntos de aproximações.

Para determinar os fatores de caracterização que avaliam a acidificação, a eutrofização terrestre e a formação de ozônio fotoquímico, o método utiliza o mesmo modelo - RAINS (*Regional Air Pollution Information and Simulation* – Informação e Simulação da Poluição Aérea Regional) – que combina informação da emissão de níveis regionais com a informação do transporte atmosférico de poluentes para estimar os padrões de deposição e de concentração em comparação com a carga máxima de poluente suportada pelo ambiente (limiar) para a acidificação, a eutrofização e a formação de ozônio troposférico (POTTING; HAUSCHILD, 2006).

As limitações relacionadas ao cálculo dos fatores de caracterização para a eutrofização terrestre estão relacionadas à avaliação de apenas duas substâncias responsáveis por este efeito (NO_x e NH_3 - apesar destas serem as duas principais substâncias de emissões atmosféricas responsáveis pelo fenômeno). Da mesma forma, a eutrofização terrestre é calculada somente para a deposição aérea destas substâncias, ou seja, o método não considera a possível ocorrência de eutrofização terrestre que pode ser causada pelo uso de água eutrofizada, por exemplo. Outra limitação diz respeito à curva de aproveitamento de nitrogênio de cada tipo de planta, pois à medida que a concentração de nitrogênio no solo aumenta, o crescimento de uma espécie é estimulado até que outra espécie passa a se beneficiar mais do aumento posterior da concentração.

Por fim, somente o impacto marginal das emissões responsáveis pela acidificação, eutrofização terrestre e a formação de ozônio fotoquímico é mensurado, isto é, o efeito da poluição de fundo é desconsiderado. Isto decorre de um efeito prático da aplicação da ACV, de mensurar o dano ou o potencial de impacto marginal causado pela emissão. Entretanto, por mais que a contribuição das emissões do processo produtivo seja pequena, ao menos nos países já desenvolvidos, conforme ressaltam Hauschild e Potting (2005), a capacidade de suporte do ambiente deve ser avaliada sempre que a concentração de fundo ultrapassar este limite, tendo como base os princípios defendidos pela sustentabilidade forte, pois a contribuição individual para o alcance destes limites pode significar que os seres humanos ou a própria vegetação já está exposta a níveis muito superiores aos valores padrão.

4.1.5. IMPACT2002+

O IMPACT2002+ é um método de AICV que propõe a implantação combinada de uma abordagem de *midpoint* e de *endpoint*. Em outras palavras, isto significa dizer que enquanto a primeira avalia o potencial de impacto da emissão de uma substância, a última mensura o dano provável da massa emitida. O termo *midpoint* sugere que a avaliação está localizada em um ponto entre a quantificação das emissões e do consumo de recursos, ou seja, entre o ICV e a avaliação do dano (JOLLIET et al., 2003).

No IMPACT2002+, todas as categorias de impacto *midpoint* expressam o valor final da avaliação em relação ao potencial de impacto de uma substância de referência. Na maioria dos casos, as categorias de impacto de *midpoint* utilizam métodos de cálculo já utilizados por outras metodologias, como o CML e o Eco-Indicator99 (JOLLIET et al., 2003).

Por fim, 14 categorias de impacto *midpoint* são conectadas para obter 4 categorias de impacto *endpoint* (JOLLIET et al., 2003).

O diferencial deste método está na avaliação comparativa entre a toxicidade humana e a ecotoxicidade. O manual adianta que os fatores de efeito de ambas as categorias de impacto se baseiam em respostas médias ao invés de premissas de conservação. Estas duas categorias de impacto foram exclusivamente desenvolvidas para o IMPACT2002+, sendo que todas as

demais foram transferidas ou adaptadas dos métodos CML2002 e Eco-Indicator 99 (JOLLIET et al., 2003).

A Figura 10 ilustra como as categorias de impacto *midpoint* são agrupadas para o cálculo das categorias de impacto *endpoint*.

Figura 10. Esquema geral do arranjo das categorias de impacto *midpoint* e *endpoint* (as setas pontilhadas indicam as relações que não foram modeladas para o estabelecimento dos fatores de caracterização devido à existência de incertezas). Fonte: (JOLLIET et al., 2003, p. 324)

4.1.5.1. Avaliação do IMPACT2002+

O gráfico da Figura 11 consolida o resultado final da análise da profundidade de avaliação de impacto das categorias *midpoint* do método de AICV IMPACT2002+, isto é, se as categorias de impacto *midpoint* calculam o potencial de impacto, o dano, ou se avaliam as emissões ou o consumo de recursos em relação à capacidade de suporte do ambiente. A partir desta figura é possível visualizar que a maioria das categorias de impacto avalia o potencial de impacto causado pelos processos produtivos (57%), enquanto aproximadamente um terço das categorias mensuram danos (29%). As demais categorias de impacto quantificam as emissões ou o uso de recursos, ou seja, promovem um inventário do ciclo de vida (7%) ou não apresentam o método de avaliação no manual (7%).

Mais detalhes sobre a avaliação e acerca das informações que embasam estes resultados estão disponíveis no APÊNDICE A.6 – IMPACT 2002+.

Figura 11. Avaliação das categorias de impacto *midpoint* do método IMPACT2002+ sob a ótica da sustentabilidade forte.

Vale ressaltar que o IMPACT2002+ utiliza a metodologia de cálculo dos fatores de caracterização de outros métodos de AICV, sendo assim, os fatores de caracterização das categorias de impacto de *midpoint* que avaliam os efeitos respiratórios, a oxidação

fotoquímica, a radiação ionizante, a depleção da camada de ozônio, a nitrificação e a acidificação terrestres, o uso e ocupação do solo e a extração mineral foram obtidos a partir do método Eco-Indicator 99. É necessário lembrar que o Eco-Indicator 99 disponibiliza três fatores de caracterização distintos para uma mesma CI, baseados em arquétipos sociais cujas perspectivas diferem quanto ao emprego da tecnologia no futuro para resolver os problemas ambientais, assim como as consequências dos impactos ambientais em diferentes escalas de tempo. Por definição, o método IMPACT2002+ escolhe os fatores de caracterização para o cenário igualitário (assume que os problemas podem levar a uma catástrofe em longo prazo, sendo assim, tanto os efeitos prováveis quanto os efeitos provados das emissões são considerados na definição dos fatores de caracterização) para as categorias mencionadas, e também adota a normalização para uma substância de referência (JOLLIET et al., 2003).

Para a CI de mudanças climáticas, os potenciais de aquecimento global do IPCC de 2001 foram adotados, considerando o horizonte de tempo de 500 anos para abranger os efeitos de longo prazo (JOLLIET et al., 2003).

Para avaliar a eutrofização aquática e terrestre, os fatores de caracterização do método CML 2002 são utilizados, sendo que a eutrofização aquática é dividida entre N-limitante e P-limitante, uma vez que as evidências da época começaram a demonstrar que o fósforo era a substância relevante para a eutrofização na maioria dos casos (JOLLIET et al., 2003).

Por fim, os fatores de caracterização para o consumo de energia não renovável são calculados com base no poder calorífico superior (JOLLIET et al., 2003), i.e., a soma da energia liberada na forma de calor e a energia gasta na vaporização da água formada pela queima.

Teoricamente, as categorias de impacto *midpoint* não avaliam os danos causados pelo ciclo de vida do produto, entretanto, quatro das catorze CIs do IMPACT2002+ mensuram danos. As CIs que avaliam os efeitos respiratórios causados pelas emissões, os impactos da radiação ionizante e os impactos da depleção da camada de ozônio na saúde humana, importadas do método Eco-Indicator 99 (respectivamente, Danos à saúde humana causados por efeitos respiratórios; Danos à saúde humana causados por radiação ionizante, e; Danos à saúde humana causados pela depleção da camada de ozônio), avaliam o provável dano ao invés do potencial de impacto, ou seja, são mais profundas na avaliação do que se espera para uma CI do tipo *midpoint*. Por outro lado, esta profundidade na avaliação é compreensível, uma vez que todos os resultados podem ser agrupados sem muita manipulação matemática em

uma informação *endpoint*, já que os resultados destas CIs são mensurados na mesma unidade, em DALY.

Somente 8 das 14 CIs mensuram apenas o potencial de impacto do ciclo de vida do produto e relativizam o resultado em função de uma substância padrão, tornando o resultado em potencial de impacto equivalente. As CIs classificadas nesta categoria são: toxicidade humana, ecotoxicidade aquática de terrestre, acidificação aquática, eutrofização aquática, acidificação/nitrificação terrestre, aquecimento global e extração mineral.

O uso de energia é uma CI *midpoint* do IMPACT2002+, e que foi classificada como inventário do ciclo de vida, pois ela quantifica a quantidade de energia primária, i.e., a quantidade de energia contida nos combustíveis, utilizada no ciclo de vida do produto ao invés de avaliar o potencial de impacto que pode surgir devido à utilização destes recursos. O caso foi diferente com a CI de extração mineral, que mensura o potencial de impacto nas gerações futuras pelo esforço adicional para obter uma quantidade de minérios igual àquela empregada no ciclo de vida, através da quantidade de energia primária adicional necessária para extrair o minério.

Por fim, a CI sobre oxidação fotoquímica não pôde ser avaliada devido à ausência de informação precisa sobre o método de origem. O manual indica o método Eco-Indicator 99 como origem das equações de cálculo, entretanto, nenhuma CI sobre oxidação fotoquímica foi encontrada em seu manual.

O gráfico da Figura 12 consolida o resultado final da análise da profundidade de avaliação de impacto das categorias *endpoint* do método de AICV IMPACT2002+, isto é, se as categorias de impacto *endpoint* calculam o potencial de impacto, o dano, ou se avaliam as emissões ou o consumo de recursos em relação à capacidade de suporte do ambiente. A partir desta figura é possível visualizar que a maioria das categorias de impacto mensura os prováveis danos causados pelo ciclo de vida (50%), enquanto um quarto das categorias mensura o potencial de impacto (25%) e o outro quarto promove um inventário do ciclo de vida (25%).

Mais detalhes sobre a avaliação e acerca das informações que embasam estes resultados estão disponíveis no APÊNDICE A.6 – IMPACT 2002+.

Figura 12. Avaliação das categorias de impacto *endpoint* do método IMPACT2002+ sob a ótica da sustentabilidade forte.

As duas categorias de impacto *endpoint* que mensuram efetivamente o provável dano ambiental (impacto) são as CIs de saúde humana e de qualidade ecossistêmica. O manual não indica claramente qual é o método de integração dos resultados das CIs do tipo *midpoint* em uma categoria final de saúde humana do tipo *endpoint*. A única menção no manual (JOLLIET et al., 2003) afirma que os fatores *midpoint* devem ser multiplicados pelos fatores de dano (*endpoint*).

Embora a Figura 10 indique que seis CIs *midpoint* são integradas para compor a CI *endpoint* de qualidade do ecossistema, somente quatro destas CIs são integradas para a mensuração final. O resultado do potencial de dano ecotóxico aquático é integrado através da extrapolação do resultado *midpoint* de PAF (Fração de espécies provavelmente afetadas) para PDF (Fração de espécies que potencialmente desaparecerão), enquanto as categorias de impacto de *midpoint* relacionadas à acidificação e à nitrificação terrestre, e a ocupação do solo já expressam seus resultados em PDF. Já a contribuição da oxidação fotoquímica e da depleção de ozônio ainda carece de informações científicas que permitam esta conversão.

A CI *endpoint* de mudanças climáticas foi classificada como avaliadora do potencial de impacto, pois o mesmo método de cálculo da CI *midpoint* sobre aquecimento global é utilizado para a CI de *endpoint*. Do ponto de vista do manual, os dados sobre efeitos das mudanças climáticas na saúde humana e na qualidade ecossistêmica não são confiáveis para determinar os danos, sendo assim, o GWP (Potencial de Aquecimento Global) é tido como

suficiente para mensurar o aumento nos impactos em ecossistemas, devido ao aquecimento global.

Por fim, a CI *endpoint* sobre a utilização de recursos foi classificada como “Inventário do Ciclo de Vida”, pois agrega a energia primária perdida pela queima de energias provenientes de fontes não renováveis com a energia primária adicional para extrair um recurso mineral futuramente.

Como a CI do IMPACT2002+ agrupa a energia primária dissipada de fonte não renovável com a energia primária adicional para a extração futura de minério, o método une informação sobre o inventário do ciclo de vida com o potencial de impacto no ambiente (maior demanda por energia futura para exploração de jazidas), sendo assim, há perda de qualidade na informação, que justifica a classificação desta categoria como “Inventário do Ciclo de Vida”. Esta foi a única CI dentre todas as outras já avaliadas pela dissertação que agrupou duas informações de caracteres distintos em uma única informação.

4.1.6. MEErP 2011

O método MEErP (Metodologia para o ecodesign de produtos relacionados³⁴ à energia - *Methodology for Ecodesign of Energy-related Products*) tem como objetivo auxiliar criadores e fabricantes no design de produtos relacionados à energia, de modo que a avaliação dos produtos seja comparada com os critérios de elegibilidade da Diretiva de *Ecodesign* 2009/125/EC da União Europeia, que tem como propósito o estabelecimento de requisitos de *ecodesign* para produtos relacionados à energia, de modo a garantir a livre movimentação destes produtos no mercado europeu (KEMNA et al., 2011).

A avaliação de impacto por este método parte da escolha de indicadores ambientais propostos pela Diretiva de *Ecodesign* 2009/125/EC da União Europeia como uma base para a definição dos limites do sistema, para a resolução de problemas de particionamento (alocação

³⁴ Produtos relacionados à energia são aqueles que efetivamente utilizam energia, ou que podem impactar no uso de energia em geral (e.g., janelas com deficiência de vedação podem impactar no maior uso de aquecedores ou de aparelhos de ar condicionado).

do uso de energia entre os diversos materiais avaliados), dentre outras definições necessárias para o processo de avaliação (KEMNA et al., 2011).

Os indicadores sobre emissões e uso de recursos são utilizados na avaliação de impacto pela aplicação de fatores de ponderação. O manual ressalta que a avaliação de impacto no MEErP deve seguir a legislação da União Europeia baseada nos tratados internacionais (como o protocolo de Quioto, de Montreal, de Estocolmo, dentre outros) ao invés de precedê-los, isto é, a avaliação de impacto fica limitada aos tratados internacionais sobre emissões, sob o argumento que estes estão respaldados em estudos científicos (KEMNA et al., 2011).

4.1.6.1. Avaliação do MEErP

O gráfico da Figura 13 consolida o resultado final da análise da profundidade de avaliação de impacto do método de AICV MEErP, isto é, se as categorias de impacto calculam o potencial de impacto, o dano, ou se avaliam as emissões ou o consumo de recursos em relação à capacidade de suporte do ambiente. A partir desta figura é possível visualizar que a maioria das categorias de impacto realiza apenas um inventário do ciclo de vida (contabiliza os materiais utilizados na produção do produto, as emissões durante o ciclo de vida, as substâncias contaminantes presentes no produto, dentre outros inventários), equivalendo a 88% das CIs deste método, enquanto as demais CIs (12%) avaliam o potencial de impacto resultante do ciclo de vida.

Figura 13. Avaliação das categorias de impacto do método MEERP sob a ótica da sustentabilidade forte.

Mais detalhes sobre a avaliação e acerca das informações que embasam estes resultados estão disponíveis no APÊNDICE A.9 – MEERP.

Dentre todos os métodos avaliados, o MEERP foi o que apresentou o maior número de categorias de impacto que fazem apenas um inventário do ciclo de vida. As CIs que fazem um ICV são: o uso de recursos materiais, de recursos materiais de interesse específico, de materiais reciclados, de recursos energéticos, de recursos hídricos, a geração de resíduos, a emissão de compostos orgânicos voláteis, de poluentes orgânicos persistentes, de metais pesados para a atmosfera, de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, de material particulado, a emissão de metais pesados para a hidrosfera, a emissão de substâncias perigosas e substâncias de nível muito alto de preocupação, dos impactos físicos (considera o nível de potência do som emitido, nível de radiação emitida, e a geração de vibração e de campos eletromagnéticos) e do potencial de eutrofização de emissões aquáticas.

A caracterização desta última CI (potencial de eutrofização de emissões aquáticas) considera os valores de concentração limite da legislação da União Europeia de demandas bioquímica e química de oxigênio, sólidos suspensos, fósforo total e nitrogênio total para o cálculo dos fatores de caracterização usando a massa equivalente do fosfato como uma unidade de referência do cálculo. Mas não demonstra como estas informações são utilizadas para o cálculo dos fatores de caracterização, tampouco discutem os aspectos bioquímicos que envolvem a comparação entre as substâncias eutrofizantes para determinar o potencial de eutrofização. Portanto, foi classificada como uma CI que faz o inventário do ciclo de vida.

Somente as CIs de acidificação e de aquecimento global é que avaliam o potencial de impacto das emissões em função do potencial de uma substância padrão em causar acidificação ou o aquecimento global.

Este método não apresentou nenhuma CI que mensure os prováveis danos ambientais, tampouco que avalie se a capacidade de suporte do ambiente foi superada.

5. DISCUSSÃO

A discussão feita neste capítulo utiliza os resultados obtidos pela avaliação das CIs dos métodos de AICV (Capítulo 4. RESULTADOS) sob o olhar dos princípios da sustentabilidade forte. Para que um método esteja alinhado aos princípios da sustentabilidade forte, os seguintes requisitos devem ser atendidos³⁵:

- (i) o resultado do indicador da CI deve apresentar quanto da capacidade de suporte foi ultrapassada ou não para uma emissão ou um grupo de emissões relacionadas ao ciclo de vida do produto;
- (ii) todas as Categorias de Impacto do método de AICV devem atender ao requisito (i).

Para auxiliar o início da discussão, a Figura 14 sintetiza os resultados obtidos e ilustra em que profundidade as Categorias de Impacto dos métodos de AICV desenvolvidos para o território Europeu avaliam as consequências ambientais relacionadas ao ciclo de vida dos produtos.

³⁵ Mais detalhes sobre a definição destes critérios e sobre a metodologia em si podem ser encontrados nos respectivos capítulos, 2.4 e 3.2.

Figura 14. Profundidade de análise das Categorias de Impacto dos métodos de AICV desenvolvidos para o território Europeu.

A Figura 14 demonstra que apenas os métodos de AICV CML 2002 e EDIP 2003 possuem Categorias de Impacto que avaliam a capacidade de suporte do ambiente. Os demais métodos de AICV avaliados, Eco-Indicator 99, Eco-Points 2006, IMPACT 2002+ e MEErP possuem apenas Categorias de Impacto que avaliam os prováveis danos ambientais (*endpoint*), o potencial de impacto ambiental (*midpoint*) ou apenas fazem um levantamento das emissões e dos recursos associados ao ciclo de vida do produto.

O método que mais possui CIs que avaliam a capacidade de suporte é o método EDIP 2003, cujos 38% das CIs (acidificação, eutrofização terrestre e eutrofização aquática) avaliam a capacidade de suporte do ambiente, enquanto 62% das CIs (Aquecimento Global, Depleção do Ozônio Estratosférico, Formação de Ozônio Fotoquímico, Toxicidade Humana e Ecotoxicidade) mensuram o potencial de impacto ambiental. Afirmar que 38% das CIs deste método avaliam a capacidade de suporte do ambiente equivale a assumir que o requisito (i) [(i) o resultado do indicador da CI deve apresentar quanto da capacidade de suporte foi ultrapassada ou não para uma emissão ou um grupo de emissões relacionadas ao ciclo de vida do produto] da metodologia foi atendido.

Entretanto, não é possível afirmar que o método EDIP 2003 está alinhado à sustentabilidade forte, pois o requisito (ii) da metodologia [todas as Categorias de Impacto do método de AICV devem atender ao requisito (i)] não é atendido, o que fere o segundo

princípio da sustentabilidade forte [de que não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural (COSTANZA; DALY, 1992)], pois se afirmássemos que o EDIP 2003 está alinhado à sustentabilidade forte, estaríamos afirmando que as CIs “mais importantes” para a manutenção do capital natural já estão sendo avaliadas e que os aspectos mensurados por estas CIs poderiam substituir os aspectos mensurados pelas demais CIs no caso da sua exaustão. O que não é possível de acordo com Costanza e Daly (1992).

Em seguida, o segundo e último método que apresentou CIs que avaliam a capacidade de suporte do ambiente foi o método CML 2002 (Figura 14). Entretanto, das vinte e três CIs, apenas uma avalia a ultrapassagem ou não da capacidade de suporte do ambiente (Armalcheiroso), equivalendo a 4% de todas as CIs existentes no método. Da mesma forma que o método EDIP 2003, não é possível afirmar que o método CML 2002 está alinhado à sustentabilidade forte, pois o requisito (ii) da metodologia (todas as Categorias de Impacto do método de AICV devem atender ao requisito (i)) não é atendido, ferindo o segundo princípio da sustentabilidade forte [de que não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural (COSTANZA; DALY, 1992)].

Ou seja, a partir desta breve avaliação é possível obter a primeira conclusão desta dissertação, de que nenhum dos métodos de AICV avaliados está alinhado aos princípios da sustentabilidade forte, pois embora alguns destes métodos (CML 2002 e EDIP 2003) possuam CIs que avaliam a capacidade de suporte do ambiente, atendendo assim ao requisito (i) [baseado no princípio de que as atividades humanas devem ser limitadas pela capacidade de suporte do ambiente (COSTANZA; DALY, 1992)], o requisito (ii) [de que não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural (COSTANZA; DALY, 1992)] não é atendido pelos métodos CML 2002 e EDIP 2003.

Portanto, os métodos de AICV avaliados não são capazes de atender a uma agenda de consumo sustentável, pois não garantem a redução das camadas de informação entre a sociedade e o ambiente conforme preconiza Moran (2011), para garantir o empoderamento social para a mudança do padrão de consumo (THØGERSEN, 2005).

Ou seja, a aplicação destes instrumentos para a avaliação de produtos ou para a formulação de DAPs, além de não resolver o problema da degradação ambiental por serem instrumentos que mensuram a ecoeficiência, cujas melhorias criam um efeito de rebote elevando ainda mais o consumo absoluto de recursos (HANLEY et al., 2009; ALCOTT, 2008; GREENING; GREENE; DIFIGLIO, 2000), demonstra que a responsabilidade para a

redução da degradação ambiental é depositada somente no consumidor (AKENJI, 2014), mantendo assim o sistema de produção e descarte excessivos citados por Fry (2005).

Em segundo lugar, a Figura 14 também demonstra uma grande variação na profundidade de avaliação das consequências ambientais do ciclo de vida dos produtos pelos métodos de AICV. É possível notar que o método CML possui uma grande variação nos tipos de CIs: 4% avaliam a capacidade de suporte do ambiente, enquanto 17% avaliam os prováveis danos ambientais, 52% mensuram o potencial de impacto ambiental, enquanto os restantes 26% se dividem igualmente entre CIs que fazem um inventário do ciclo de vida (13%) ou que não estão presentes no manual do método (13%) (GUINEÉ et al., 2002). A variação apresentada na profundidade de avaliação das CIs do método CML 2002 reflete uma dificuldade de abordar sob o mesmo nível os diversos aspectos ambientais do ciclo de vida de produtos.

Outro método que apresenta CIs de várias profundidades de avaliação dos aspectos ambientais dos produtos é o método IMPACT 2002 + (33% das CIs avaliam os prováveis danos ambientais, enquanto 50% avaliam o potencial de impacto ambiental, seguido por 11% das CIs que fazem um inventário do ciclo de vida e outros 6% cujas metodologias de cálculo não estão disponíveis). Este é um método que claramente expõe em seu manual (JOLLIET et al., 2003) a presença de CIs do tipo *midpoint* antecedendo o cálculo de CIs do tipo *endpoint*. O método IMPACT 2002 +, além de assumir que é possível avaliar o potencial de impacto ambiental de um produto antes de mensurar os prováveis danos (JOLLIET et al., 2003), possui CIs que se desviam do propósito claramente definido na introdução do método. A CI sobre “recursos” que de acordo com o manual seria do tipo *endpoint* foi classificada como inventário do ciclo de vida, pois ela soma a energia primária perdida pela queima de energias provenientes de fontes não renováveis (informação de um ICV) com a energia primária adicional para extrair um recurso mineral futuramente (potencial de impacto futuro devido à exploração do recurso que resulta no maior uso de energia).

Já a CI sobre “ocupação do solo” do método IMPACT 2002+ que de acordo com o manual (JOLLIET et al., 2003) seria do tipo *midpoint*, mensura os danos causados pela ocupação do mesmo. O mesmo ocorre com as CIs sobre “impactos na saúde devido a efeitos respiratórios”, “impactos na saúde devido à radiação ionizante” e “impactos na saúde devido à depleção da camada de ozônio”, que de acordo com o manual seriam *midpoint*, mas de acordo com a avaliação foram classificadas como *endpoint* por mensurarem os danos.

Por fim, a CI sobre a formação de ozônio fotoquímico do método IMPACT 2002+ que de acordo com o manual (JOLLIET et al., 2003) seria do tipo *midpoint*, não estava presente no manual do método Eco-Indicator 99 conforme indicava o manual (JOLLIET et al., 2003).

A Figura 14 também demonstra que de todas as 17 CIs do método MEErP, 88% destas CIs (quinze CIs) apenas fazem um inventário dos recursos utilizados ou das emissões geradas pelo ciclo de vida do produto, enquanto os demais 12% destas CIs (duas CIs) avaliam o potencial de impacto ambiental, ou seja, são do tipo *midpoint*.

Também é possível visualizar que o método Eco-Indicator 99 dedica 67% de suas CIs para a avaliação dos prováveis danos ambientais, enquanto os restantes 33% de CIs avaliam o potencial de impacto ambiental.

Por fim, o método Eco-Factors 2006, orientado à avaliação das metas de emissão do território Suíço teve a maioria de suas CIs (94%) classificadas como avaliadoras do potencial de impacto, enquanto somente 6% de suas CIs (duas CIs) apenas relativizam os valores do inventário.

Estas duas CIs são “Resíduos perigosos em repositórios subterrâneos” e “Resíduos radioativos em repositórios finais”, e foram classificadas como “Relativização da informação” devido ao fato das suas metas não serem definidas com base em requisitos ambientais, tampouco de saúde ou de segurança da população ou da biota³⁶.

Apesar de ser um método orientado a metas, a normalização da ponderação [comparação do fluxo atual (emissão devido à produção do bem) com o fluxo crítico (meta de emissão)] (Equação 1) enquadra qualquer ponderação de uma substância X com a emissão anual total da substância X na Suíça, perdendo referência à capacidade de suporte do ambiente. Se o produto for fabricado em um local onde a capacidade de suporte é ultrapassada, ao normalizar o resultado em um ambiente onde esta emissão não for um problema, o ecofator calculado apresentará um resultado positivo do ponto de vista ambiental.

Concluindo, uma leitura mais detalhada da Figura 14 indica que mesmo para uma agenda da corrente do consumo verde, que aposta na melhoria, na mensuração e na informação da ecoeficiência como o meio para reduzir a degradação ambiental, os métodos de AICV disponíveis para o território europeu possuem desníveis internos em relação à

³⁶ Mais informações sobre estas CIs podem ser obtidas no Capítulo 4.1.3 ou no APÊNDICE A.3 – Eco-Factors 2006.

profundidade de avaliação das consequências ambientais relacionadas ao ciclo de vida do produto, que variam desde a presença majoritária de CIs que apenas inventariam as emissões e os recursos consumidos (MEErP 2011), até métodos cuja mais da metade das CIs mensura os prováveis danos ambientais (Eco-Indicator 99) até métodos de AICV que apresentam todos os tipos possíveis de CIs dentro das classificações criadas por esta dissertação (CML 2002).

Em terceiro lugar, é necessário iniciar uma discussão que não será finalizada nesta dissertação, e que diz respeito à criação de um terceiro critério para indicar se um método está ou não alinhado à sustentabilidade forte: a completude da avaliação dos sistemas ambientais.

Para exemplificar melhor, o Quadro 6 foi elaborado para demonstrar quantas CIs os métodos de AICV CML 2002 e EDIP 2003 se propõem a avaliar, e a partir dele é possível verificar que o método CML 2002 se propõe a avaliar ao menos 12 CIs a mais do que o método EDIP 2003. É possível questionar, caso os autores do método EDIP 2003 (HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006) tenham a intenção de desenvolver um método totalmente alinhado à sustentabilidade forte se, ao tratar de todas as CIs do método CML 2002, por exemplo, a abrangência de todas estas CIs já garantiria a completude da avaliação da sustentabilidade ambiental do produto pelo método.

Entretanto, se utilizássemos o estudo de Rockstrom et al. (2009) como parâmetro para estabelecer um número de CIs que abrangem essa completude, veríamos que seria necessário que o método EDIP 2003 ainda incluía CIs sobre “Perda de biodiversidade”, “Uso de água potável”, “Mudança no uso do solo” e “Carga de aerossóis na atmosfera”. Da mesma forma, questionaríamos se seria necessário incluir as CIs do CML 2002 sobre o incômodo causado por emissões atmosféricas malcheirosas, por exemplo, algo que o estudo de Rockstrom et al. (2009) parece não tratar, mas que pode estar incluído no aspecto “Carga de aerossóis na atmosfera”.

Quadro 6. Profundidade de análise das CIs dos métodos de AICV CML 2002 e EDIP2003.

Tema ambiental avaliado	EDIP 2003	CML 2002
Acidificação terrestre	Capacidade de suporte do ambiente	Potencial de impacto (não deixa claro se é aquática ou terrestre)
Eutrofização terrestre	Capacidade de suporte do ambiente	Potencial de impacto
Ozônio fotoquímico	Capacidade de suporte do ambiente	Potencial de impacto
Ar malcheiroso	Não avalia	Capacidade de suporte do ambiente
Toxicidade humana	Potencial de impacto	Potencial de impacto
Ecotoxicidade terrestre	Potencial de impacto	Potencial de impacto
Ecotoxicidade marinha	Potencial de impacto	Potencial de impacto
Ecotoxicidade da água doce	Potencial de impacto	Potencial de impacto
Eutrofização aquática	Potencial de impacto	Potencial de impacto
Aquecimento global	Potencial de impacto	Potencial de impacto
Ozônio estratosférico	Potencial de impacto	Potencial de impacto
Ecotoxicidade do sedimento de ecossistemas de água doce	Não menciona se inclui	Potencial de impacto
Ecotoxicidade do sedimento de ecossistemas marinhos	Não menciona se inclui	Potencial de impacto
Depleção de recursos abióticos	Não avalia	Potencial de impacto
Acidificação aquática	Não avalia	Potencial de impacto (não deixa claro se é aquática ou terrestre)
Disputa por espaço	Não avalia	Impacto no ambiente
Perda de biodiversidade	Não avalia	Impacto no ambiente

Tema ambiental avaliado	EDIP 2003	CML 2002
Perda da função de suporte à vida	Não avalia	Impacto no ambiente
Calor residual	Não avalia	Inventário do Ciclo de Vida
Barulho	Não avalia	Inventário do Ciclo de Vida
Impactos da radiação ionizante	Não avalia	Impacto no ambiente
Vítimas	Não avalia	Inventário do Ciclo de Vida
Dessecação	Não avalia	Não avalia
Água malcheirosa	Não avalia	Não avalia
Depleção de recursos bióticos	Não avalia	Não avalia

Por fim, é possível supor a afirmação de que até mesmo as CIs que avaliam a capacidade de suporte do ambiente, i.e., alinhadas ao conceito de sustentabilidade forte, não fazem uma avaliação completa da capacidade de suporte do ambiente.

Como exemplo, a CI que avalia a ecotoxicidade nos ecossistemas marinho, terrestre e aquático no método EDIP 2003 fornece fatores de caracterização que são genéricos a um sítio. Ou seja, possuem uma abrangência regional. Isto significa afirmar que as possíveis especificidades de ecossistemas de pouco extensão territorial não são capturadas pelos modelos utilizados pela CI. Da mesma forma, somente as consequências sobre a exposição a substâncias específicas são utilizadas pelos modelos que calculam os fatores de caracterização. A complexidade da mensuração da ecotoxicidade aumenta se considerarmos que o efeito conjunto das substâncias ecotóxicas também tem relevância para a intoxicação de organismos vivos (HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006).

Por este motivo, é questionável e necessário investigar quais aspectos ambientais relacionados ao ciclo de vida de um produto garantem esta completude, ou até mesmo se é necessário partir para uma abordagem semelhante que é feita pelo método Eco-Factors 2006 (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009), no qual cada substância química ou grupo de substâncias químicas (e.g., Compostos Orgânicos Voláteis ou Poluentes Orgânicos Persistentes) é avaliada, ou se é mais interessante partir para uma avaliação da ultrapassagem

da capacidade de suporte dos diferentes sistemas ambientais como fez Rockstrom et al. (2009) ao demonstrar que os aspectos ambientais gerados por nossas atividades ultrapassam a capacidade de suporte do planeta Terra em relação à perda de biodiversidade, ao ciclo do nitrogênio e no caso das mudanças climáticas.

Concluindo, é necessário garantir a completude para evitar que modelos que avaliam a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente de poucos sistemas ambientais se autointitulem como métodos alinhados à sustentabilidade forte.

Por fim, o último aspecto que cabe ser discutido diz respeito ao formato de apresentação do resultado final das CIs que mensuram a capacidade de suporte do ambiente, i.e., às unidades de medida das CIs.

Geralmente, as CIs de *midpoint* mensuram o potencial de impacto fazendo equivaler o potencial de alteração de uma condição ambiental de uma emissão ao potencial de uma substância equivalente que interfira na mesma condição ambiental (que resulta em uma unidade de medida de kg_{EQ} da substância de referência), enquanto as CIs de *endpoint* informam o provável dano ambiental (que resulta na indicação do provável dano, como o tempo de vida humana perdido, o número de espécies provavelmente afetadas, dentre outros).

As unidades de medida das CIs que avaliam a capacidade de suporte do ambiente são apresentadas no Quadro 7. Este quadro demonstra que a CI “Ar malcheiroso” do método CML 2002, alinhada à sustentabilidade forte, informa a quantidade de ar contaminado em relação ao limiar de percepção de odor. Da mesma forma, as CIs do método EDIP 2003 que avaliam a capacidade de suporte para a acidificação e a eutrofização terrestre informam a área total sujeita a risco de impacto ambiental, na qual as emissões atmosféricas causaram a superação do limiar ambiental para a acidificação ou para a eutrofização do solo.

Quadro 7. Unidades de medida e resultados finais das CIs, dos métodos de AICV CML 2002 e EDIP2003, que avaliam a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente.

Tema ambiental avaliado	CML 2002	EDIP 2003
Ar malcheiroso	[m ³] - Quantidade de ar contaminado em relação ao limiar de percepção	-
Acidificação Terrestre	-	[m ²] - Área total sujeita a risco de impacto ambiental, na qual as emissões atmosféricas causaram a superação do limiar ambiental para a acidificação do solo
Eutrofização Terrestre	-	[m ²] - Área total sujeita a risco de impacto ambiental, na qual as emissões atmosféricas causaram a superação do limiar ambiental para a eutrofização do solo
Ozônio Fotoquímico	-	[m ² ou nº de pessoas] - Área de vegetação ou o número de pessoas que foram expostos a níveis acima dos níveis máximos de exposição ao ozônio

Ou seja, a partir da Quadro 7 é possível verificar que a unidade de medida e o resultado final das CIs que mensuram a capacidade de suporte do ambiente dos métodos CML 2002 e EDIP 2003 permitem o entendimento da superação da capacidade de suporte do ambiente, pois indicam a quantidade de uma unidade física exposta à superação da capacidade de suporte do ambiente (e.g., m² de vegetação, número de pessoas, m³ de ar).

Somente como ponto de discussão para futuros trabalhos, seria interessante que as unidades de medida das futuras CIs que avaliam a ultrapassagem da capacidade de suporte pudessem informar de imediato quanto da capacidade do ambiente foi superada, agregando mais informações. E.g., nos casos em que a modelagem dos fatores de caracterização inclui a avaliação espaço temporal da emissão, transporte, concentração e exposição a uma substância, a unidade de medida poderia refletir a área ou quantidade de espécies ou de seres humanos expostos às concentrações limites por um tempo determinado. Desta forma, saberemos por quanto tempo um grupo de pessoas, espécies ou uma área ficou exposta às concentrações superiores às de referência.

Entretanto, alguns temas ambientais possuem somente um aspecto temporal, a exemplo da depleção dos recursos abióticos, para os quais certamente este critério dificilmente poderá ser aplicado.

Se as CIs dos métodos de AICV não tornarem as unidades de medida inteligíveis, correremos o risco de reduzir o entendimento dos resultados da AICV, com perdas da apreensão social dos problemas ambientais. Ou seja, os instrumentos de AICV, dadas todas as limitações discutidas aqui e nos manuais dos métodos de AICV existentes, correm o risco de não facilitar a ultrapassagem das camadas de informação entre a sociedade e a natureza conforme preconiza Moran (2011).

No que diz respeito ao argumento de MORAN (2011) de que a sociedade se distanciou da natureza, dificultando a apreensão das limitações impostas à sociedade, e que a sociedade passa a criar instrumentos que muitas vezes podem conter camadas indesejáveis à leitura social dos problemas ambientais, vale lembrar que AICV é um instrumento criado pela sociedade, e que este instrumento contém, além das limitações sobre o que é avaliado, uma série de restrições que limitam a apuração daquilo que se propõem a fazer.

Outro exemplo de limitações da AICV é de que os fatores de caracterização são estáticos, enquanto os fenômenos naturais variam no espaço e no tempo. Por este motivo, uma emissão X terá uma superação ρ na concentração em uma área Z no verão, enquanto a mesma emissão X terá uma superação β na concentração na mesma área Z se a emissão for feita no inverno. Além da influência das estações do ano, eventos meteorológicos como a precipitação, inversões atmosféricas ou a ocorrência de neve ou geada podem alterar as concentrações, ajudando ou dificultando a dispersão dos poluentes e, conseqüentemente, a superação ou não da capacidade de suporte do ambiente.

Se supuser que um método de AICV seja capaz de avaliar a capacidade de suporte de todos os aspectos ambientais afetados pelas emissões do ciclo de vida de um produto, ainda assim esta avaliação conteria as limitações descritas acima, que dificultariam nossa apreensão social das consequências ambientais relacionadas ao consumo. Estas limitações não seriam ultrapassadas nem mesmo com a existência de fatores de caracterização atualizados em tempo real, pois após a emissão existem grandes incertezas sobre as futuras condições meteorológicas, por exemplo. Sem contar nos altíssimos custos envolvidos no desenvolvimento de ferramentas com tamanha exatidão.

6. CONCLUSÃO

O objetivo principal desta dissertação foi avaliar se e como os métodos de AICV disponíveis para o território europeu estão alinhados aos princípios da sustentabilidade forte ou da sustentabilidade fraca.

Em posse destas informações, esta dissertação também se propôs a discutir se os métodos alinhados a um ou outro princípio da sustentabilidade eram capazes de atender às possíveis demandas de uma política de consumo sustentável forte que necessite de informações sobre a sustentabilidade ambiental de um produto.

O último objetivo secundário desta dissertação foi contribuir no estabelecimento de critérios para uma metodologia capaz de avaliar se os métodos de AICV estão alinhados às correntes da sustentabilidade forte ou fraca.

A avaliação do alinhamento dos métodos de AICV foi feita com base em dois critérios definidos a partir dos princípios da sustentabilidade forte. O Quadro 8 apresenta os princípios utilizados como guias para a definição dos critérios de avaliação.

Quadro 8. Critérios de avaliação dos métodos de AICV formulados a partir dos princípios da sustentabilidade forte.

Princípio	Critério de avaliação
(a) As atividades humanas devem ser limitadas à capacidade de suporte do ambiente (COSTANZA; DALY, 1992)	(i) O resultado do indicador da Categoria de Impacto deve apresentar quanto da capacidade de suporte foi ultrapassada ou não para uma emissão ou um grupo de emissões relacionadas ao ciclo de vida do produto
(b) Não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural (COSTANZA; DALY, 1992)	(ii) Todas as Categorias de Impacto do método de AICV devem atender ao requisito (i)

O critério (ii) de avaliação tem como objetivo garantir que um método de AICV não tenha CIs que não estejam alinhadas ao critério (i) [CIs avaliadoras da ecoeficiência (*midpoint* ou *endpoint*)] ao mesmo tempo em que afirma ser um método de AICV alinhado à sustentabilidade forte. Pois, conforme atesta o segundo princípio da sustentabilidade forte (b), não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural, tampouco pelo capital produzido. Se existirem CIs avaliadoras da ecoeficiência e CIs alinhadas ao critério (i) em um método que afirme estar alinhado aos princípios da sustentabilidade forte, estaríamos afirmando que as CIs mais importantes para a redução da degradação ambiental [alinhadas ao critério (i)] já garantem a avaliação completa da sustentabilidade ambiental do produto, pois o capital natural mensurado por elas poderá futuramente substituir o capital natural perdido das CIs que avaliam a ecoeficiência. Como o princípio (b) atesta que não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural e o capital produzido, pois a extinção de uma espécie não pode desfeita a partir do uso de outro elemento do capital natural, tampouco com o uso do capital manufaturado, esta afirmação seria uma falácia.

A partir dos critérios elencados acima, todas as CIs dos métodos de AICV disponíveis para o território europeu foram avaliadas e constatou-se que somente dois (CML 2002 e EDIP 2003) dos seis métodos (CML 2002, Eco-Indicator 99, Eco-Factors 2006, EDIP 2003, IMPACT2002+ e MEErP) de AICV possuem alguma CI cujo resultado final indica uma avaliação da capacidade de suporte do ambiente. No método CML 2002 somente a CI “Ar malcheiroso” indica quanto da capacidade de suporte foi superada. Da mesma forma, o fazem as CIs “Acidificação Terrestre”, “Eutrofização Terrestre” e “Ozônio Fotoquímico” do método EDIP 2003.

Apesar da existência de CIs que atendam ao critério (i) (o resultado do indicador da CI deve apresentar quanto da capacidade de suporte foi ultrapassada ou não para uma emissão ou um grupo de emissões relacionadas ao ciclo de vida do produto) de avaliação, o critério (ii) (todas as Categorias de Impacto do método de AICV devem atender ao requisito (i)) não é atendido, indicando que estes métodos não estão alinhados à sustentabilidade forte, embora possuam CIs que avaliem a capacidade de suporte do ambiente.

Ou seja, conclui-se que os métodos Eco-Indicator 99, Eco-Factors 2006, IMPACT2002+ e MEErP 2011 não estão alinhados à sustentabilidade forte, pois não

cumprem os requisitos (i) e (ii), da mesma forma que os métodos CML 2002 e EDIP 2003, embora algumas de suas CIs atendam ao critério (i).

Isso nos permite afirmar que os métodos de AICV avaliados não estão aptos a atender a uma demanda da corrente do consumo sustentável por informações ambientais sobre produtos, pois os métodos não atendem aos requisitos (a) e (b) da sustentabilidade forte. Estes métodos de AICV possuem capacidade reduzida de ultrapassar as camadas de informação criadas no espaço deixado pelo distanciamento entre o homem e a natureza, pois não apuram informações sobre a capacidade de suporte do ambiente.

Portanto, a avaliação de produtos por estes instrumentos ou para a formulação de DAPs não faz parte de uma agenda de consumo alinhada à corrente do consumo sustentável, pois estes instrumentos avaliam a ecoeficiência dos produtos, cuja abordagem é reconhecida por poder criar um efeito de rebote que eleva ainda mais o consumo absoluto dos recursos (HANLEY et al., 2009; ALCOTT, 2008; GREENING; GREENE; DIFIGLIO, 2000). A adoção destes métodos por políticas de consumo também demonstram que a responsabilidade para a redução da degradação ambiental é depositada somente no consumidor (AKENJI, 2014), sem alterar a estrutura do sistema de produção e descarte excessivos citado por Fry (2005).

Também se concluiu que mesmo os métodos de AICV alinhados aos princípios da sustentabilidade fraca, reconhecidos por mensurar a ecoeficiência dos produtos pelas abordagens *midpoint* (potencial de impacto) ou *endpoint* (prováveis danos), possuem desníveis internos em relação à profundidade de avaliação das consequências ambientais relacionadas ao ciclo de vida do produto. Estes desníveis variam desde a presença majoritária de CIs que apenas inventariam as emissões e os recursos consumidos (MEErP 2011), até métodos cuja mais da metade das CIs mensura os prováveis danos ambientais (Eco-Indicator 99), ou que apresentam todos os tipos possíveis de CIs dentro das classificações criadas (CIs de capacidade de suporte, de prováveis danos ambientais, de potencial de impacto e de inventário do ciclo de vida) por esta dissertação (CML 2002).

A terceira conclusão desta dissertação fecha o objetivo de estabelecer critérios para uma metodologia que possa ser utilizada para avaliar se os métodos de AICV estão alinhados aos princípios da sustentabilidade forte. Além dos critérios (i) e (ii), propõe-se que os métodos de AICV sejam avaliados a partir de um terceiro critério: (iii) completude da avaliação dos sistemas ambientais.

O terceiro critério é importante para evitar que métodos com um número reduzido de CIs afirmem que estão alinhados à sustentabilidade forte, sem avaliar aspectos ambientais que possam ser importantes para a redução da degradação ambiental. Da mesma forma que o critério (ii) obriga que todas as CIs avaliem a capacidade de suporte do ambiente, deixar de contemplar alguma CI em um método de AICV que afirme estar alinhado à sustentabilidade forte seria o mesmo que afirmar que o capital natural das CIs presentes no método é capaz de substituir o capital natural não mensurado por nenhuma CI. Esta afirmação seria uma falácia, pois não está de acordo com o princípio (b) da sustentabilidade forte [Não há substitutabilidade completa entre os diferentes elementos do capital natural (COSTANZA; DALY, 1992)].

Embora o objetivo dessa dissertação não seja discutir qual é o número ideal de CIs e quais seriam os aspectos ambientais que devem ser mensurados, uma discussão prévia foi feita a partir das CIs existentes nos métodos CML 2002 e EDIP 2003. Foi possível constatar que o método CML 2002 propõe-se a avaliar ao menos 12 CIs a mais do que o método EDIP2003. Portanto, se assumirmos hipoteticamente que o método CML 2002 possui todas as CIs que devem ser avaliadas para garantir a sustentabilidade ambiental de um produto, além de reformular as CIs atuais para avaliar a capacidade de suporte do ambiente, o método EDIP 2003 precisaria incorporar 12 novas CIs que mensuram a capacidade de suporte do ambiente.

Recomenda-se que as CIs que mensurem a capacidade de suporte do ambiente utilizem uma unidade de medida que indique quanto da capacidade de suporte do ambiente foi superada. Uma possibilidade seria indicar a área ou unidade de espécies ou de indivíduos de espécies sujeitos a concentrações acima da capacidade de suporte do ambiente por determinado período de tempo. Nos casos em que os fenômenos não têm variação espaço temporal, e.g. a depleção dos recursos abióticos, pode-se utilizar o tempo de vida útil das reservas obtido a partir da divisão entre a taxa de depleção do recurso pelas reservas financeira e tecnicamente viáveis de serem exploradas.

Por fim, deve-se ter em mente que os métodos da AICV são instrumentos que visam ampliar o conhecimento sobre a nossa relação com a natureza, portanto, estes métodos e suas CIs não devem criar novas camadas de informação entre a sociedade e a natureza à medida que avaliam as consequências ambientais relacionadas ao ciclo de vida dos produtos.

É questionável se a criação de métodos de AICV que avaliem a capacidade de suporte do ambiente não é estimulada devido à forte presença de agendas de política de consumo

alinhadas ao consumismo verde (consumo verde ou consumo sustentável fraco), algo que esta dissertação não se propôs a investigar. Entretanto, é possível afirmar que a promoção do consumo sustentável (consumo sustentável forte) dependerá de métodos de AICV capazes de reduzir as camadas de informação entre a sociedade e a natureza de modo a revelar quanto do nosso padrão de consumo ultrapassa ou não a capacidade de suporte do ambiente, seja para a indicação ou para desenvolvimento de produtos menos agressivos ao ambiente, associados a mudanças nas práticas de consumo.

Conceitualmente, os métodos de AICV avaliados dedicam-se somente à avaliação do potencial de impacto ou à quantificação dos prováveis danos, estando, portanto, alinhados ao conceito de sustentabilidade fraca, pois seus resultados podem ser utilizados para comparar a ecoeficiência de produtos, sem discutir qual dos produtos ultrapassa mais a capacidade de suporte dos ambientes afetados pelo ciclo de vida de ambos.

Considerando que a ACV é uma ferramenta que se dedica a avaliar todos os aspectos ambientais de um produto e que pode existir a demanda por informações pela corrente teórica do consumo sustentável, recomenda-se a utilização da nomenclatura ASCV (Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida) para os métodos cujas Categorias de Impacto mensurem a ultrapassagem da capacidade de suporte do ambiente para os diversos temas ambientais relacionados ao ciclo de vida do produto.

Existem dois ganhos à adoção desta nova nomenclatura. Primeiro pela manutenção da ferramenta ACV, mas com a existência de métodos claramente dedicados à AICV ou à ASCV. Em segundo lugar, evitar-se-iam erros conceituais devido à existência de métodos de “AICV” com todas as suas Categorias de Impacto dedicadas à avaliação da capacidade de suporte do ambiente.

Também se recomenda que os métodos orientados à meta indiquem o resultado final das CIs de quanto da capacidade de suporte do ambiente foi excedida e que as metas tenham relação com os princípios da sustentabilidade forte.

7. REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ISO/TR 14025**: Rótulos e declarações ambientais: Rotulagem ambiental Tipo III: Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2001.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ISO 14021**: Rótulos e Declarações Ambientais: Auto-Declarações Ambientais: Rotulagem Ambiental Tipo II. Rio de Janeiro, 2004a.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ISO 14024**: Rótulos e declarações ambientais: Rotulagem Ambiental Tipo I: Princípios e Procedimentos. Rio de Janeiro, 2004b.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ISO/TR 14025**: Rótulos e declarações ambientais: Rotulagem ambiental Tipo III: Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2006.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ISO 14040**: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ISO 14044**: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

AKENJI, L.; BENGTSSON, M. **Is the Customer Really King? Stakeholder Analysis for Sustainable Consumption and Production Using the Example of the Packaging Value Chain, in Sustainable Consumption and Production in the Asia- Pacific Region: Effective Responses in a Resource Constrained World**. Institute for Global Environmental Strategy, Hayama, pp. 23-46, 2010.

AKENJI, L. Consumer scapegoatism and limits to green consumerism. **Journal of Cleaner Production**, v. 63, p. 13–23, 2014.

AKERLOF, G. A. The Market for “Lemons”: Quality Uncertainty and the Market Mechanism. **Quarterly Journal of Economics**, v. 84, n. 3, p. 488–500, 1970.

ALCOTT, B. The sufficiency strategy: Would rich-world frugality lower environmental impact? **Ecological Economics**, v. 64, n. 4, p. 770–786, 2008.

AYRES, R. U.; BERGH, J. C. J. M. VAN DEN; GOWDY, J. M. Strong versus weak sustainability: Economics, natural sciences, and “consilience”. **Environmental Ethics**, v. 23, p. 155–168, 2001.

BALLARD, D. Using learning processes to promote change for sustainable development. **Action Research**, v. 3, n. 2, p. 135–156, 2005.

BJØRN, A.; HAUSCHILD, M. Z. Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 7, p. 1005–1018, 2015.

CHEHEBE, J. R. **Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1997.

COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural Capital and Sustainable Development. **Conservation Biology**, v.6, n.1, p.37-46, 1992.

CLAPP, J. **Distancing of Waste: Overconsumption in a Global Economy**. Peterborough, Trent University, International Political Economy Centre, 2002. Disponível em: < <http://www.trentu.ca/org/tipec/clapp10.pdf>>.

DANIEL, J.; VELDEERS, G. Halocarbon Scenarios, Ozone Depletion Potentials, and Global Warming Potentials. **Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2006**, p. 8.1–8.39, 2006.

DEL BORGHI, A. LCA and communication: Environmental Product Declaration. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 2, p. 293–295, 2013.

DERWENT, R. G. et al. Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 14-15, p. 2429–2441, 1998.

EASTERBY-SMITH, M. et al. **Management Research: An Introduction**. [s.l.] SAGE Publications, 2008.

ECOLABEL INDEX, 2016. **Ecolabels Tracking**. Disponível em: <<http://www.ecolabelindex.com/>>. Acesso em: 01 mar de 2016.

EUROPEAN COMMISSION. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment**. European Commission, 2010.

EUROPEAN COMMISSION. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context**. European Commission, 2011.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643–653, 2009.

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FRISCHKNECHT, R. et al. Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 20, n. 2, p. 159–189, 2000.

FRISCHKNECHT, R.; STEINER, R.; JUNGBLUTH, N. The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA. **Environmental Studies No. 0906**, p. 188, 2009.

FRY, T. Contra uma teoria essencialista de necessidade: algumas considerações para a teoria do design. **Revista Design em Foco**, Salvador, v. 2, n. 01, p. 63-77, 2005.

FUCHS, D. A.; LOREK, S. Sustainable consumption governance: A history of promises and failures. **Journal of Consumer Policy**, v. 28, n. 3, p. 261–288, 2005.

GOEDKOOOP, M.; SPRIENSMA, R. **The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Report**. Ministry of Housing, Spatial

Planning and the Environment, Amersfoort, 2001. Disponível em: < https://www.pre-sustainability.com/download/EI99_annexe_v3.pdf >.

GOEDKOOP, M. et al. **ReCiPe 2008. A LCIA method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Amersfoort, 2013. Disponível em: <http://www.pre-sustainability.com/download/misc/ReCiPe_main_report_final_27-02-2009_web.pdf>.

GOODLAND, R.; DALY, H. Environmental Sustainability: Universal and Non-Negotiable. **Ecological Applications**, v. 6, n. 4, p. 1002–1017, 1996.

GREENING, L. A.; GREENE, D. L.; DIFIGLIO, C. Energy efficiency and consumption - the rebound effect - a survey. **Energy Policy**, v. 28, n. 6-7, p. 389–401, 2000.

GUINEÉ et al. **Life cycle assessment - An operational guide to the ISO standards. Part 2B - Operational Annex**. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, 2002. Disponível em: <<http://media.leidenuniv.nl/>>.

HANLEY, N. et al. Do increases in energy efficiency improve environmental quality and sustainability? **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 692–709, 2009.

HAUSCHILD, M. Z.; POTTING, J. J. Background for spatial differentiation in LCA impact assessment - The EDIP2003 methodology. Danish Ministry of the Environment, **Environmental News**, N. 80, p. 195, 2005. Disponível em: < <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-579-4/pdf/87-7614-580-8.pdf> >.

HEIJUNGS, R. et al. **Environmental Life Cycle Assessment of Products - Vol 2: Backgrounds**. Centre of Environmental Science, Leiden, 1992.

HOBSON, K. Competing Discourses of Sustainable Consumption: Does the “Rationalisation of Lifestyles” Make Sense? **Environmental Politics**, v. 11, n. 2, p. 95–120, 2002.

HOFSTETTER, P. **Perspectives in Life Cycle Impact Assessment**. New York: Springer Science+ Business Media, 1998.

HOLMBERG, J. The ecological footprint from a systems perspective of sustainability. **International Journal of Sustainable Development and World Ecology**, v. 6, p.17-33, 1999.

HORNE, R.E. Limits to labels: The role of eco-labels in the assessment of product sustainability and routes to sustainable consumption. **International Journal of Consumer Studies**, v. 33, p. 175–182, 2009.

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

IBÁÑEZ-FORÉS, V. et al. Environmental product declarations: Exploring their evolution and the factors affecting their demand in Europe. **Journal of Cleaner Production**, v. 116, p. 157-169, 2015.

INGWERSEN, W. W.; STEVENSON, M. J. Can we compare the environmental performance of this product to that one? An update on the development of product category rules and future challenges toward alignment. **Journal of Cleaner Production**, v. 24, p. 102–108, 2012.

JOLLIET, O. et al. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 6, p. 324–330, 2003.

JORGENSEN, A. Consumption and Environmental Degradation: A Cross-National Analysis of the Ecological Footprint. **Social Problems**, v. 50, n. 3, p. 374–394, 2003.

KEMNA, et al. **MEErP 2011 - Methodology for Ecodesign of Energy-related Products. Part 1: Methods**. European Commission, 2011.

LEITÃO, M. P. **Rotulagem Ecológica e o Direito do Consumido à Informação**. [s.l.] VERBO JURIDICO, 2013.

LINDEIJER, E. Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, n. 4, p. 313–319, 2000.

LIPOVETSKY, G. **A felicidade paradoxal: ensaio sobre a sociedade de hiperconsumo**. São Paulo: Companhia das Letras, 2007.

LOREK, S.; FUCHS, D. Strong sustainable consumption governance - Precondition for a degrowth path? **Journal of Cleaner Production**, v. 38, p. 36–43, 2013.

LOWE, I. Producing a better world: Theory, education, and consulting. **The American Behavioral Scientist**, v. 42, n. 3, p. 531–538, 1998.

MACKENZIE, D. The green consumer. **Food Policy**, v. 15, n. 6, p. 461–466, 1990.

MINKOV, N. et al. Type III Environmental Declaration Programmes and harmonization of product category rules: Status quo and practical challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 236–246, 2015.

MORAN, E.F. **Meio ambiente e ciências sociais: interações homem-ambiente e sustentabilidade**. São Paulo: Senac, 2011.

OECD. **Towards Sustainable Household Consumption? Trends and Policies in OECD Countries**. **OECD Observer**, [s.l.: s.n.], 2002. Disponível em: <<http://www.oecd.org/dataoecd/28/49/1938984.pdf>>.

OERS, L.V. et al. **Abiotic resource depletion in LCA**. Road and Hydraulic Engineering Institute, 2002.

PEARCE, D.W.; ATKINSON, G.D. Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of "weak" sustainability. **Ecological Economics**, v. 8, n. 2, p. 103–108, 1993.

POTTING, J. J.; HAUSCHILD, M. Z. Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment. **International Journal of Life-Cycle Assessment**, v. 11, n. 1, p. 11–13, 2006.

PRINCEN, T. Principles for sustainability: From cooperation and efficiency to sufficiency. **Global Environmental Politics**, v. 3, n. 1, p. 33–50, 2003.

ROCKSTROM, J. et al. A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 7263, p. 472–475, 2009.

RØPKE, I. Theories of practice - New inspiration for ecological economic studies on consumption. **Ecological Economics**, v. 68, n. 10, p. 2490–2497, 2009.

RUTISHAUSER, B. V et al. Comparative analysis of estrogenic activity in sewage treatment plant effluents involving three in vitro assays and chemical analysis of steroids. **Environmental toxicology and chemistry / SETAC**, v. 23, n. 4, p. 857–864, 2004.

SAMPIERI, R. H.; COLLADO, C. F.; LUCIO, P. B. **Metodologia de pesquisa**. São Paulo: MacGraw-Hill, 2006.

SELLERS, R. Would you Pay a Price Premium for a Sustainable Wine? The Voice of the Spanish Consumer. **Agriculture and Agricultural Science Procedia**, v. 8, p. 10–16, 2016.

SONNEMANN, G. et al. From a critical review to a conceptual framework for integrating the criticality of resources into Life Cycle Sustainability Assessment. **Journal of Cleaner Production**, (article in press), 2015.

SPAARGAREN, G. Theories of practices: Agency, technology, and culture. Exploring the relevance of practice theories for the governance of sustainable consumption practices in the new world-order. **Global Environmental Change**, v. 21, n. 3, p. 813–822, 2011.

SPANGENBERG, J. H.; LOREK, S. Environmentally sustainable household consumption: from aggregate environmental pressures to priority fields of action. **Ecological Economics**, v. 43, p. 127–140, 2002.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, J.; MCNEILL, J.R. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature? **Ambio**, v. 36, n. 8, p. 614–621, 2007.

THØGERSEN, J. How may consumer policy empower consumers for sustainable lifestyles? **Journal of Consumer Policy**, v. 28, n. 2, p. 143–177, 2005.

UN - United Nations. **Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development**. New York: United Nations, 1992.

UN - United Nations. **Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development**. New York: United Nations, 2003.

VITOUSEK, P. M. et al. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494–499, 1997.

WCED. **The Brundtland report: "Our common future"**. [s.l: s.n.], 1987. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07488008808408783>>.

APÊNDICE A – AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE AICV

APÊNDICE A.1 – CML 2002	139
APÊNDICE A.2 – Eco-Indicator 99	161
APÊNDICE A.3 – Eco-Factors 2006	176
APÊNDICE A.4 – EDIP 2003	213
APÊNDICE A.6 – IMPACT 2002+	228
APÊNDICE A.9 – MEErP 2011	251

APÊNDICE A.1 – CML 2002

Categoria de impacto: Depleção de recursos abióticos
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>Abiotic Depletion Potential</i> (Baseado nas últimas reservas e na taxa de extração)
<p>Método de cálculo:</p> $ADP_{fossilenergy} = \frac{DR_{fossilenergy}}{(R_{fossilenergy})^2} \times \frac{(R_{antimony})^2}{DR_{antimony}} \quad (\text{OERS et al., 2002})$ $abiotic\ depletion = \sum_i ADP_i \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>ADPi = depleção do recurso abiótico <i>i</i>;</p> <p>DR = “taxa de desacumulo” (<i>De-accumulation rate</i>);</p> <p>R = reserva atual (<i>ultimate reserve</i>);</p> <p><i>fossilenergy</i> = é o recurso que está sendo avaliado no momento; pode ser qualquer outro recurso;</p> <p><i>antimony</i> = elemento químico (recurso) para o qual tudo é relativizado em função da sua reserva e “taxa de desacumulo”;</p> <p><i>m_i</i> = massa do recurso <i>i</i> que está sendo avaliado.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>É o potencial de depleção abiótico de todos os recursos utilizados, considerando as reservas em relação ao uso anual, relativizado (caracterização) em função das reservas e uso anual do antimônio.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Esgotamento dos recursos;</p> <p>2- Relativização em relação à depleção da reserva de antimônio considerando sua extração anual.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
Referências:

(GUINEÉ et al., 2002; OERS et al., 2002)

Categoria de impacto: Depleção de recursos bióticos
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Additional</i> (não tem <i>Baseline</i> , tampouco <i>Alternative</i>)
Nome do método de caracterização: <i>Reserves and deaccumulation rates</i>
Método de cálculo: Parte 2B comenta que o método será inserido no espaço reservado do manual, entretanto, o material não foi encontrado, tampouco qualquer referência para documento externo.
Variáveis envolvidas: Não disponível.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Não disponível.
Camadas de Informação: Não disponível.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Não disponível.
Referências: (GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Disputa por terra (espaço)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>Unweighted aggregation (agregação sem ponderação)</i>
Método de cálculo: $increase\ of\ land\ competition = a \times t \times 1$ (GUINEÉ et al., 2002)
Variáveis envolvidas: <i>Increase of land competition</i> = aumento na competição por áreas; a = área (m^2); t = tempo de ocupação (anos).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Uso da terra pelo tempo de ocupação; Quanto maior o tempo de ocupação de uma

mesma área, maior o aumento da competição por uso da terra. Provavelmente (não está claro), o modelo considera que com o passar dos anos a ocupação ao redor aumenta.
Camadas de Informação: Redução na disponibilidade de terra para outras atividades.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <u>Impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.</u>
Referências: (GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Perda de biodiversidade
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Alternative</i> (não tem <i>Baseline</i>)
Nome do método de caracterização: <i>Statistical measure of species density</i>
Método de cálculo: $S_{map} - S_{ref\ cell} = \alpha * LOG(A_{map}/A_{ref\ cell})$ (LINDEIJER, 2000) $EC_{BD} = A * (\alpha_{ini} - \alpha_{fin}) / \alpha_{ref}$ $EO_{BD} = A * t * (\alpha_{ref} - \alpha_{act}) / \alpha_{ref}$ (LINDEIJER, 2000)
Variáveis envolvidas: S = diversidade (número ou riqueza) de espécies de plantas vasculares; A = área; alfa = diversidade de espécies na área; map = situação na área de mapeamento na qual os dados estão sendo coletados; refcell = célula referência de mapeamento de 1m ² que contém 10 espécies (S _{refcell} = 10, A _{refcell} = 1).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Comparação entre a diversidade de espécies de plantas vasculares antes e depois da alteração de uso da área ou da ocupação.
Camadas de Informação: Redução ou aumento na diversidade de plantas vasculares em uma área depois da alteração ou ocupação.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

<u>Impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.</u>
Referências: (LINDEIJER, 2000)

Categoria de impacto: Perda da função de suporte à vida
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Alternative</i> (não tem <i>Baseline</i>)
Nome do método de caracterização: <i>Net Primary Production</i> (Produção primária líquida)
Método de cálculo: $EC_{LS} = A \cdot (fNPP_{ini} - fNPP_{fin})$ $EO_{LS} = A \cdot t \cdot (fNPP_{ref} - fNPP_{act})$ (LINDEIJER, 2000)
Variáveis envolvidas: C = change; O = occupation; ref = local com as mesmas características, mas sem ocupação; fNPP = produção primária líquida livre (inicial, final, referência e alterada ou ocupada); A = área; t = tempo.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Comparação entre a produção primária do solo antes e depois da alteração de uso do solo ou da ocupação.
Camadas de Informação: Redução na produção primária de uma área.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <u>Impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.</u>
Referências: (LINDEIJER, 2000)

Categoria de impacto: Dessecação (<i>desiccation</i>)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Manual comenta que existe esta categoria de impacto, porém, não há nenhuma informação disponível, tampouco referências para documentos externos.
Nome do método de caracterização: Não disponível.
Método de cálculo: Não disponível.
Variáveis envolvidas: Não disponível.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Não disponível.
Camadas de Informação: Não disponível.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Não disponível.
Referências: (GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Mudanças Climáticas
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: GWP100 - Potencial de Aquecimento Global
Método de cálculo: $GWP_x(t') = \frac{\int_0^{t'} F_x \exp\left(-t/\tau_x\right) dt}{\int_0^{t'} F_{CO_2} R(t) dt} \quad (\text{DANIEL; VELDER, 2006})$ $climate\ change = \sum_i GWP_{a,i} \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
Variáveis envolvidas: F_{CO_2} = forçante radiativa do CO_2 ($W/m^2.kg$); F_x = forçante radiativa do gás x ; $R(t)$ = função de resposta para o decaimento de um pulso instantâneo de CO_2 ; $\exp(-t/\tau_x)$ = "função" de decaimento exponencial do gás x , determinado pelo tempo de

<p>resposta de $\dot{f}ix$.</p> <p>GWP = potencial de aquecimento global da substância i;</p> <p>m_i = massa da emissão do poluente i;</p> <p><i>climate change</i> = GWP da substância i equivalente ao GWP do CO₂.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de aquecimento global de uma substância equivalente ao potencial de aquecimento global do CO₂.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento no potencial de aquecimento global (conforme o manual define, é o impacto das emissões humanas na forçante radiativa da atmosfera);</p> <p>2 - Relativização em relação ao GWP do CO₂.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(DANIEL; VELDERS, 2006; GUINEÉ et al., 2002)</p>

Categoria de impacto: Ozônio estratosférico
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: ODP - <i>ozone depletion potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $ODP_i = \frac{\text{global } O_3 \text{ loss due to unit mass emission of } i}{\text{global } O_3 \text{ loss due to unit mass emission of CFC-11}} \quad (\text{DANIEL; VELDERS, 2006})$ $\text{ozone depletion} = \sum_i ODP_{\infty_j} \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>ODP = Potencial de depleção de ozônio;</p> <p><i>Global O₃ loss due to unit mass emission of i</i> = perda global do O₃ devido à emissão de uma unidade de massa da substância i;</p> <p><i>Global O₃ loss due to unit mass emission of CFC-11</i> = perda global do O₃ devido à emissão de uma unidade de massa de CFC-11;</p>

m_i = massa da emissão do poluente i ; <i>ozone depletion</i> = ODP da substância i equivalente ao ODP do CFC11.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Potencial de depleção de ozônio de uma substância equivalente ao potencial de depleção de ozônio do CFC11.
Camadas de Informação: 1 - Aumento no potencial de depleção da camada de ozônio; 2 - Relativização em relação ao ODP do CFC11.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <u>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</u> 2 - Relativização da informação.
Referências: (DANIEL; VELDERS, 2006; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Toxicidade humana
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>HTP - Human toxicity potential</i> (infinito e global)
Método de cálculo: $RCR_{human,x,s,e} = \sum_{r=1}^{r=n} \frac{PDI_{r,x,s,e}}{HLV_{r,x}} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$ $\text{Weighted } RCR_{i,x,e} = \sum_{c/s=1}^{c/s=n} RCR_{i,x,e,c/s} \times W_{i,c/s} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$ $TP_{i,x,e} = \frac{\text{Weighted } RCR_{i,x,e}}{\text{Weighted } RCR_{ref}} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$ $human \text{ toxicity} = \sum_i \sum_{ecom} HTP_{ecom,i} \times m_{ecom,i} \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
Variáveis envolvidas: $RCR_{x,c,e}$ = razão de caracterização de risco; $PDI_{r,x,s,e}$ = admissão diária prevista (<i>predicted daily intake</i>) via a rota de exposição r (oral ou respiratória), da substância x para humanos na escala geográfica s , após a emissão no compartimento e ;

<p>HLV_{r,x} = valor limite para humanos para a rota de exposição <i>r</i> e para a substância <i>x</i>;</p> <p>Weighted RCR_{i,x,e} = razão ponderada de caracterização do risco da categoria de impacto <i>i</i>, para a substância <i>x</i>, devido à emissão no compartimento <i>e</i>;</p> <p>RCR_{i,x,e,c/s} = razão de caracterização de risco (compartimento <i>c</i> ou escala geográfica <i>s</i>);</p> <p>W_{i,c/s} = fator de ponderação específico do impacto;</p> <p>TP_{i,x,e} = potencial de toxicidade da categoria de impacto <i>i</i> para a substância <i>x</i> após a emissão no compartimento <i>e</i>;</p> <p>Weighted RCR_{ref} = razão de caracterização de risco ponderada para a categoria de impacto <i>i</i> para o 1,4-DCB após a emissão para o compartimento de referência <i>e</i>;</p> <p><i>Human toxicity</i> = toxicidade humana;</p> <p>HTP_{ecom,i} = potencial de toxicidade humana para a substância <i>i</i> emitida no compartimento <i>ecom</i> (atmosfera, água doce, ambiente marinho, solo cultivado ou solo industrial);</p> <p>m_{ecom,i} = massa da emissão <i>i</i> para o compartimento <i>ecom</i>.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de toxicidade aos seres humanos devido à emissão de uma substância, equivalente ao potencial de toxicidade da substância 1,4-DCB.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Potencial de contaminação dos seres humanos em relação ao valor de referência;</p> <p>2 - Relativização em relação à HTP do 1,4-DCB (diclorobenzeno).</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HUIJBREGTS et al., 2000; GUINEÉ et al., 2002)</p>

Categoria de impacto: Ecotoxicidade de ecossistemas de água doce
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>FAETP - freshwater aquatic ecotoxicity potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $RCR_{x,c,e} = \frac{PEC_{x,c,e}}{PNEC_{x,c}} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$

$$\text{Weighted RCR}_{i,x,e} = \sum_{c/s=1}^{c/s=n} \text{RCR}_{i,x,e,c/s} \times W_{i,c/s} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$$

$$\text{TP}_{i,x,e} = \frac{\text{Weighted RCR}_{i,x,e}}{\text{Weighted RCR}_{\text{ref}}} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$$

$$\text{fresh water aquatic ecotoxicity} = \sum_i \sum_{ecom} \text{FAETP}_{ecom,i} \times m_{ecom,i} \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$$

Variáveis envolvidas:

$\text{RCR}_{x,c,e}$ = razão de caracterização de risco;

PEC = concentração ambiental prevista;

PNEC = concentração prevista para que não ocorram efeitos;

(da substância x , para o compartimento c , devido à emissão no compartimento e);

$\text{Weighted RCR}_{i,x,e}$ = razão de caracterização do risco ponderada da categoria de impacto i , para a substância x , devido à emissão no compartimento e ;

$\text{RCR}_{i,x,e,c/s}$ = razão de caracterização de risco (compartimento c ou escala geográfica s);

$W_{i,c/s}$ = fator de ponderação específico do impacto;

$\text{TP}_{i,x,e}$ = potencial de toxicidade da categoria de impacto i para a substância x após a emissão no compartimento e ;

$\text{Weighted RCR}_{\text{ref}}$ = razão de caracterização de risco ponderada para a categoria de impacto i para o 1,4-DCB após a emissão para o compartimento de referência e ;

freshwater aquatic ecotoxicity = ecotoxicidade de ecossistemas de água doce;

$\text{FAETP}_{ecom,i}$ = potencial de toxicidade de ecossistemas de água doce para a substância i emitida no compartimento *ecom* (atmosfera, água doce, ambiente marinho, solo cultivado ou solo industrial);

$m_{ecom,i}$ = massa da emissão i para o compartimento *ecom*.

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Potencial de toxicidade a um compartimento (marinho, de água doce, sedimento marinho, sedimento de água doce) devido à emissão de uma substância, equivalente ao potencial de toxicidade da substância 1,4-DCB.

Camadas de Informação:

- 1 - Potencial de contaminação do compartimento em relação ao valor de referência;
- 2 - Relativização em relação à FAETP do 1,4-DCB (diclorobenzeno).

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

- 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;

2 - Relativização da informação.

Referências:

(HUIJBREGTS et al., 2000; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Ecotoxicidade de ecossistemas marinhos

Método avaliado (*Baseline/Alternative/Additional/Variant*): *Baseline*

Nome do método de caracterização: MAETP - marine aquatic ecotoxicity potential

Método de cálculo:

$$RCR_{x,c,e} = \frac{PEC_{x,c,e}}{PNEC_{x,c}} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$$

$$\text{Weighted } RCR_{i,x,e} = \sum_{c/s=1}^{c/s=n} RCR_{i,x,e,c/s} \times W_{i,c/s} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$$

$$TP_{i,x,e} = \frac{\text{Weighted } RCR_{i,x,e}}{\text{Weighted } RCR_{ref}} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$$

$$marine\ aquatic\ ecotoxicity = \sum_i \sum_{ecom} MAETP_{ecom,i} \times m_{ecom,i} \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$$

Variáveis envolvidas:

$RCR_{x,c,e}$ = razão de caracterização de risco;

PEC = concentração ambiental prevista;

$PNEC$ = concentração prevista para que não ocorram efeitos;

(da substância x , para o compartimento c , devido à emissão no compartimento e);

$\text{Weighted } RCR_{i,x,e}$ = razão de caracterização do risco ponderada da categoria de impacto i , para a substância x , devido à emissão no compartimento e ;

$RCR_{i,x,e,c/s}$ = razão de caracterização de risco (compartimento c ou escala geográfica s);

$W_{i,c/s}$ = fator de ponderação específico do impacto;

$TP_{i,x,e}$ = potencial de toxicidade da categoria de impacto i para a substância x após a emissão no compartimento e ;

$\text{Weighted } RCR_{ref}$ = razão de caracterização de risco ponderada para a categoria de impacto i para o 1,4-DCB após a emissão para o compartimento de referência e ;

marine aquatic ecotoxicity = ecotoxicidade de ecossistemas marinhos;

$MAETP_{ecom,i}$ = potencial de ecotoxicidade de ecossistemas marinhos para a substância i emitida no compartimento *ecom* (atmosfera, água doce, ambiente marinho, solo cultivado ou solo industrial);

$m_{ecom,i}$ = massa da emissão i para o compartimento $ecom$.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Potencial de toxicidade a um compartimento (marinho, de água doce, sedimento marinho, sedimento de água doce) devido à emissão de uma substância, equivalente ao potencial de toxicidade da substância 1,4-DCB.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de contaminação do compartimento em relação ao valor de referência; 2 - Relativização em relação à MAETP do 1,4-DCB (diclorobenzeno).
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: ((HUIJBREGTS et al., 2000; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Ecotoxicidade de ecossistemas terrestres
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>TAETP - Terrestrial ecotoxicity potential</i>
Método de cálculo: $RCR_{x,c,e} = \frac{PEC_{x,c,e}}{PNEC_{x,c}} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$ $\text{Weighted } RCR_{i,x,e} = \sum_{c/s=1}^{c/s=n} RCR_{i,x,e,c/s} \times W_{i,c/s} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$ $TP_{i,x,e} = \frac{\text{Weighted } RCR_{i,x,e}}{\text{Weighted } RCR_{ref}} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$ $terrestrial \text{ ecotoxicity} = \sum_i \sum_{ecom} TETP_{ecom,i} \times m_{ecom,i} \text{ (GUINEÉ et al., 2002)}$
Variáveis envolvidas: $RCR_{x,c,e}$ = razão de caracterização de risco; PEC = concentração ambiental prevista; $PNEC$ = concentração prevista para que não ocorram efeitos; (da substância x , para o compartimento c , devido à emissão no compartimento e); $\text{Weighted } RCR_{i,x,e}$ = razão de caracterização do risco ponderada da categoria de impacto i , para a substância x , devido à emissão no compartimento e ;

<p>$RCR_{i,x,e,c/s}$ = razão de caracterização de risco (compartimento c ou escala geográfica s);</p> <p>$W_{i,c/s}$ = fator de ponderação específico do impacto;</p> <p>$TP_{i,x,e}$ = potencial de toxicidade da categoria de impacto i para a substância x após a emissão no compartimento e;</p> <p>Weighted RCR_{ref} = razão de caracterização de risco ponderada para a categoria de impacto i para o 1,4-DCB após a emissão para o compartimento de referência e;</p> <p><i>terrestrial ecotoxicity</i> = ecotoxicidade de ecossistemas terrestres;</p> <p>$TAETP_{ecom,i}$ = potencial de ecotoxicidade de ecossistemas terrestres para a substância i emitida no compartimento <i>ecom</i> (atmosfera, água doce, ambiente marinho, solo cultivado ou solo industrial);</p> <p>$m_{ecom,i}$ = massa da emissão i para o compartimento <i>ecom</i>.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de toxicidade ao compartimento terrestre devido à emissão de uma substância, equivalente ao potencial de toxicidade da substância 1,4-DCB.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Potencial de contaminação do compartimento em relação ao valor de referência;</p> <p>2 - Relativização em relação à $TAETP$ do 1,4-DCB (diclorobenzeno).</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HUIJBREGTS et al., 2000; GUINEÉ et al., 2002)</p>

Categoria de impacto: Ecotoxicidade do sedimento de ecossistemas de água doce
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>FSETP - Freshwater sediment ecotoxicity potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $RCR_{x,c,e} = \frac{PEC_{x,c,e}}{PNEC_{x,c}} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$ $\text{Weighted } RCR_{i,x,e} = \sum_{c/s=1}^{c/s=n} RCR_{i,x,e,c/s} \times W_{i,c/s} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$

$TP_{i,x,e} = \frac{\text{Weighted RCR}_{i,x,e}}{\text{Weighted RCR}_{ref}} \quad (\text{HUIJBREGTS et al., 2000})$ $fresh\ water\ sediment\ ecotoxicity = \sum_i \sum_{ecom} FSETP_{ecom,i} \times m_{ecom,i} \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>$RCR_{x,c,e}$ = razão de caracterização de risco;</p> <p>PEC = concentração ambiental prevista;</p> <p>PNEC = concentração prevista para que não ocorram efeitos;</p> <p>(da substância x, para o compartimento c, devido à emissão no compartimento e);</p> <p>Weighted $RCR_{i,x,e}$ = razão de caracterização do risco ponderada da categoria de impacto i, para a substância x, devido à emissão no compartimento e;</p> <p>$RCR_{i,x,e,c/s}$ = razão de caracterização de risco (compartimento c ou escala geográfica s);</p> <p>$W_{i,c/s}$ = fator de ponderação específico do impacto;</p> <p>$TP_{i,x,e}$ = potencial de toxicidade da categoria de impacto i para a substância x após a emissão no compartimento e;</p> <p>Weighted RCR_{ref} = razão de caracterização de risco ponderada para a categoria de impacto i para o 1,4-DCB após a emissão para o compartimento de referência e.</p> <p><i>Freshwater sediment ecotoxicity</i> = ecotoxicidade do sedimento de ecossistemas de água doce;</p> <p>$FSETP_{ecom,i}$ = potencial de ecotoxicidade do sedimento de ecossistemas de água doce para a substância i emitida no compartimento <i>ecom</i> (atmosfera, água doce, ambiente marinho, solo cultivado ou solo industrial);</p> <p>$m_{ecom,i}$ = massa da emissão i para o compartimento <i>ecom</i>.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de toxicidade aos sedimentos de água doce devido à emissão de uma substância, equivalente ao potencial de toxicidade da substância 1,4-DCB.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Potencial de contaminação do compartimento em relação ao valor de referência;</p> <p>2 - Relativização em relação à FSETP do 1,4-DCB (diclorobenzeno).</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - <u>Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</u></p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p>

(HUIJBREGTS et al., 2000; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Ecotoxicidade do sedimento de ecossistemas marinhos
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>MSETP = Marine sediment ecotoxicity potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $RCR_{x,c,e} = \frac{PEC_{x,c,e}}{PNEC_{x,c}} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$ $\text{Weighted } RCR_{i,x,e} = \sum_{c/s=1}^{c/s=n} RCR_{i,x,e,c/s} \times W_{i,c/s} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$ $TP_{i,x,e} = \frac{\text{Weighted } RCR_{i,x,e}}{\text{Weighted } RCR_{ref}} \text{ (HUIJBREGTS et al., 2000)}$ $marine\ sediment\ ecotoxicity = \sum_i \sum_{ecom} MSETP_{ecom,i} \times m_{ecom,i} \text{ (GUINEÉ et al., 2002)}$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>$RCR_{x,c,e}$ = razão de caracterização de risco;</p> <p>PEC = concentração ambiental prevista;</p> <p>PNEC = concentração prevista para que não ocorram efeitos;</p> <p>(da substância x, para o compartimento c, devido à emissão no compartimento e);</p> <p>Weighted $RCR_{i,x,e}$ = razão de caracterização do risco ponderada da categoria de impacto i, para a substância x, devido à emissão no compartimento e;</p> <p>$RCR_{i,x,e,c/s}$ = razão de caracterização de risco (compartimento c ou escala geográfica s);</p> <p>$W_{i,c/s}$ = fator de ponderação específico do impacto;</p> <p>$TP_{i,x,e}$ = potencial de toxicidade da categoria de impacto i para a substância x após a emissão no compartimento e;</p> <p>Weighted RCR_{ref} = razão de caracterização de risco ponderada para a categoria de impacto i para o 1,4-DCB após a emissão para o compartimento de referência e;</p> <p><i>Marine sediment ecotoxicity</i> = ecotoxicidade do sedimento de ecossistemas marinhos;</p> <p>$MSETP_{ecom,i}$ = potencial de ecotoxicidade do sedimento de ecossistemas marinhos para a substância i emitida no compartimento <i>ecom</i> (atmosfera, água doce, ambiente marinho, solo cultivado ou solo industrial);</p> <p>$m_{ecom,i}$ = massa da emissão i para o compartimento <i>ecom</i>.</p>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Potencial de toxicidade aos sedimentos marinhos devido à emissão de uma substância, equivalente ao potencial de toxicidade da substância 1,4-DCB.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de contaminação do compartimento em relação ao valor de referência; 2 - Relativização em relação à MSETP do 1,4-DCB (diclorobenzeno).
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (HUIJBREGTS et al., 2000; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Formação de foto-oxidante
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Baseline
Nome do método de caracterização: <i>POCP - Photochemical Ozone Creation Potential</i>
Método de cálculo: $POCP_i = \frac{\text{Ozone increment with the } i\text{th hydrocarbon}}{\text{Ozone increment with ethylene (ethene)}} \times 100 \quad (\text{DERWENT et al., 1998})$ $\text{oxidant formation} = \sum_i POCP_i \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
Variáveis envolvidas: POCP = Potencial de formação de ozônio fotoquímico; <i>Ozone increment with ith hydrocarbon</i> = incremento de ozônio devido à emissão do n-ésimo hidrocarboneto; <i>Ozone increment with ethylene</i> = incremento de ozônio devido à emissão de etileno; <i>i</i> = substância emitida; <i>m_i</i> = massa da substância <i>i</i> emitida.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Potencial de criação de ozônio fotoquímico em relação ao potencial de criação de ozônio fotoquímico do etileno (<i>kg ethylene equivalent</i>).
Camadas de Informação:

1 - Aumento do potencial de formação de foto-oxidantes que resultará em impactos ambientais;
2 - Relativização do potencial de criação de ozônio da substância em relação ao potencial de criação de ozônio do etileno.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:
1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;
2 - Relativização da informação.
Referências:
(DERWENT et al., 1998; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Acidificação
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Alternative
Nome do método de caracterização: <i>AP - Acidification Potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $\eta(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{\nu}{M(\text{kg} \cdot \text{mol}^{-1})} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $AP_i = \frac{\eta_i(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})}{\eta_{\text{SO}_2}(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $X + \dots \rightarrow \nu \text{H}^+ + \dots \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $\text{acidification} = \sum_i AP_i \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>n (mol/kg) = número de íons de H⁺ que pode ser produzido por mol de substância;</p> <p>ν = coeficiente estequiométrico (número de mols de H⁺);</p> <p>M = massa molar (kg/mol) da substância <i>X</i> (obs.: unidade dimensional correta de massa molar é o "g/mol");</p> <p>AP_{<i>i</i>} = potencial de acidificação da substância <i>i</i> (número de íons de H⁺ que pode ser produzido por mol da substância <i>i</i> em relação ao número de íons de H⁺ que pode ser produzido por mol de SO₂);</p> <p>Acidification = Potencial de acidificação caracterizado (kg SO₂ eq).</p>

<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de criação de íons de H⁺ da substância i em relação ao potencial de criação de íons de H⁺ do SO₂.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento no potencial de acidificação do ambiente no qual ocorreu a emissão;</p> <p>2 - Relativização do potencial de criação de H⁺ da substância em relação ao potencial de criação de H⁺ do SO₂.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HEIJUNGS et al., 1992) e (GUINEÉ et al., 2002)</p>

Categoria de impacto: Eutrofização (terrestre e aquática)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Baseline
Nome do método de caracterização: <i>generic EP - generic eutrophication potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $NP_i = \frac{v_i/M_i}{v_{PO_4^{3-}}/M_{PO_4^{3-}}} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $nutrification = \sum_i NP_i \times m_i \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $eutrophication = \sum_i EP_i \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>NP_i = potencial de nitrificação da substância i;</p> <p>v_i = biomassa equivalente em Nitrogênio da substância i;</p> <p>M_i = quantidade da substância i;</p> <p>$v_{PO_4^{3-}}$ = biomassa equivalente em Nitrogênio do fosfato;</p> <p>$M_{PO_4^{3-}}$ = quantidade de fosfato;</p> <p><i>nutrification</i> = potencial de nitrificação;</p> <p><i>eutrophication</i> = potencial de eutrofização (PO₄³⁻ eq).</p>

<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de eutrofização (terrestre e aquática) da substância <i>i</i> em relação ao potencial de eutrofização do fosfato.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento no potencial de eutrofização (terrestre e aquática) do ambiente no qual ocorreu a emissão;</p> <p>2 - Relativização do potencial eutrofização da substância <i>i</i> em relação ao potencial de eutrofização do fosfato.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HEIJUNGS et al., 1992; GUINEÉ et al., 2002)</p>

Categoria de impacto: Calor residual
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>unweighted aggregation of energy</i>
<p>Método de cálculo:</p> <p>Fator de caracterização é igual a 1.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Nenhuma.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Quantidade de energia perdida como calor.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Inventário do Ciclo de Vida.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Inventário do Ciclo de Vida.</p>
<p>Referências:</p> <p>(GUINEÉ et al., 2002)</p>

Categoria de impacto: Ar malcheiroso
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>

Nome do método de caracterização: <i>Inverse OTC - inverse odour threshold value</i>
Método de cálculo: $malodorous\ air = \sum_i \frac{m_{i,air}}{OTV_{i,air}} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $odour = \sum_i 1/OTV_i \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
Variáveis envolvidas: $OTV_{i,air}$ = limiar de percepção de odor da substância <i>i</i> (kg/m ³); $m_{i,air}$ = massa da substância <i>i</i> emitida para o ar (kg);
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Quantidade de ar contaminado em relação ao limiar de percepção (m ³).
Camadas de Informação: Capacidade de suporte do ambiente em decorrência da emissão de substâncias odoríferas.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Capacidade de suporte do ambiente em decorrência das ações humanas.
Referências: (HEIJUNGS et al., 1992; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Água malcheirosa
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): Manual comenta que existe esta categoria de impacto, porém, não há nenhuma informação disponível, tampouco referências para documentos externos.
Nome do método de caracterização: Não disponível.
Método de cálculo: Não disponível.
Variáveis envolvidas: Não disponível.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Não disponível.
Camadas de Informação: Não disponível.

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Não disponível.
Referências: (GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Barulho
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>unweighted aggregation of sound</i>
Método de cálculo: Fator de caracterização é igual a 1.
Variáveis envolvidas: Nenhuma.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Emissão de som para o ambiente (Pa ² .s).
Camadas de Informação: Inventário do Ciclo de Vida.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Inventário do Ciclo de Vida.
Referências: (GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Impactos da radiação ionizante
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: <i>ionising radiation damage factors</i>
Método de cálculo: DamageFactor = ExposureFactor . EffectFactor . DALYsFactor (FRISCHKNECHT et al., 2000) $DALYs = YLD + YLL$ (FRISCHKNECHT et al., 2000) $radiation = \sum_{ecomp} \sum_i DamageFactor_{ecomp,i} \times a_{ecomp,i}$ (GUINEÉ et al., 2002)

<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>ExposureFactor (man.Sv/kBq) = dose coletada de radiação em humanos pelo lançamento de material radioativo ;</p> <p>EffectFactor = efeito esperado devido à exposição;</p> <p>DALYsFactor (anos) = anos de vida de incapacidade ajustados (<i>disability adjusted life years</i>);</p> <p>YLD = anos vividos com invalidez;</p> <p>YLL = anos de vida perdidos;</p> <p>DamageFactor (anos/kBq)= caracterização da substância <i>i</i> emitida para o compartimento <i>ecom</i>;</p> <p>$a_{ecom,i}$ = atividade da substância <i>i</i> emitida para o compartimento <i>ecom</i>;</p> <p>radiation = danos causados a humanos pela radiação ionizante.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Danos à saúde humana considerando o tempo de vida vivido com deficiência causada pela radiação e o tempo de vida perdido, ambos mensurados em anos.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Quantificação do impacto na saúde humana.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.</p>
<p>Referências:</p> <p>(FRISCHKNECHT et al., 2000; GUINEÉ et al., 2002)</p>

Categoria de impacto: Vítimas
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i>
Nome do método de caracterização: unweighted aggregation of victims
<p>Método de cálculo:</p> <p>Fator de caracterização é igual a 1.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Nenhuma.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Quantidade de vítimas.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Inventário do Ciclo de Vida.</p>

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

Inventário do Ciclo de Vida.

Referências:

(GUINEÉ et al., 2002)

APÊNDICE A.2 – Eco-Indicator 99

Equação geral do modelo de concentração
$F = M/T = a \cdot A \cdot PEC$ (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001) <p>Adaptação da equação ao multiplicar os dois lados por T:</p> $M = a \cdot PEC \cdot A \cdot T$ (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001)
Variáveis envolvidas: F = fluxo [kg/anos]; M = massa [kg]; T = tempo [anos]; a = constante do modelo, determinado pelo EUSES [m/ano]; A = área [m ²]; PEC = Concentração ambiental prevista (<i>Predicted Environmental Concentration</i>) [kg/m ³].
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: A massa está causando uma concentração sobre uma área por um período de tempo. Como o dano é proporcional à concentração, pode-se dizer que a massa está causando um dano sobre uma determinada área, durante certo período de tempo.
Referências: (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001)

Categoria de impacto: Danos à saúde humana causados por substâncias carcinogênicas
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): Baseline (só existe um método)
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: $D_c = \sum_{ijk} [I_{ij} \cdot F_{ijk} \cdot E_{ikm,c} \cdot DALYs_{m,c}]$ (HOFSTETTER, 1998)

$DALY_m = YLL_m + YLD_m$ (HOFSTETTER, 1998)
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p><i>D</i> = outcome of the damage assessment for human or ecological health measured in the respective damage units (here DALYs for human health);</p> <p><i>DALYs</i> = Disability Adjusted Life Years, used as metric for the damage to human health;</p> <p><i>E</i> = effect factor;</p> <p><i>F</i> = fate factor;</p> <p><i>I</i> = environmental intervention per functional unit [e g , kg];</p> <p><i>c</i> = index for the three cultural perspectives (individualists, egalitarians and hierarchists);</p> <p><i>i</i> = index for substance;</p> <p><i>j</i> = index for compartment;</p> <p><i>k</i> = index for exposure path;</p> <p><i>m</i> = index for endpoint.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Danos causados à saúde humana (anos de vida perdidos) pela emissão do poluente <i>I</i>, calculados pela exposição humana às emissões acumuladas em um compartimento ambiental (<i>F</i> - fate and exposure), considerando os efeitos esperados à exposição (<i>E</i>), ajustados para anos de vida perdidos (DALYs).</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Quantificação do impacto na saúde humana.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HOFSTETTER, 1998; GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001)</p>

Categoria de impacto: Danos à saúde humana causados por efeitos respiratórios
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: $D_c = \sum_{ijk} [I_{ij} \cdot F_{ijk} \cdot E_{ikm,c} \cdot DALY_{sm,c}] \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$ $DALY_m = YLL_m + YLD_m \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$
Variáveis envolvidas: <i>D = outcome of the damage assessment for human or ecological health measured in the respective damage units (here DALYs for human health);</i> <i>DALYs = Disability Adjusted Life Years, used as metric for the damage to human health;</i> <i>E = effect factor;</i> <i>F = fate factor;</i> <i>I = environmental intervention per functional unit [e g , kg];</i> <i>c = index for the three cultural perspectives (individualists, egalitarians and hierarchists);</i> <i>i = index for substance;</i> <i>j = index for compartment;</i> <i>k = index for exposure path;</i> <i>m = index for endpoint.</i>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Danos causados à saúde humana (anos de vida perdidos) pela emissão do poluente <i>I</i> , calculados pela exposição humana às emissões acumuladas em um compartimento ambiental (<i>F</i> - <i>fate and exposure</i>), considerando os efeitos esperados à exposição (<i>E</i>), ajustados para anos de vida perdidos (DALYs).
Camadas de Informação: Quantificação do impacto na saúde humana.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.
Referências:

(HOFSTETTER, 1998; GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)

Categoria de impacto: Danos à saúde humana causados pelas mudanças climáticas
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só existe um método)
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: $D_c = \sum_{ijkm} [I_{ij} \cdot F_{ijk} \cdot E_{ikm,c} \cdot DALYs_{m,c}] \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$ $DALY_m = YLL_m + YLD_m \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$
Variáveis envolvidas: <i>D</i> = outcome of the damage assessment for human or ecological health measured in the respective damage units (here DALYs for human health); <i>DALYs</i> = Disability Adjusted Life Years, used as metric for the damage to human health; <i>E</i> = effect factor; <i>F</i> = fate factor; <i>I</i> = environmental intervention per functional unit [e g , kg]; <i>c</i> = index for the three cultural perspectives (individualists, egalitarians and hierarchists); <i>i</i> = index for substance; <i>j</i> = index for compartment; <i>k</i> = index for exposure path; <i>m</i> = index for endpoint.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Danos causados à saúde humana (anos de vida perdidos) pela emissão de GEEs, calculados pela exposição humana aos danos causados pelo acúmulo desses gases na atmosfera global (<i>F</i> - fate and exposure), considerando os efeitos esperados decorrentes das mudanças climáticas (<i>E</i>), ajustados para anos de vida perdidos (DALYs).
Camadas de Informação: Quantificação do impacto na saúde humana.

<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HOFSTETTER, 1998; GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)</p>
<p>Categoria de impacto: Danos à saúde humana causados por radiação ionizante</p>
<p>Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i></p>
<p>Nome do método de caracterização: Nome não disponível.</p>
<p>Método de cálculo:</p> <p>DamageFactor = ExposureFactor . EffectFactor . DALYsFactor (FRISCHKNECHT et al., 2000)</p> <p>DALYs = YLD + YLL (FRISCHKNECHT et al., 2000)</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>ExposureFactor (man.Sv/kBq) = dose coletada de radiação em humanos pelo lançamento de material radioativo ;</p> <p>EffectFactor = efeito esperado devido à exposição;</p> <p>DALYsFactor (anos) = anos de vida de inabilidade ajustados (disability adjusted life years);</p> <p>YLD = anos vividos com invalidez;</p> <p>YLL = anos de vida perdidos;</p> <p>DamageFactor (anos/kBq)= caracterização da substância i emitida.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Danos à saúde humana considerando o tempo de vida vivido com deficiência causada pela radiação e o tempo de vida perdido, ambos mensurados em anos.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Quantificação do impacto na saúde humana.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.</p>

Referências:

(FRISCHKNECHT et al., 2000; GOEDKOOPT; SPRIENSMA, 2001).

Comentários:

Este método considerou somente os impactos na saúde humana causados pela radiação, ou seja, não leva em consideração os impactos destas emissões nos demais compartimento (impactos na biota ou acúmulo no solo, água, etc.). O estudo teve como base a emissão "normal" de radiação pelas usinas nucleares francesas e desconsiderou as emissões acidentais.

Categoria de impacto: Danos à saúde humana causados pela depleção da camada de ozônio

Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): *Baseline (só existe um método)*

Nome do método de caracterização: Nome não disponível.

Método de cálculo:

$$D_c = \sum_{ijkm} [I_{ij} \cdot F_{ijk} \cdot E_{ikm,c} \cdot DALY_{sm,c}] \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$$

$$DALY_m = YLL_m + YLD_m \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$$

Variáveis envolvidas:

D = outcome of the damage assessment for human or ecological health measured in the respective damage units (here DALYs for human health);

DALYs = Disability Adjusted Life Years, used as metric for the damage to human health;

E = effect factor;

F = fate factor;

I = environmental intervention per functional unit [e g , kg];

c = index for the three cultural perspectives (individualists, egalitarians and hierarchists);

i = index for substance;

j = index for compartment;

k = index for exposure path;

m = index for endpoint.

<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Danos causados à saúde humana (anos de vida perdidos) pelo aumento nos casos de câncer devido à redução da camada de ozônio, calculados pelo aumento na camada de ozônio e à maior exposição humana aos raios UV (<i>F</i> - <i>fate and exposure</i>), considerando os efeitos esperados decorrentes desta maior exposição (<i>E</i>), ajustados para anos de vida perdidos (DALYs).</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Quantificação do impacto na saúde humana.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HOFSTETTER, 1998; GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)</p>

<p>Categoria de impacto: Danos à qualidade ecossistêmica causados por substâncias tóxicas</p>
<p>Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i></p>
<p>Nome do método de caracterização: Nome não disponível.</p>
<p>Método de cálculo:</p> <p>Danos à qualidade ecossistêmica: decréscimo relativo no número de espécies (fração) * área * tempo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)</p> <p>Função de distribuição:</p> $PAF(c) = \frac{1}{1 + e^{(\alpha - \log c)/\beta}}$ <p>(GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>- Da função de distribuição:</p> <p>c = concentração da substância;</p> <p>alfa = parâmetro calculado da média de NOEC de um única substância para todas as espécies;</p>

<p><i>beta</i> = coeficiente derivado do desvio padrão dos NOECs da substância;</p> <p>PAF = Fração de espécies potencialmente afetadas (<i>Pottentialy Affected Fraction of species</i>).</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Fração de espécies potencialmente afetadas pelas emissões.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Fração de espécies potencialmente afetadas pela presença de substâncias tóxicas no ambiente.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.</p>
<p>Referências:</p> <p>(GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001) - a referência principal para o cálculo do PAF está em holandês.</p>
<p>Comentários:</p> <p>O destino (<i>Fate</i>) dos poluentes compreende a emissão do poluente em um compartimento (água, solo, ar) ambiental e sua concentração nos demais compartimentos (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).</p> <p>Os efeitos (<i>Effects</i>) à uma determinada concentração são calculados para cada via de exposição, sendo que os autores consideram que a principal rota de exposição é a água tanto no caso dos sistemas aquáticos quanto no solo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).</p> <p>Para cada substância é calculada uma curva de dose-efeito que ocorre naturalmente nos organismos (Figura 15), baseada em NOECs (Concentração Sem Efeito Observado) crônicos. O PAF é calculado pela combinação da estimativa pela função de distribuição e pela concentração de campo calculada.</p>

Figura 15. Danos à qualidade ecossistêmica indicador pela Fração de Espécies Potencialmente Afetadas (PAF) .

Como toda a poluição presente no ambiente é responsável pelos danos e como queremos calcular apenas os danos marginais causados pela emissão marginal do produto, uma curva PAF de todas as substâncias presentes é calculada. A curva PAF de todas as substâncias é construída a partir da padronização da concentração de cada substância em unidades de toxicidade média da mistura total, chamada de *Hazard Units* (HU) (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Em seguida, o aumento marginal da concentração de uma substância é dividido pela média NOEC (da mesma forma que se faz com a razão PEC/PNEC) (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

$HU = 1$ (*Predicted Environmental Concentration/Predicted No Effect Concentration = 1*) significa que todas as espécies estão expostas a um nível de concentração total igual à média de NOEC de todas as espécies (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

De acordo com a curva do gráfico (pág. 57, figura 5.1), como 50% das espécies possui um NOEC abaixo de um $HU=1$, isso significa que 50% das espécies são afetadas (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Categoria de impacto: Danos à qualidade ecossistêmica causados por acidificação e eutrofização devido às emissões atmosféricas.
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
<p>Método de cálculo:</p> <p>A descrição dos modelos SMART e MOVE no manual do método de AICV (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001), foi utilizada como base para avaliar esta categoria de impacto.</p> <p>A referência principal para o modelo Natuurplanner está em holandês. Este modelo é composto por outros dois modelos – modelo de destino SMART e o modelo de danos MOVE – ambos sem versões em inglês.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Esta categoria de impacto foi avaliada a partir da descrição do modelo Natuurplanner (composto pelos modelos SMART e MOVES).</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Espécies potencialmente afetadas pela acidificação e pela eutrofização do solo.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Espécies potencialmente afetadas pela acidificação e pela eutrofização do solo.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.</p> <p>(Embora a categoria faça referência ao dano, o método de cálculo traz o termo "Potencialmente...", ou seja, a mensuração dos danos aos ecossistemas não é tão assertiva quanto à mensuração dos danos à saúde humana).</p>
<p>Referências:</p> <p>(GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)</p>
<p>Comentários:</p> <p>Diferentemente dos danos causados pela ecotoxicidade, em que o aumento na emissão de substâncias tóxicas eleva os danos no ecossistema, o aumento na emissão das substâncias que causam eutrofização ou acidificação não resultam diretamente em um dano, uma vez que há uma combinação ótima entre nível de nutrientes e de acidez, os quais podem levar ao aumento ou à redução da diversidade. Sendo assim, o desafio neste método, de acordo com os autores, foi encontrar o ponto a partir do qual o</p>

lançamento de substâncias passa a ser considerado danoso (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

A modelagem da exposição, dos efeitos e dos danos é feita através do modelo georreferenciado Nature Planner (*Natuurplanner*), uma vez que o EUSES não trabalha com substâncias inorgânicas. O *Natuurplanner* foi desenvolvido especificamente para a Holanda e é utilizado no Eco-Indicator 99 para a modelagem de todo o continente Europeu (extrapolação do modelo do território Holandês para todo o território europeu), sendo assim, os autores ressaltam a existência de vieses (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

O modelo é constituído de dois módulos, o primeiro é o SMART, utilizado como modelo de destino e o segundo é o MOVE, utilizado para modelar os danos, cujos resultados são em PDF (*Potentialiy Disappeared Fraction*) para 900 plantas holandesas. As funções de resposta descrevem a relação entre o PDF e a acidez do solo, quantidade de nutrientes e de umidade, assim como a interação entre estes fatores (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

O modelo SMART prevê mudanças no pH do solo e da disponibilidade de nitrogênio na zona das raízes a cada ano, enquanto o modelo MOVE calcula a função de resposta de 900 plantas holandesas a partir dos resultados do modelo SMART, descrevendo a relação entre o PDF e a acidez, a eutrofização e a umidade do solo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

As grandes limitações do modelo *Natuurplanner*: não contempla danos aos ecossistemas aquáticos, tampouco danos causados pelas emissões de fósforo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Somente as alterações em áreas naturais são levadas em consideração, sendo assim, o modelo não considera mudanças na acidez, nem no nível de nutrientes nas terras utilizadas pela agricultura. Outro motivo para esta restrição é que os impactos nas terras agrícolas, causados pela deposição aérea, são menores do que os impactos causados pela acidificação e mudanças no nível de nutrientes causados pela própria agricultura. O maior problema deste indicador é a falta de modelos para a eutrofização e acidificação de ecossistemas aquáticos.

Outras limitações: terras alagáveis ou pântanos são levados em consideração somente quando forem naturais; os efeitos da emissão atmosférica de nitratos, fosfatos e sulfatos em rios, canais e lagos não são considerados (justificativa: este não é um problema

crítico na Europa, entretanto, os autores ressaltam que lagos escandinavos apresentam altos índices de acidificação devido às emissões atmosféricas) (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001).

Categoria de impacto: Danos à qualidade ecossistêmica causados pelo uso do solo

Método avaliado (*Baseline/Alternative/Additional/Variant*): *Baseline (só existe um método)*

Nome do método de caracterização: Nome não disponível.

Método de cálculo:

Equação para o cálculo dos danos devido à ocupação do solo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001):

$$EQ_{occupation} = EQ_{regional} + EQ_{local} = PDF_{natural \rightarrow use} * b * A_{use} * t_{occupation} + PDF_{natural \rightarrow use} * A_{use} * t_{occupation} \\ = (b+1) * PDF_{natural \rightarrow use} * A_{use} * t_{occupation}$$

Equação para o cálculo dos danos devido à conversão de uso no solo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001):

$$EQ_{conversion,1 \rightarrow 2} = EQ_{regional} + EQ_{local,1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} * b * A_{use} * t_{restoration} + PDF_{1 \rightarrow 2} * A_{use} * t_{restoration} \\ = (b+1) * PDF_{1 \rightarrow 2} * A_{use} * t_{restoration}$$

Adaptados de Goedkoop e Spriensma (2000, pág. 68):

$$PDF_{1 \rightarrow 2} = \frac{a_1 - a_2}{a_2}$$

$$PDF_{natural \rightarrow use} = \frac{a_{natural} - a_{use}}{a_{natural}}$$

Obs.: possivelmente, a fórmula do PDF1-2 está errada, pois, de acordo com Goedkoop e Spriensma (2000, pág. 64), deveria ser: PDF = (Sref - Suse)/Sref.

Variáveis envolvidas:

EQ = qualidade ecossistêmica;

b = 0,2 (fator assumido pelos autores para equivaler os impactos regionais a 20% dos impactos locais - valor de 0,3 condiz com a bibliografia utilizada como base para o estudo);

<p>A_{use} = área utilizada;</p> <p>$t_{\text{restoration}}$ = tempo para que ocorra a restauração da área em uso do estado 2 para o estado 1;</p> <p>$t_{\text{occupation}}$ = tempo de ocupação da área.</p> <p>PDF_{1-2} = fração de espécies que potencialmente desaparecerão devido à conversão de uso do solo;</p> <p>$\text{PDF}_{\text{natural-use}}$ = fração de espécies que potencialmente desaparecerão devido à ocupação do solo;</p> <p>a = fator de riqueza de espécies.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Espécies que potencialmente desaparecerão devido à mudança no uso do solo, que resulta da comparação numérica entre os fatores de riqueza de espécies na condição inicial (sem ocupação ou mudança no uso) e na condição atual (com ocupação ou mudanças no uso) de uma área por determinado período de tempo.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Espécies que potencialmente desaparecerão devido à mudança no uso do solo.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.</p> <p>(Diferentemente das categorias de medição da qualidade ecossistêmica, esta categoria de impacto mensura efetivamente a redução na riqueza de espécies devido à mudança de uso do solo, uma vez que a riqueza de espécies em cada uma das situações de uso do solo foi determinada a partir da observação dos ambientes).</p>
<p>Referências:</p> <p>(GOEDKOP; SPRIENSMA, 2001)</p>
<p>Comentários:</p> <p>Os autores consideram que o uso do solo é mais impactante para a qualidade ecossistêmica do que as demais categorias de impacto. Diferentemente dos outros modelos, baseados em dados de laboratório e modelagem computacional, esta categoria de impacto conta com dados empíricos para a ocupação e mudanças de uso do solo e considera tanto os impactos locais quanto os impactos regionais dessas mudanças.</p> <p>Apesar da disponibilidade de dados sobre o estado real das vegetações observadas, os autores ressaltam que a riqueza de espécies observada está sobre pressão tanto da ocupação do solo quanto da toxicidade, acidez do solo, radiação UV, dentre outros.</p>

Outras limitações aos dados estão relacionadas à sua disponibilidade (grande quantidade de informações está disponível para a minoria de casos de uso do solo) e à sua adequabilidade (parte das informações disponíveis não está adequada à abordagem desenvolvida).

O modelo trabalha com áreas que foram convertidas de um estado para outro, e áreas que foram ocupadas durante certo período de tempo.

Categoria de impacto: Danos aos recursos utilizados, causados pela depleção de minerais e de combustíveis fósseis.
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Método da energia excedente. O manual de AICV não detalha o método de cálculo, tampouco foi possível o acesso à obra de MÜLLER-WENK ³⁷ (1998-1 apud GOEDKOP; SPRIENSMA, 2001).
Variáveis envolvidas: Sem referência para as variáveis.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Energia excedente que deve ser utilizada para extrair a mesma quantidade de recurso, tanto mineral quanto energético (fóssil).
Camadas de Informação: Energia excedente que deve ser utilizada para extrair a mesma quantidade de recurso.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas (O principal problema referente aos danos aos recursos utilizados, pela ótica da sustentabilidade forte, seria a depleção da reserva que está sendo explorada, cuja utilização possivelmente não considera sua disponibilidade para as futuras gerações. O excedente de energia empregado para obter o recurso é apenas mais umas das consequências da sobre-exploração).
Referências:

³⁷ MÜLLER-WENK. *Depletion of Abiotic Resources Weighted on the Base of “Virtual” Impacts of Lower Grade Deposits in Future*. IWÖ Diskussionsbeitrag, Nr 57, Universität St. Gallen, 1998.

(GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)

Comentários:

Enquanto as categorias de impacto da qualidade ecossistêmica e de danos à saúde utilizam modelos pré-existentes, o modelo de depleção dos recursos foi elaborado pela equipe do Eco-indicator99, uma vez que os autores não encontraram modelos disponíveis dentro da proposta definida.

De modo geral, esta categoria modela a redução da concentração de recursos e em seguida traduz esta redução no aumento extra de energia para a extração.

Nesta categoria, somente os recursos minerais e fósseis foram contemplados, sendo que a justificativa dos autores é de que os recursos bióticos já foram considerados nas categorias de impacto relacionadas à qualidade ecossistêmica.

O texto chama a atenção para os problemas à abordagem da depleção de recursos: a dificuldade em definir o tamanho do estoque, a substituição dos recursos face da depleção, e de que alguns recursos não desaparecem ao serem utilizados, ou seja, eles apenas perdem a sua propriedade essencial (exemplo: queima de combustíveis fósseis) ou se dispersam pelo ambiente.

Os autores definiram os seguintes requisitos para o seu modelo: o método deve considerar a qualidade dos estoques, ao invés da quantidade; não deve se basear em cenários futuros, pois são difíceis de prever com precisão; e deve refletir a preocupação humana de que esforços extras deverão ser feitos à medida que os recursos vão sendo consumidos.

A depleção de minerais e de recursos fósseis requer abordagens distintas: a cada kg de mineral extraído o esforço aumenta gradualmente, enquanto o esforço para extração de recurso fóssil (em especial o petróleo) é o mesmo até o esgotamento de um reserva, passando a aumentar somente quando passamos a explorar uma nova reserva (nota dos autores: isso é diferente para o carvão, pois a profundidade de extração aumenta o esforço para uma mesma reserva).

APÊNDICE A.3 – Eco-Factors 2006

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (CO ₂ e gases do efeito estufa)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: GWP100 - Potencial de Aquecimento Global
Método de cálculo: $GWP_x(t') = \frac{\int_0^{t'} F_x \exp\left(-t/\tau_x\right) dt}{\int_0^{t'} F_{CO_2} R(t) dt}$ <p>(DANIEL; VELDER, 2006)</p>
Variáveis envolvidas: <p>F_{CO_2} = forçante radiativa do CO₂ (W/m².kg);</p> <p>F_x = forçante radiativa do gás x;</p> <p>$R(t)$ = função de resposta para o decaimento de um pulso instantâneo de CO₂;</p> <p>$\exp(-t/\tau_x)$ = "função" de decaimento exponencial do gás x, determinado pelo tempo de resposta de τ_x.</p> <p>GWP_x = potencial de aquecimento global da substância x;</p> <p>Estas são as variáveis apenas da caracterização. Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: <p>Pontuação das emissões de gases de efeito estufa a partir da relativização entre a emissão atual de gases de efeito estufa pela meta de emissões, normalizada pelas emissões de gases de efeito estufa na Suíça.</p>
Camadas de Informação: <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização em relação ao GWP do CO₂;</p> <p>3 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.</p>
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p>

2 - Relativização da informação; 3 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009; DANIEL; VELDERS, 2006)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais; A normalização corresponde ao inverso da emissão atual da suíça, ou seja, é de 1/53034 [1/1000 t CO ₂ -eq]; Ponderação, ao ratificar o protocolo de Kyoto, a Suíça se comprometeu em reduzir suas emissões até 2010, para um nível de 10% de redução em relação às emissões de 1990, entretanto, um memorando da própria ratificação alerta que a redução de 10% não é suficiente para estabilizar a concentração de CO ₂ na atmosfera, e que de fato seria necessário reduzir as emissões entre 70-80%. A meta de redução para 2010 (fluxo crítico) é de 37 mi tCO ₂ /a, e equivale a 10% de redução em relação ao patamar das emissões de 1990; Se o fluxo crítico considerar a meta de 2050, o fluxo crítico seria reduzido a 8 mi tCO ₂ /a. Deste modo, os ecofatores para o CO ₂ variariam de 0,023 para 0,60 EP/gCO ₂ -eq, considerando as metas de redução para 2010 e para 2050, respectivamente. Para solucionar este impasse, os dois ecofatores são interpolados para o ano de 2030, sendo ajustados para o horizonte de tempo utilizado pelo legislador suíço; Para outros gases de efeito estufa, a caracterização é aplicada e se utiliza o GWP100.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Substâncias depletoras de ozônio)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: <i>ODP - ozone depletion potential</i>
Método de cálculo: $ODP_i = \frac{\text{global O}_3 \text{ loss due to unit mass emission of } i}{\text{global O}_3 \text{ loss due to unit mass emission of CFC-11}}$ (DANIEL; VELDERS, 2006)
Variáveis envolvidas: ODP = Potencial de depleção de ozônio;

<p><i>Global O₃ loss due to unit mass emission of i</i> = perda global do O₃ devido à emissão de uma unidade de massa da substância <i>i</i>;</p> <p><i>Global O₃ loss due to unit mass emission of CFC-11</i> = perda global do O₃ devido à emissão de uma unidade de massa de CFC-11;</p> <p>Estas são as variáveis apenas da caracterização. Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Pontuação das emissões de gases “depletors” da camada de ozônio a partir da relativização entre a emissão atual destes gases pela meta de emissões, normalizada pelas emissões destes gases na Suíça.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização em relação ao ODP do R11;</p> <p>3 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação;</p> <p>3 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009; DANIEL; VELDEERS, 2006)</p>
<p>Comentários:</p> <p>(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais;</p> <p>A Suíça proibiu a produção de substâncias depletoras de ozônio e a utilização destas substâncias só foi permitida até 2015 nos equipamentos de refrigeração já existentes. Apensar das proibições espera-se a redução da emissão destas substâncias das espumas de vedação instaladas nos imóveis. Por este e outros motivos, a meta anual da suíça é de 188 t R11-eq, enquanto a emissão atual é de 391 t R11-eq.</p>

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Compostos orgânicos voláteis - excluindo o ozônio NMVOCs - e substâncias criadoras de ozônio fotoquímico)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de gases criadores de ozônio fotoquímico a partir da relativização entre a emissão atual destes gases pela meta de emissões, normalizada pelas emissões destes gases na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação;
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais; Somente como referência, eles comentam que a caracterização poderia ser feita pelo POCP (Potencial de criação de ozônio fotoquímico), que é uma medida da contribuição de uma molécula para a formação de ozônio. Entretanto, como o regulamento suíço não distingue os diferentes NMVOCs, o manual comenta que a caracterização não é apropriada. Deste modo, não é feita a distinção entre os NMVOCs nos cálculos. O fluxo crítico definido aqui é uma média dos valores máximo e mínimo de redução de NMVOCs estabelecidos por Alemanha, Áustria e Suíça, equivalente à redução entre 70-80% do patamar dos anos 80.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (NO _x)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de NO _x a partir da relativização entre a emissão atual destes gases pela meta de emissões, normalizada pelas emissões destes gases na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais (fauna e flora) e a saúde humana; O limite de emissão foi estabelecido pela portaria suíça de controle da poluição atmosférica, tendo como base os níveis aceitáveis de emissões de NO _x que não causem perigo à saúde humana, aos animais, plantas, comunidades bióticas ou seus habitats (<i>ambient limit levels</i>). Ou seja, aqui são levados em conta tanto os impactos nos ecossistemas quanto na saúde humana. Apesar da portaria, as concentrações de NO _x no território suíço extrapolam as recomendações. O fluxo crítico (<i>critical flow</i> - meta) foi definido pelo seguinte critério: para atingir a concentração ideal de O ₃ e de NO ₂ , é necessário reduzir as emissões de NO _x em 60% e 40%, respectivamente, sendo assim, adotou-se o maior percentual (60%) como critério para definir o fluxo crítico.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Amônia)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de amônia a partir da relativização entre a emissão atual deste gás pela meta de emissões, normalizada pelas emissões deste gás na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação;
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais (fauna e flora) e a saúde humana; De acordo com o manual, seria necessário reduzir a deposição de compostos de nitrogênio para apenas 10 kg N/(ha*a) para atender às considerações ecológicas, o que equivaleria a um fluxo crítico desta substância na atmosfera entre 25.000 e 30.000 t NH ₃ -N. O menor valor foi escolhido pela Comissão Federal de Higiene Atmosférica da Suíça como limite de emissão, assim como os autores o escolheram para representar o fluxo crítico.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (SO ₂ e substâncias acidificantes)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: <i>AP - Acidification Potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $\eta(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{\nu}{M(\text{kg} \cdot \text{mol}^{-1})} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $AP_i = \frac{\eta_i(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})}{\eta_{\text{SO}_2}(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $X + \dots \rightarrow \nu \text{H}^+ + \dots \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ <p>Ver também a equação para cálculo do ecofator.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>n (mol/kg) = número de íons de H⁺ que pode ser produzido por mol de substância;</p> <p>ν = coeficiente estequiométrico (número de mols de H⁺);</p> <p>M = massa molar (kg/mol) da substância X (obs.: unidade dimensional correta de massa molar é o "g/mol");</p> <p>AP_i = potencial de acidificação da substância i (número de íons de H⁺ que pode ser produzido por mol da substância i em relação ao número de íons de H⁺ que pode ser produzido por mol de SO₂).</p> <p>Estas são as variáveis apenas da caracterização. Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Pontuação das emissões de substâncias acidificantes (SO₂, NO_x e NH₃) a partir da relativização entre a emissão atual destes gases pela meta de emissões, normalizada pelas emissões destes gases na Suíça.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização em relação ao AP (potencial de acidificação) do SO₂;</p> <p>3 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.</p>

<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação;</p> <p>3 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HEIJUNGS et al., 1992; FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)</p>
<p>Comentários:</p> <p>(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais.</p> <p>A Portaria de Controle de poluição do ar da Suíça estabelece o valor limite de dióxido de enxofre no ambiente de 46.200 t/a. Em 2006 a emissão anual da Suíça foi de 19.000 t/a. Apesar desta meta nacional, o método adota a meta estabelecida pelo Protocolo de Enxofre das Nações Unidas (Comissão Econômica para a Europa) na qual a proteção dos ecossistemas Suíços conta a acidificação é garantida com emissões máximas anuais de até 25.000 t/a. Por ser mais estrita, esta foi a meta (fluxo crítico) escolhida pelos autores do método.</p>
<p>Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Material particulado, MP10, MP2,5 + MP2,5-10)</p>
<p>Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i></p>
<p>Nome do método de caracterização: Não há caracterização.</p>
<p>Método de cálculo:</p> <p>Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Pontuação de material particulado a partir da relativização entre a emissão atual destas partículas pela meta de emissões, normalizada pelas emissões destas partículas na Suíça.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas;</p>

2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana. Os fluxos críticos (meta) adotados, para PM _{2,5} , PM ₁₀ e PM _{2,5-10} , são iguais aos definidos pela Portaria de Controle da Poluição do Ar da Suíça, estipulados a partir dos danos causados à saúde pela exposição aos particulados.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Material particulado - fuligem de diesel)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação de material particulado (proveniente da queima de diesel) a partir da relativização entre a emissão atual destas partículas pela meta de emissões, normalizada pelas emissões destas partículas na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas;

2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana. Mesmo que o material particulado da queima de diesel seja composto essencialmente de carbono, não é considerado o material particulado proveniente da queima de gás, carvão, etc. Definição do fluxo crítico (meta) não está claro.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Monóxido de carbono)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Não há informação.
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Apesar da toxicidade à saúde humana as emissões de monóxido de carbono são avaliadas somente em relação ao seu potencial de aquecimento global, mas o método traz esta categoria de impacto dentre as demais categorias. Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Não há informação.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Não há informação.
Camadas de Informação: Não há informação.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Não há informação.
Referências: Não há informação.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Benzeno)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de benzeno a partir da relativização entre a emissão atual deste gás pela meta de emissões, normalizada pelas emissões deste gás na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana. Não existe um valor a partir do qual o benzeno passa a ser prejudicar à saúde apesar da certeza de sua carcinogenicidade. A definição do fluxo crítico seguiu a seguinte linha raciocínio (tradução do trecho a seguir): "De acordo com o princípio de que a emissão de substâncias carcinogênicas devem ser reduzidas, o princípio da precaução deve ser aplicado. Isto significa que todas as medidas, tecnologia e as condições de operação disponíveis devem ser utilizadas, desde que sejam economicamente viáveis". Como na época de elaboração do método os motores Euro4 eram os mais avançados, estimou-se a redução na emissão de benzeno que seria ocasionada se todos os meios de transporte à combustão utilizassem motores Euro4 para estimar o fluxo crítico de 525 t/a.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Dioxinas e furanos - PCDD ou PDCF)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de dioxinas e furanos a partir da relativização entre a emissão atual deste gás pela meta de emissões, normalizada pelas emissões destes gases na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação;
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana. A caracterização é feita considerando a equivalência de toxicidade (I-TEQ - <i>international toxicity equivalent</i>) das substâncias; O fluxo crítico (meta) é obtido a partir do entendimento de quais emissões poderiam ser mitigadas com a aplicação da tecnologia disponível e mais viável do ponto de vista econômico. Novamente, o manual cita que utiliza o princípio da precaução.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Chumbo)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de chumbo a partir da relativização entre a emissão atual deste elemento pela meta de emissões, normalizada pelas emissões deste elemento na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais. O fluxo crítico (meta) é definido em função do limite teórico de deposição de chumbo no solo via atmosfera (ou seja, foca a proteção do solo), pois, apesar da Portaria Suíça de Controle à Poluição Atmosférica determinar limites ambientais para o chumbo na deposição de poeira, os autores afirmam que não é possível estabelecer um fluxo crítico a partir desta informação.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Cádmio)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de cádmio a partir da relativização entre a emissão atual deste elemento pela meta de emissões, normalizada pelas emissões deste elemento na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais. O fluxo crítico (meta) é definido em função do limite teórico de deposição de cádmio no solo via atmosfera (ou seja, foca a proteção do solo), pois, apesar da Portaria Suíça de Controle à Poluição Atmosférica determinar limites ambientais para o cádmio na deposição de poeira, os autores afirmam que não é possível estabelecer um fluxo crítico a partir desta informação.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Mercúrio)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de mercúrio a partir da relativização entre a emissão atual deste elemento pela meta de emissões, normalizada pelas emissões deste elemento na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: Não há menção no manual se o fluxo crítico foi definido com base nos efeitos à saúde humana ou à ecotoxicidade apresentada pelo mercúrio, tampouco na página 61 cuja tabela informa o que foi levado em consideração para definir as metas. O manual comenta que o fluxo crítico foi definido com base na meta mais agressiva da estratégia de controle da poluição atmosférica da Suíça.

Categoria de impacto: Emissões para a atmosfera (Zinco)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação das emissões de zinco a partir da relativização entre a emissão atual deste elemento pela meta de emissões, normalizada pelas emissões deste elemento na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais. O fluxo crítico (meta) é definido em função do limite teórico de deposição de zinco no solo via atmosfera (ou seja, foca a proteção do solo), pois, apesar da Portaria Suíça de Controle à Poluição Atmosférica determinar limites ambientais para o zinco na deposição de poeira, os autores afirmam que não é possível estabelecer um fluxo crítico a partir desta informação.

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (Nitrogênio)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de nitrogênio a partir da relativização entre o lançamento atual deste "poluente" pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento deste "poluente" na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função do lançamento na Suíça, da relativização entre o lançamento atual pela meta de lançamento.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais. Os autores poderiam adotar dois fluxos críticos, sendo que a primeira opção deriva da Portaria Suíça de Proteção das Águas, a qual estabelece um fluxo crítico de 176,600 t NO ₃ -N/a, enquanto a opção escolhida está baseada na meta estabelecida pela Comissão Internacional de Proteção do Reno, cujo fluxo crítico é de 17.510 tNO ₃ -N/a que foi estabelecido com base na quantidade de nutrientes que o rio Reno deve despejar no mar do Norte. Os autores entendem que escolheram a meta mais baixa e contradizem o pressuposto de sempre escolher metas mais restritivas.

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (Fósforos)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de fósforo a partir da relativização entre o lançamento atual deste "poluente" pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento deste "poluente" na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função do lançamento na Suíça, da relativização entre o lançamento atual pela meta de lançamento.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais. O fluxo crítico tem como base o acordo feito pelos estados que fazem fronteira ao Mar do Norte, ao qual a Suíça ratificou, adotando a redução de 50% em relação ao patamar de 1985, da carga de fósforos e nitrogênio.

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (Matéria Orgânica - BOD, COD, DOC, TOC)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de matéria orgânica a partir da relativização entre o lançamento atual deste material pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento deste material na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função do lançamento na Suíça, da relativização entre o lançamento atual pela meta de lançamento.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais. <i>BOD - Biochemical oxygen demand; COD - chemical oxygen demand; DOC - dissolved organic carbon; TOC - total organic carbon;</i> O fluxo crítico foi determinado a partir de considerações ecológicas, a partir das considerações feitas pelo Grupo de Balanço de Nitrogênio da Suíça, as quais estabelecem que pela perspectiva ambiental, o consumo de oxigênio dissolvido na água deve ser de no máximo 30%. Desta forma, os autores estabelecerem o fluxo crítico para o COD (<i>chemical oxygen demand</i>), que deve ser adotado sempre como a primeira alternativa. Se necessário utilizar um dos outros três parâmetros, o manual

disponibiliza fatores de equivalência para a conversão.

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (Metais pesados e arsênico)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de metais pesados e arsênico a partir da relativização entre o lançamento atual deste material pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento deste material na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função do lançamento na Suíça, da relativização entre o lançamento atual pela meta de lançamento.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais (fauna e flora) e a saúde humana. Manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>), por serem mais restritas (página 112). Ecofatores foram determinados para 8 metais pesados: Chumbo (Pb), Cádmio (Cd), Crômio (Cr), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Mercúrio (Hg) e Zinco (Zn) e também para o Arsênico (As) (não é um metal).

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (Emissões radioativas para os mares)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de radiação a partir da relativização entre o lançamento atual da radiação pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento da radiação na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização em relação ao potencial carcinogênico do C-14. 3 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação; 3 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana. Somente o dano à saúde humana foi considerado para estabelecer a meta de emissão, a partir das considerações da OSPAR <i>Comission</i> (Comissão Oslo e Paris). O manual ressalta que este método deve ser utilizado somente para avaliar as emissões radioativas para mares. A meta da OSPAR é de reduzir a concentração de isótopos naturais nos mares para os níveis de poluição de fundo e a concentração de isótopos sintéticos para zero.

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (AOX - <i>adsorbable organic halogenated compounds</i>)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de AOX a partir da relativização entre o lançamento atual destes poluentes pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento destes poluentes na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração questões ambientais (fauna e flora) e a saúde humana. Manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>); O fluxo crítico foi determinado com base na recomendação da IAWR (<i>International Association of Waterworks in the Rhine</i>) para a potabilidade de água da água para consumo humano. Os AOXs contém uma vasta gama de substâncias como PCBs, pesticidas, dentre outros. Estas substâncias comumente não são avaliadas em ACVs, mas os autores a incluíram aqui devido sua importância. Os autores ressaltam que estas substâncias têm

diferentes potenciais de toxicidade, mas ainda não há consenso sobre uma possível caracterização. O clorofórmio ganhou uma avaliação separada dos demais AOXs.

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (Clorofórmio)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do "lançamento" de clorofórmio a partir da relativização entre o "lançamento" atual deste poluente pela meta de "lançamento", normalizada pelo "lançamento" deste poluente na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana - manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>). Os autores poderiam assumir as metas da Portaria de Proteção das Águas da Suíça, menos restritas, mas optaram por adotar as metas do ICPR Rhine por serem mais rígidas. – Observação do autor da dissertação: Se o clorofórmio não é lançado na água (é

formado pela cloração), será que será uma categoria de impacto utilizada? A menos que calculem quanto de clorofórmio é formado a partir de substâncias lançadas à água pelos processos produtivos.

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (PAHs - hidrocarbonetos aromáticos policíclicos)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de PAHs a partir da relativização entre o lançamento atual destes poluentes pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento destes poluentes na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana - manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>).

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (benzo(a)pireno)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de benzo(a)pireno a partir da relativização entre o lançamento atual deste poluente pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento deste poluente na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Normalização, em função da emissão na Suíça, da relativização entre a emissão atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana - manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>);

Categoria de impacto: Emissões para águas de superfície (Disruptores endócrinos)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: OP - Potencial Estrogênico
Método de cálculo: $\text{response} = a + \frac{b - a}{1 + 10^{[(\log \text{EC}_{50} - \log c) \cdot m]}}$ (RUTISHAUSER et al., 2004)

$$RP_i = \frac{EC50_{E2}}{EC50_i} \quad (\text{RUTISHAUSER et al., 2004})$$

$$EEQ = \sum_i RP_i \cdot c_i = \sum_i EEQ_i \quad (\text{RUTISHAUSER et al., 2004})$$

Variáveis envolvidas:

response = curva de resposta da substância, necessária para o cálculo dos RPs (*response potential*);

c = concentração;

EC50 = concentração média efetiva (concentração na qual ocorre a metade da resposta máxima);

m = curva ajustada de referência das curvas de concentração-resposta expressas em percentual máximo de resposta da substância E2;

a e *b* = valores máximo (*a*) e mínimo (*b*) de resposta, mensurados e convertido em percentual da resposta máxima da substância E2.

RP_i = potencia relativa da substância *i*;

EC50_{E2} = concentração média efetiva (concentração na qual ocorre a metade da resposta máxima) da substância E2;

EC50_i = concentração média efetiva (concentração na qual ocorre a metade da resposta máxima) da substância *i*;

EEQ = E2 equivalente das substâncias endócrino disruptoras *i*;

RP_i = potencia relativa de cada substância *i*;

c_i = concentração de cada substância *i*.

Remeter à equação de cálculo do ecofator.

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Pontuação do lançamento de disruptores endócrinos a partir da relativização entre o lançamento atual destas substâncias pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento destas substâncias na Suíça.

Camadas de Informação:

1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas;

2 - Relativização em relação ao potencial estrogênico da substância 17β-oestradiol

(abreviado como E2).
3 - Normalização, em função do lançamento na Suíça, da relativização entre o lançamento atual pela meta de emissão.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:
1 - Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas;
2 - Relativização da informação;
3 - Relativização da informação.
Referências:
(RUTISHAUSER et al., 2004; FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários:
(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, página 61): meta definida levando em consideração a saúde humana - manual assumiu as metas do ICPR Rhine (<i>International Commission for the Protection of the Rhine</i>).
Todos os disruptores endócrinos tem o seu potencial relativizado pelo potencial estrogênico do 17 β -oestradiol (abreviado como E2) (kg E2-eq./kg).

Categoria de impacto: Emissões para aquíferos (Nitrato para aquíferos)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de nitrato a partir da relativização entre o lançamento atual deste "poluente" pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento deste "poluente" na Suíça.
Camadas de Informação:
1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;
2 - Normalização, em função do lançamento na Suíça, da relativização entre o lançamento atual pela meta de lançamento.

<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)</p>
<p>Comentários:</p> <p>O valor crítico foi determinado pelo Escritório Federal para o Ambiente, Florestas e Paisagem que recomendou que o fluxo de nitrato para as águas subterrâneas seja igual ao fluxo de 1990.</p>

Categoria de impacto: Emissões para o solo (Metais pesados em solos)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
<p>Método de cálculo:</p> <p>Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Pontuação do lançamento de metais pesados a partir da relativização entre o lançamento atual deste material pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento deste material na Suíça.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Normalização, em função do lançamento na Suíça, da relativização entre o lançamento atual pela meta de lançamento.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)</p>
Comentários:

Os fluxos críticos foram determinados considerando os impactos dos metais pesados na flora, sua bioacumulação, o distúrbio da fertilidade do solo e metabólicos que podem ocasionar nos seres humanos (pág. 134).

Como não foi possível definir os fluxos críticos a partir da Portaria de Proteção do Solo Suíça, eles foram definidos com base nos princípios defendidos pelo Art. 1 desta Portaria, que estabelece que os metais pesados não devem se acumular nos solos. Sendo assim, o fluxo crítico deve ser igual ao fluxo de saída (*output flow*) destas substâncias do solo. Neste caso, somente o fluxo de saída promovido pelas plantas foi considerado e utilizado como uma primeira aproximação do fluxo crítico.

Categoria de impacto: Emissões para o solo (Produtos de proteção às plantas)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Neste caso, a caracterização foi feita com base na dose recomendada pelo Diretório Suíço de Produtos de Proteção às Plantas, que deve ser aplicada por hectare, uma vez que a dose recomendada muda para cada produto. Neste caso a dose média recomendada para 1 hectare na Suíça foi adotada como fator de caracterização.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do lançamento de PPPs a partir da relativização entre o lançamento atual destas substâncias pela meta de lançamento, normalizada pelo lançamento destas substâncias na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização em relação ao potencial dos pesticidas aplicados na Suíça (obtido com base na dosagem média dos pesticidas no país); 3 - Normalização, em função do lançamento na Suíça, da relativização entre o lançamento atual pela meta de lançamento.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação; 3 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: Os fluxos críticos foram determinados considerando os impactos dos produtos de proteção às plantas (herbicidas, fungicidas e pesticidas) no ambiente e nos seres humanos (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009, pág. 134) e equivale à meta de redução de 30% no uso de produtos protetores de plantas em relação aos níveis de 1990/1992 até 2005 (valor médio), estipulado pelo Departamento Federal da Suíça para a Agricultura.

Categoria de impacto: Recursos (Recursos energéticos)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: O Conselho Federal Suíço estabelece o consumo ideal de energia de 2000 Watts por pessoa no ano (meta de longo prazo), sendo que um terço desta energia deve ser de fonte renovável, resultando em um fator de caracterização de 1/3 MJ-eq./MJ. Desta forma, 3 MJ de energia proveniente de fontes renováveis equivalem a 1 MJ de energia de fonte não renovável.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do consumo de recursos energéticos a partir da relativização entre o consumo atual destes recursos pela meta de consumo, normalizada pelo consumo de recursos energéticos na Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização das energias renováveis em relação às energias não renováveis (com base na meta de 2000 MJ/hab/ano, sendo que 3 MJ de energia provenientes de fontes

renováveis equivalem a 1 MJ de energia de fonte não renovável);

3 - Normalização, em função do consumo na Suíça, da relativização entre o consumo atual pela meta de consumo.

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;

2 - Relativização da informação;

3 - Relativização da informação.

Referências:

(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)

Comentários:

Para os autores, os recursos energéticos renováveis e não renováveis apresentam limites na sua exploração. Os últimos porque possuem um estoque com quantidade limitada, enquanto os primeiros, para os quais o Sol atua como força motriz, estão disponíveis a uma quantidade limitada por unidade de tempo e também são necessários para o funcionamento dos ecossistemas.

Por mais que a eficiência técnica de conversão de energias renováveis seja baixa, especialmente quando a energia solar é convertida em biomassa, a energia não utilizada na conversão não dissipa sem uso algum e acaba servindo para algum benefício ecológico. Por este motivo, o ecofator das energias renováveis não são formulados a partir do conteúdo primário de energia, mas a partir da base da energia final (como o conteúdo de energia da biomassa colhida, a energia de rotação de geradores eólicos e hidrelétricos, a energia térmica entregue ao sistema de armazenamento no caso de coletores solares, dentre outros) .

Por sua vez, como os recursos energéticos não renováveis não oferecem nenhum benefício ecológico, o ideal é que todo o conteúdo energético deve ser utilizado, por este motivo o ecofator das energias não renováveis é elaborado com base no conteúdo primário de energia (como a quantidade de energia extraída da geosfera na forma de carvão, petróleo, etc.).

Os autores ressaltam que ainda não se sabe qual é o percentual de energia renovável que pode ser utilizado de modo sustentável.

A meta de consumo energético de 2000 MJ/pessoa/ano não tem um ano limite para ser

alcançada, sendo assim, os autores escolheram o ano de 2050 como limite para alcançar a meta. Como 2030 é o horizonte de tempo mais remoto definido pela Lei Suíça de Fornecimento de Eletricidade, os autores interpolaram qual seria o consumo médio por habitante em 2030 considerando a projeção de consumo até 2050 e a variação na população Suíça.

Categoria de impacto: Recursos (Uso do solo)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: EDP - Ecosystem Damage Potential
<p>Método de cálculo:</p> <p>Não foi possível acessar a obra de Köllner³⁸ (2001 apud FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009). O método de caracterização de Köllner (2001 apud FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009) avalia a biodiversidade em diversos tipos de uso do solo. Valores positivos de EDP para o uso do solo indicam que a diversidade de plantas está abaixo da média verificada, enquanto valores de EDP negativos indicam que a diversidade de plantas está acima da média.</p> <p>A referência para a caracterização do uso do solo é feita em relação ao EDB das áreas urbanas (m^2 * a SA-eq.; onde SA-eq. = <i>settlement area equivalent</i>).</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Pontuação do uso do solo a partir da relativização entre o uso atual do solo pela meta de uso normalizada pelo uso do solo na Suíça.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização em relação ao potencial de danos do ecossistema urbano; 3 - Normalização, em função do uso do solo na Suíça, da relativização entre o uso do solo atual pela meta de uso do solo.

³⁸ KÖLLNER, T. **Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality**. 2001. [s.f.] Dissertação de Mestrado. Universität St. Gallen, Hochschule für Wirtschafts-, Rechts- und Sozialwissenschaften (HSG), St. Gallen, 2001.

<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação;</p> <p>3 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)</p>
<p>Comentários:</p> <p>A meta Suíça para o uso do solo é de uma área ocupada de 400 m² por habitante. Esta meta foi definida pelo Conselho Federal Suíço assumindo uma população de 8,06 milhões de habitantes, resultando em um fluxo crítico de 3224 km².</p>

Categoria de impacto: Recursos (Extração de cascalho)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
<p>Método de cálculo:</p> <p>Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Remeter à equação de cálculo do ecofator.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Pontuação do consumo de cascalho a partir da relativização entre o consumo atual deste recurso pela meta de consumo, normalizada pelo consumo de cascalho na Suíça.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Normalização, em função do consumo na Suíça, da relativização entre o consumo atual pela meta de consumo.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)</p>
Comentários:

Estima-se que a cada ano a reposição natural de cascalho nos rios da Suíça equivale a 1% de todo o cascalho extraído anualmente, desta forma, a extração é muito superior à reposição. Neste ritmo de exploração, o "tempo de vida" das reservas de cascalho na Suíça é de 15 a 20 anos dependendo da região, entretanto, os autores do método afirmam que o ritmo de extração atual é tolerável, sendo assim, o fluxo crítico é igual ao fluxo de extração atual.

Categoria de impacto: Resíduos (Carbono em materiais consignados em aterros biorreatores)

Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): *Baseline (só existe um método)*

Nome do método de caracterização: Não há caracterização.

Método de cálculo:

Remeter à equação de cálculo do ecofator.

Variáveis envolvidas:

Remeter à equação de cálculo do ecofator.

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Pontuação do aterramento de carbono a partir da relativização entre o aterramento atual desta substância pela meta de aterramento, normalizada pelo aterramento de carbono na Suíça.

Camadas de Informação:

- 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;
- 2 - Normalização, em função do aterramento de carbono na Suíça, da relativização entre o aterramento atual pela meta de aterramento.

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

- 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;
- 2 - Relativização da informação.

Referências:

(FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)

Comentários:

A meta para a concentração de carbono (C) em aterros bio reativos é de 7% e foi determinada em conversa entre os autores do manual e o Dr. M. Tellenbach em 15 de julho de 2006.

O manual não comenta sobre o conteúdo desta conversa, de modo a explicar o que determinou a meta de concentração.

Categoria de impacto: Resíduos (Resíduos perigosos em repositórios subterrâneos)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação do aterramento de resíduos perigosos a partir da relativização entre o aterramento atual destas substâncias pela meta de aterramento, normalizada pelo aterramento de resíduos perigosos pela Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Relativização da informação; 2 - Normalização, em função do aterramento de resíduos perigosos pela Suíça, da relativização entre o aterramento atual pela meta de aterramento.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Relativização da informação; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: <p>A Suíça não possui aterros de resíduos perigosos, sendo que ela exporta parte de seus resíduos perigosos para serem aterrados em outros países. Considerando o total de resíduos perigosos gerados na Suíça, 10% deste total é exportado.</p> <p>A Lei de Proteção Ambiental da Suíça determina que os resíduos devem ser dispostos, sempre que possível, no território Suíço. Com base nessa premissa, os autores determinam que o fluxo crítico deve ser igual ao fluxo atual, sendo que o argumento apresentado é o seguinte: "assume-se que a quantidade exportada não pode ser</p>

consignada propositadamente no armazenamento final na Suíça, sendo assim, o fluxo crítico é igualado ao fluxo atual (*"It is assumed that the exported quantity cannot be consigned purposefully to final storage in Switzerland, and therefore the critical flow is equated with the current flow"*) (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009 p.162).

Categoria de impacto: Resíduos (Resíduos radioativos em repositórios finais)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Variáveis envolvidas: Remeter à equação de cálculo do ecofator.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Pontuação da deposição final de resíduos radioativos a partir da relativização entre a deposição atual destes resíduos pela meta de deposição, normalizada pela deposição de resíduos radioativos pela Suíça.
Camadas de Informação: 1 - Relativização da informação; 2 - Normalização, em função da deposição de resíduos radioativos pela Suíça, da relativização entre a deposição atual pela meta de deposição.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Relativização da informação; 2 - Relativização da informação.
Referências: (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009)
Comentários: A Suíça não possui nenhum depósito para o armazenamento de resíduo radioativo e a proposta de construção de um aterro foi derrubada. Desta forma o fluxo crítico poderia (na argumentação dos autores) ser igual a 0, pois a Suíça não tem capacidade para armazenar estes resíduos. Por outro lado, argumentam os autores, a construção de depósitos para resíduos

radioativos é planejada pela Suíça, entretanto, sem indicação de um horizonte de tempo para sua construção.

Como o Relatório Estratégico para a Sustentabilidade da Suíça postula que o risco de acidentes é aceitável somente se a ocorrência do evento mais severo perdurar por uma única geração, e considerando que o país tenta se planejar para construir um aterro para estes resíduos, o fluxo crítico para o ecofator equivale à metade do fluxo atual de resíduos radioativos e do fluxo igual a zero (devido à inexistência de um aterro no momento).

APÊNDICE A.4 – EDIP 2003

Categoria de impacto: Aquecimento Global
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Só existe um método de caracterização.</i>
Nome do método de caracterização: GWP100 -Potencial de Aquecimento Global de 100 anos
<p>Método de cálculo:</p> $GWP_x(t') = \frac{\int_0^{t'} F_x \exp\left(-t/\tau_x\right) dt}{\int_0^t F_{CO_2} R(t) dt} \quad (\text{DANIEL; VELDERS, 2006})$ <p>PotencialGWP = GWP_I · m_I (os manuais não apresentam a equação de cálculo, mas não deve ter mudanças em relação às equações dos demais métodos) (HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>F_{CO2} = forçante radiativa do CO₂ (W/m².kg);</p> <p>F_x = forçante radiativa do gás x;</p> <p>R(t) = função de resposta para o decaimento de um pulso instantâneo de CO₂;</p> <p>exp(-t/fix) = "função" de decaimento exponencial do gás x, determinado pelo tempo de resposta de fix.</p> <p>GWP = potencial de aquecimento global da substância i;</p> <p>mi = massa da emissão do poluente i;</p> <p>PotencialGWP = GWP da substância i equivalente ao GWP do CO₂.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de aquecimento global de uma substância equivalente ao potencial de aquecimento global do CO₂.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento no potencial de aquecimento global (conforme o manual define, é o</p>

<p>impacto das emissões humanas na forçante radiativa da atmosfera);</p> <p>2 - Relativização em relação ao GWP do CO₂.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - <u>Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</u></p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(DANIEL; VELDEERS, 2006; HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)</p>

Categoria de impacto: Depleção do ozônio estratosférico
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Só existe um método de caracterização.
Nome do método de caracterização: ODP - <i>ozone depletion potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $ODP_i = \frac{\text{global } O_3 \text{ loss due to unit mass emission of } i}{\text{global } O_3 \text{ loss due to unit mass emission of CFC-11}} \quad (\text{DANIEL; VELDEERS, 2006})$ <p>PotencialODP = ODP₁ . m₁ (os manuais não apresentam a equação de cálculo, mas não deve ter mudanças em relação às equações dos demais métodos) (HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>ODP = Potencial de depleção de ozônio;</p> <p><i>Global O₃ loss due to unit mass emission of i</i> = perda global do O₃ devido à emissão de uma unidade de massa da substância i;</p> <p><i>Global O₃ loss due to unit mass emission of CFC-11</i> = perda global do O₃ devido à emissão de uma unidade de massa de CFC-11;</p> <p>m_i = massa da emissão do poluente <i>i</i>;</p> <p>PotencialODP = ODP da substância <i>i</i> equivalente ao ODP do CFC11.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de depleção de ozônio de uma substância equivalente ao potencial de depleção de ozônio do CFC11.</p>
Camadas de Informação:

1 - Aumento no potencial de depleção da camada de ozônio; 2 - Relativização em relação ao ODP do CFC11.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - <u>Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</u> 2 - Relativização da informação.
Referências: (DANIEL; VELDEERS, 2006; HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)

Categoria de impacto: Acidificação
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só existe um método)
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: $A_{p,i,s} = (AF_{s,i} * E_{p,s,i})$ (HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006) $AF_{s,i} = (UES(E(ref)) - \sum_{j=1}^m UES_{s,j}(1-\Delta)E(ref)) / \Delta E_{s,i}(ref)$ (HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)
Variáveis envolvidas: <p>$A_{p,i,s}$ = Impacto de acidificação (ha), ou área do ecossistema que está desprotegida devido à emissão de um sistema de produto (em m²/unidade funcional) – tem relação com uma região (sítio dependente);</p> <p>$AF_{s,i}$ = fator de acidificação (ha/tons) sítio dependente (tem relação com uma região), que relaciona a emissão da substância (s) em uma região ou país (s), onde o processo (p) está localizado, com o impacto de acidificação na área de deposição (em m²/kg);</p> <p>$E_{p,s,i}$ = emissão (em ton) da substância (s) na região (i) (em g/unidade funcional);</p> <p>s = substância emitida;</p> <p>i = região da emissão;</p> <p>p = produto para o qual se faz a ACV;</p>

<p>UES(E(ref)) = área de ecossistema desprotegido na situação de referência (em ha);</p> <p>$E_{s,i}$ (refs) = emissão de referência (em tons) da substância (s) na região (i), e;</p> <p>DELTA = 0,1 (redução de 10% na emissão da substância (s) na região (i)).</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>O fator de acidificação é a contribuição marginal do total de emissões de processos distintos que o ciclo de vida do produto adiciona à deposição total das células espaciais receptoras das emissões.</p> <p>O Impacto de acidificação de uma emissão é definido como uma área do ecossistema que se torna desprotegida devido à ultrapassagem do limiar ecossistêmico para emissões que causam acidificação. O impacto da acidificação reflete uma mudança no risco devido a uma alteração na emissão.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Área total sujeita a risco de impacto ambiental, na qual as emissões atmosféricas causaram a superação do limiar ambiental para a acidificação do solo.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Capacidade de suporte do ambiente em decorrência das ações humanas.</p>
<p>Referências:</p> <p>(HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)</p>
<p>Comentários:</p> <p>O método considera a acidificação promovida pelo SO₂, NO_x e NH₃.</p> <p>O modelo RAINS (<i>Regional Air Pollution Information and Simulation</i>) combina informação de níveis regionais de emissão com a informação do transporte atmosférico de poluentes para estimar os padrões de deposição e de concentração em comparação com a carga máxima de poluente suportada pelo ambiente (limiar) para a acidificação, eutrofização e formação de ozônio troposférico.</p> <p>O modelo RAINS compara a soma da deposição em uma área com a curva de distribuição cumulativa de um ecossistema desprotegido em uma área ($j = \text{grid cell}$) para determinar a área cujo ecossistema está desprotegido, isto é, a área na qual o limite de concentração foi superado.</p> <p>Diante do exposto aqui, é possível questionar se não seria mais interessante retratar o percentual de áreas nas quais os limites ambientais foram superados em relação às áreas totais que receberam a deposição da substância emitida pelas fontes avaliadas.</p> <p>A abordagem de Potting e Hauschild (2005) considera que a emissão só é responsável</p>

pela mudança atual no risco que ela causa. Isto é, o método entende que existe uma concentração de fundo, mas somente o aumento marginal causado pelas suas emissões e o risco associado a esse aumento marginal é que são quantificados no resultado final.

Categoria de impacto: Eutrofização Terrestre
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só existe um método)
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Semelhante ao utilizado para cálculo da Acidificação (ver tabela anterior).
Variáveis envolvidas: Semelhantes às utilizadas para cálculo da Acidificação (ver tabela anterior).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: O fator de eutrofização terrestre é a contribuição marginal do total de emissões de processos distintos que o ciclo de vida do produto adiciona à deposição total das células espaciais receptoras das emissões. O Impacto de eutrofização terrestre de uma emissão é definido como uma área do ecossistema que se torna desprotegida devido à ultrapassagem do limiar ecossistêmico para emissões que causam eutrofização do solo. O impacto da eutrofização terrestre reflete uma mudança no risco devido a uma alteração na emissão.
Camadas de Informação: Área total sujeita a risco de impacto ambiental, na qual as emissões atmosféricas causaram a superação do limiar ambiental para a eutrofização do solo.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Capacidade de suporte do ambiente em decorrência das ações humanas.
Referências: (HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)
Comentários: A eutrofização terrestre é calculada para a emissão atmosférica de NO _x e NH ₃ , as duas principais substâncias responsáveis pela eutrofização do solo. Apesar de a eutrofização terrestre ser limitada pela presença de fósforo no solo, a parcela de contribuição desta substância não é considerada uma vez que as emissões de fósforo pelas atividades humanas são insignificantes quando comparadas às naturais, que ocorrem basicamente

pela deposição de pólen e de poeira.

A eutrofização terrestre passa a ocorrer quando o aumento de nitrogênio no solo começa a mudar a composição do ecossistema, pois a curva de aproveitamento do nitrogênio no solo para cada espécie é diferente. Sendo assim, à medida que a concentração de nitrogênio no solo aumenta, o crescimento de uma espécie é estimulado até que outra espécie passa a se beneficiar mais do aumento posterior da concentração.

O modelo RAINS (*Regional Air Pollution Information and Simulation*) combina informação de níveis regionais de emissão com a informação do transporte atmosférico de poluentes para estimar os padrões de deposição e de concentração em comparação com a carga máxima de poluente suportada pelo ambiente (limiar) para a acidificação, eutrofização e formação de ozônio troposférico.

O modelo RAINS compara a soma da deposição em uma área com a curva de distribuição cumulativa de um ecossistema desprotegido em uma área ($j = \text{grid cell}$) para determinar a área cujo ecossistema está desprotegido, isto é, a área na qual o limite de concentração foi superado.

A versão 7.2 do RAINS utilizada pelo método cobre praticamente 700.000 ecossistemas, entretanto, uma versão mais recente à época já contemplava 1,4 milhão de ecossistemas.

Categoria de impacto: Eutrofização Aquática

Método avaliado (*Baseline/Alternative/Additional/Variant*): *Baseline* (só existe um método)

Nome do método de caracterização: Nome não disponível.

Método de cálculo:

$$AEI(s)_i = \sum_s AEEF(s)_i EF(s) * E(s)_i \quad (\text{HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006})$$

Variáveis envolvidas:

$AEI(s)_i$ = impacto de eutrofização da substância (s) lançada no país (i) (em nitrogênio ou fósforo equivalente) pelo processo (p) em águas marinhas ou continentais (sítios dependentes);

EF = fator de caracterização ou fator de equivalência, que permite a agregação da

substância (s) com outras substâncias que pertencem ao mesmo grupo (nitrogênio ou fósforo);

$AEEF(s)_I$ = fator que relaciona a substância (s) emitida no país (i) com o impacto de eutrofização das águas receptoras (j);

$E(s)_I$ = emissão da substância (s) lançada no país (i).

O cálculo deve ser realizado separadamente para águas marinhas e águas continentais e reportadas, assim como o relato não deve integrar os dois resultados. O manual ressalta que o cálculo deve evitar o cálculo conjunto das duas subcategorias (marinhas e continentais) para o nitrogênio e para o fósforo, uma vez que o nitrogênio pode deixar o ambiente aquático por nitrificação, enquanto o fósforo raramente sairia do sistema, permanecendo disponível para o potencial de eutrofização.

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Potencial de contribuição da substância (s) lançada no país (i) para o crescimento de biomassa em corpos aquáticos.

Camadas de Informação:

Quantificação do potencial de contribuição da substância para o crescimento de biomassa em corpos aquáticos.

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.

Referências:

(HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)

Comentários:

Embora a emissão de poluentes cause impactos locais consideráveis, os impactos em níveis regional e marinho são mais significativos do que os locais devido à acumulação dos poluentes.

A mudança na carga de nutrientes aquáticos é calculada pelo modelo CARMEN (*Cause effect Relation Model to support Environmental Negotiations*). Os efeitos ecológicos da mudança na carga dos nutrientes não são abrangidos pelo modelo, sendo que somente a carga de nutrientes aquáticos em águas subterrâneas, em rios continentais e mares costeiros são modelados em função das emissões. O modelo considera que as seguintes fontes contribuem para a concentração de fundo: deposição atmosférica de nitrogênio no solo e em mares costeiros, fornecimento de nitrogênio e

de fósforo para solos agricultáveis e em águas residuais municipais.

Os fatores de caracterização com resolução espacial foram determinados através do modelo CARMEN para 32 países europeus. Os fatores relacionam o total de nutrientes lançados em um país e a sua contribuição para a eutrofização de águas continentais e costeiras da Europa, quantificando o máximo crescimento de biomassa que estes nutrientes podem contribuir nos corpos hídricos receptores, sem antecipar a deterioração da qualidade da água como um resultado do aumento de biomassa.

O modelo não avalia quanto da carga de nutrientes resulta em crescimento de biomassa e quais os efeitos biológicos deste crescimento. Os fatores calculados representam o máximo potencial de contribuição para o crescimento de biomassa, e por este motivo, são fatores de exposição ao invés de expressarem efeitos ecológicos. O cálculo deste potencial é realizado somente para o nitrogênio e o fósforo.

Categoria de impacto: Formação de Ozônio Fotoquímico

Método avaliado (*Baseline/Alternative/Additional/Variant*): *Baseline* (só há um método)

Nome do método de caracterização: Nome não disponível.

Método de cálculo:

$$sd\ POI(veg)_P = sd\ POF(veg)_{NO_x,i} \cdot E_{P,NO_x} + sd\ POF(veg)_{VOC,i} \cdot \sum_j \eta_j \cdot E_{P,j} + sg\ POF(veg)_{CH_4} \cdot \eta_{CH_4} \cdot E_{P,CH_4}$$

$$sd\ POI(hum)_P = sd\ POF(hum)_{NO_x,i} \cdot E_{P,NO_x} + sd\ POF(hum)_{VOC,i} \cdot \sum_j \eta_j \cdot E_{P,j} + sg\ POF(hum)_{CH_4} \cdot \eta_{CH_4} \cdot E_{P,CH_4}$$

(POTTING; HAUSCHILD, 2006)

Variáveis envolvidas:

$sd\ POI(veg)_P$ = é o impacto da formação de ozônio fotoquímico à vegetação de uma região (sítio dependente) devido à emissão pelo processo produtivo P, e corresponde à área de vegetação exposta acima do limite de concentração de ozônio (em $m^2 \cdot ppm \cdot horas$ /unidade funcional);

$sd\ POI(hum)_P$ = é o impacto da formação de ozônio fotoquímico aos humanos de uma região (sítio dependente) devido à emissão pelo processo produtivo P, e corresponde à quantidade de pessoas expostas acima do limite de concentração de ozônio (em $pessoas \cdot ppm \cdot horas$ /unidade funcional);

$sd\ POF(veg)_{NO_x,i}$ = é o fator de formação de ozônio fotoquímico em uma região (sítio dependente) (calculado pelos modelos) relacionado à emissão de NO_x do país ou

região (i) devido ao processo produtivo P nele(a) localizado, aos impactos na vegetação localizada na área de deposição (em $m^2 \cdot ppm \cdot horas/g$);

sd $POF(veg)_{VOC,I}$ = é o fator de formação de ozônio fotoquímico em uma região (sítio dependente) (calculado pelos modelos) relacionado à emissão de COV ou CO do país ou região (i) devido ao processo produtivo P nele(a) localizado, aos impactos na vegetação localizada na área de deposição (em $m^2 \cdot ppm \cdot horas/g$);

sg $POF(veg)_{CH_4}$ = é o fator de formação de ozônio fotoquímico em uma região (sítio dependente) (calculado pelos modelos) relacionado à emissão de CH_4 do país ou região (i) devido ao processo produtivo P nele(a) localizado, aos impactos na vegetação localizada na área de deposição (em $m^2 \cdot ppm \cdot horas/g$);

sd $POF(hum)_{NO_X,I}$ = é o fator de formação de ozônio fotoquímico em uma região (sítio dependente) (calculado pelos modelos) relacionado à emissão de NO_X do país ou região (i) devido ao processo produtivo P nele(a) localizado, aos impactos aos humanos localizados na área de deposição (em $personas \cdot ppm \cdot horas/g$);

sd $POF(hum)_{VOC,P}$ = é o fator de formação de ozônio fotoquímico em uma região (sítio dependente) (calculado pelos modelos) relacionado à emissão de COV ou CO do país ou região (i) devido ao processo produtivo P nele(a) localizado, aos impactos aos humanos localizados na área de deposição (em $m^2 \cdot ppm \cdot horas/g$);

sg $POF(hum)_{CH_4}$ = é o fator de formação de ozônio fotoquímico em uma região (sítio dependente) (calculado pelos modelos) relacionado à emissão de CH_4 do país ou região (i) devido ao processo produtivo P nele(a) localizado aos impactos aos humanos localizados na área de deposição (em $m^2 \cdot ppm \cdot horas/g$);

η = fator de eficiência de uma substância específica que expressa o potencial de criação formação de ozônio de COV, CO ou metano em relação ao potencial de formação de ozônio médio do COV emitido na Europa (adimensional);

E_P = emissão de NO_X , CH_4 , COV ou CO pelo processo P (g/unidade funcional).

Mais informações estão presentes no campo “Comentários”, uma vez que estas variáveis e suas equações de cálculo são apenas um dos componentes da avaliação.

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Área de vegetação ou o número de pessoas que foram expostos a níveis acima dos níveis máximos de exposição ao ozônio.

Camadas de Informação:

Área de vegetação ou o número de pessoas que foram expostos a níveis acima dos níveis máximos de exposição ao ozônio.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Capacidade de suporte do ambiente em decorrência das ações humanas.
Referências: (HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)
Comentários: <p>O método considera a formação de ozônio fotoquímico promovida pelo NO_x e de compostos orgânicos voláteis emitidos naturalmente.</p> <p>O modelo RAINS (<i>Regional Air Pollution Information and Simulation</i>) combina informação de níveis regionais de emissão com a informação do transporte atmosférico de poluentes para estimar os padrões de deposição e de concentração em comparação com a carga máxima de poluente suportada pelo ambiente (limiar) para a acidificação, eutrofização e formação de ozônio troposférico.</p> <p>O modelo RAINS compara a soma da deposição em uma área com a curva de distribuição cumulativa de um ecossistema desprotegido em uma área ($j = \text{grid cell}$) para determinar a área cujo ecossistema está desprotegido, isto é, a área na qual o limite de concentração foi superado.</p> <p>Diante do exposto aqui, é possível questionar se não seria mais interessante retratar o percentual de áreas nas quais os limites ambientais foram superados em relação às áreas totais que receberam a deposição da substância emitida pelas fontes avaliadas.</p> <p>A abordagem de Potting e Hauschild (2005) considera que a emissão só é responsável pela mudança atual no risco que ela causa. Isto é, o método entende que existe uma concentração de fundo, mas somente o aumento marginal causado pelas suas emissões e o risco associado a esse aumento marginal é que são quantificados no resultado final.</p> <p>Os limites para a exposição ao ozônio fotoquímico foram estabelecidos com base no nível crítico de exposição da vegetação sugerido pela Organização Mundial da Saúde de 40 ppb para a vegetação natural e a cultivada, a partir da qual se observariam danos, denominado AOT40 (quantidade acumulada de ozônio). O cálculo do AOT para a vegetação cultivada considera a exposição da vegetação a 3 ppm.hora durante a fase de crescimento das plantas, levando em conta somente as horas com incidência solar (média de 5 anos).</p> <p>Para as florestas, o nível crítico foi definido em 10 ppm.hora durante a temporada de</p>

crescimento de 6 meses, levando em conta somente as horas com incidência solar (média de 5 anos).

Quando expostos ao ozônio, as vias respiratórias dos humanos podem sofrer danos dependendo da concentração do poluente na atmosfera e da frequência da respiração. O nível crítico adotado pelo método foi aquele desenvolvido pela Organização Mundial da Saúde, de 60 ppb.

Categoria de impacto: Toxicidade Humana

Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): *Baseline (só existe um método)*

Nome do método de caracterização: Nome não disponível.

Método de cálculo:

$$sd-EP(hta)_p = \sum_s ((sd-HEF_{regional}(h)_{s,i} + 69.7 \cdot PD_i \cdot sg-HEF_{local}(h)_{s,i}) \cdot CF(hta)_s \cdot E(a)_{s,p})$$

(HAUSCHILD; POTTING, 2005)

Variáveis envolvidas:

sd-EP(hta)_p = impacto da toxicidade humana do processo (p) através da exposição por inalação de emissões atmosféricas (adimensional) – este resultado está relacionado ao sítio da emissão (sítio dependente);

sd-HEF_{regional}(h)_{s,i} = fator de exposição a nível regional (pessoas.µg/m³) que relaciona a emissão da substância (s) (representada pelo ácido clorídrico ou pelo benzeno), lançada na altura (h), no país ou região (i) [onde o processo(p) está localizado] – este é um fator sítio dependente, pois considera a região em que foi emitida a substância;

sd-HEF_{local}(h)_{s,i} = fator de exposição a nível local (pessoas.µg/m³) que relaciona a emissão da substância (s) (representada pelo ácido clorídrico ou pelo benzeno), lançada na altura (h), no país ou região (i) [onde o processo(p) está localizado] – este é um fator sítio dependente, pois considera a região em que foi emitida a substância;

PD_i = densidade da população local no país ou região (i) onde o processo (p) está localizado;

sg-HEF_{regional}(h)_{s,i} = fator de exposição para um sítio genérico (pessoas.µg/m³) que relaciona a emissão da substância (s) (representada pelo ácido clorídrico ou pelo benzeno), lançada na altura (h), no país ou região (i) [onde o processo(p) está localizado] – este é um fator sítio genérico, pois não considera a região em que foi

<p>emitida a substância;</p> <p>$CF(hta)_s$ = fator de toxicidade humana do EDIP97 (em m^3/kg) que relaciona a emissão da substância (s) no ar ao impacto de exposição ao ar;</p> <p>$E(a)_{s,p}$ = emissão da substância (s) no ar, pelo processo (p) (em g por unidade funcional).</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Exposição de seres humanos dentro da área de deposição prevista no território europeu, expresso pelo produto entre o aumento na concentração da substância e o número de pessoas expostas a este aumento, integrado pela área de deposição total.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Potencial de impacto aos seres humanos devido à toxicidade de substâncias.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas;</p>
<p>Referências:</p> <p>(HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006)</p>
<p>Comentários:</p> <p>O método do EDIP2003 contém algumas alterações em relação ao método EDIP97. Somente o manual de divulgação da nova versão informa a equação de cálculo da toxicidade humana. Não foi possível acessar o manual do EDIP97 para obter todas as demais equações de cálculo. O manual de divulgação do EDIP 2003 informa que os fatores de efeito do EDIP97 expressam o volume do compartimento ambiental (solo, água e atmosfera) que poderia ser poluído acima do valor de referência de concentração ou dose limites aos seres humanos.</p> <p>Desta forma, o potencial de impacto em humanos devido à toxicidade de substâncias é calculado pela multiplicação entre os fatores de efeito do EDIP97 e os fatores de exposição do EDIP2003.</p> <p>Sobre os critérios para o desenvolvimento dos fatores de exposição do EDIP2003:</p> <p>A intoxicação humana pode ser causada pela ingestão, pelo contato ou pela inalação de substâncias acima de níveis toleráveis pelo organismo humano. A análise feita pelos autores foca basicamente na exposição humana aos poluentes atmosféricos, uma vez que a ingestão de alimentos cultivados em solos contaminados ou a ingestão de água contaminada requer dados ainda indisponíveis.</p> <p>Os autores ressaltam que a exposição humana à poluição atmosférica depende da</p>

concentração de pessoas nos locais que serão afetados pela dispersão dos poluentes, que é basicamente afetada pelo tempo de permanência da substância na atmosfera (substâncias de maior tempo de permanência vs. substâncias de menor tempo), pela altura da chaminé (chaminés altas não expõem a população local, entretanto, expõem populações distantes; o contrário também é verdadeiro) e, finalmente, pelas condições climáticas.

Sendo assim, dois modelos são recomendados para calcular a exposição humana aos poluentes atmosféricos, o modelo EUTREND baseado na pluma de dispersão gaussiana para cobrir a exposição da população próxima à fonte de emissão – até 10 km -, enquanto o modelo *WMI-module* (*Wind rose Model Interpreter*) para calcular a exposição humana de longo alcance.

Embora a concentração individual de muitos poluentes não ultrapasse os limites de concentração recomendados para a preservação da saúde humana, a presença conjunta de várias substâncias na atmosfera pode passar a oferecer um risco significativo. Sendo assim, a abordagem corriqueira dos métodos de AICV, baseada na avaliação da ultrapassagem das concentrações sem efeito esperado, cai por terra uma vez que evidências já demonstram que um conjunto de substâncias afeta a saúde humana mesmo sem a ultrapassagem das concentrações sem efeito esperado.

Devido à dificuldade em estabelecer um limite para a ultrapassagem da concentração de um conjunto de substâncias, pelo fato de ser impossível localizar uma fonte de emissão nos métodos de AICV (cada fonte de emissão requereria uma nova modelagem para a definição de fatores de caracterização), e pelo fato da contribuição da concentração de fundo ser mais relevante para a intoxicação humana do que emissão de poluentes por uma única fonte, os fatores de caracterização do EDIP2003 são utilizados como complementos aos fatores de caracterização do EDIP97, pois adicionam uma avaliação espacial que determina variações no aumento da exposição humana.

Categoria de impacto: Ecotoxicidade
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só existe um método)
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo:

$$EF(etnc)_i^m = f^{mn} BIO_i \frac{1}{PNEC_{i,n}} \cdot SF_p \quad (\text{HAUSCHILD; POTTING, 2005; POTTING; HAUSCHILD, 2006})$$

$$sd - EP(etn)_p = \sum_s (EEF_{s,i} \cdot CF(etm)_s \cdot E(m)_{s,p}) \quad (\text{HAUSCHILD; POTTING, 2005})$$

Variáveis envolvidas:

EF = fator de efeito, ou fator de caracterização – corresponde à relação inversa da concentração para a qual não se prevê efeito (PNEC);

PNEC = concentração para a qual não se prevê efeito (*predicted no-effect concentration*);

f^{mn} = fração da substância que é redistribuída desde o compartimento inicial (m) até o compartimento final (n);

BIO = potencial de biodegradação da substância (i), determinado por testes padronizados;

SF_p = probabilidade espacialmente determinada para a ocorrência do impacto total; seus valores variam entre 0 e 1;

m = compartimento ambiental no qual houve lançamento da substância;

n = compartimento ambiental afetado;

i = substância emitida.

$sd-EP(etn)_p$ = impacto de ecotoxicidade no compartimento (n) do processo (p) – é um fator sítio dependente, ou seja, para uma região;

$EEF(etn)_{s,i}$ = fator de exposição (adimensional) que relaciona a emissão da substância (s) na situação (I), pelo processo (p – descrito como a região geográfica e localização no ciclo hidrológico) à exposição em nível regional;

$CF(etm,n)_s$ = fator de efeito, ou fator de caracterização – fator de caracterização do EDIP97 para a ecotoxicidade (em m^3/s), que relaciona a emissão da substância (s) no compartimento inicial (m) com o impacto no compartimento (n);

$E(m)_s$ = emissão da substância (s) no compartimento inicial (m) (em g/unidade funcional).

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Potencial de impacto ecotóxico no compartimento (solo, atmosfera ou aquático) receptor devido à emissão de substância tóxica pelo processo produtivo.
Camadas de Informação: Potencial de contaminação dos compartimentos ambientais.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.
Referências: (POTTING; HAUSCHILD, 2006)
Comentários: <p>O manual apresenta a equação de cálculo da ecotoxicidade utilizada pelo EDIP97 (é a mesma versão utilizada pela versão atual do método), a qual considera a concentração limite para a qual não são previstos efeitos ecotóxicos no ambiente versus a emissão pela fonte, considerando sua diluição até atingir o compartimento final (solo, atmosfera ou hidrosfera) e sua biodegradabilidade.</p> <p>Os fatores de caracterização do EDIP97 para a ecotoxicidade, ou fatores de efeito, são para sítios genéricos enquanto os fatores do EDIP2003 são fatores de exposição. Desta forma, o potencial de contaminação dos compartimentos ambientais é calculado pela multiplicação entre os fatores de efeito do EDIP97 e os fatores de exposição do EDIP2003.</p>

APÊNDICE A.6 – IMPACT 2002+

Categoria de impacto: Toxicidade humana
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Só há um método (<i>baseline</i>).
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
<p>Método de cálculo:</p> $HTP_I = HDF_I / HDF_{\text{cloroetileno}} \quad (\text{JOLLIET et al., 2003})$ $HDF_I = iF_I \cdot EF_I = iF_I \cdot \beta_I \cdot D_I \quad (\text{JOLLIET et al., 2003})$ $\beta_{\text{human}} = \frac{0.1}{ED_{10}} \cdot \frac{1}{BW \cdot LT_h \cdot N_{365}} \quad (\text{JOLLIET et al., 2003})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>HTP_I = potencial de toxicidade para humanos da substância (i) em relação ao potencial de toxicidade do cloroetileno [$kg_{EQ\text{cloroetileno}}/kg_I$];</p> <p>$HDF_{\text{cloroetileno}}$ = Fator de dano humano causado pelo cloroetileno [DALY/ kg_{emitido}];</p> <p>HDF_I = Fator de dano humano causado pela substância (i) [DALY/ kg_{emitido}];</p> <p>iF_I = fração de admissão (<i>intake fraction</i>), equivale à fração da massa de uma substância lançada no ambiente que é admitida pela população humana, através de alimentos contaminados, da respiração ou do contato dérmico [kg_{admitido} por kg_{emitido}];</p> <p>EF_I = fator de efeito, i.e., os riscos potenciais relacionados com a admissão das substâncias [DALY/ kg_{admitido}];</p> <p>β_I = fator da curva de dose-resposta [em risco de incidência/kg_{admitido}];</p> <p>D_I = severidade [em DALY - anos vividos com deficiências ou limitações – por incidência].</p> <p>B_{human} = fator de efeito na saúde humana [risco de um incidente por kg ingerido e acumulado];</p> <p>ED_{10} = dose de referência que resulta em 10% do efeito de fundo [mg/kg/dia];</p>

<p>BW = peso corporal médio da população considerada [kg/pessoa];</p> <p>LT_H = tempo de vida médio dos humanos na população considerada [anos];</p> <p>N₃₆₅ = número de dias por ano [dias/ano].</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de toxicidade da substância (i) em relação ao potencial de toxicidade do cloroetileno.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 – Aumento do potencial de intoxicação humana;</p> <p>2 – Relativização da informação em relação ao HTP do cloroetileno.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 – Potencial de impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 – Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(JOLLIET et al., 2003)</p>
<p>Comentários:</p> <p>Os fatores de caracterização foram definidos pelo modelo IMPACT2002 (<i>Impact Assessment of Chemical Toxics</i>), que modela o risco e o impacto potencial para uma série de substâncias químicas. O modelo calcula fatores genéricos para todo o continente do Leste Europeu, além de habilitar a diferenciação espacial para 50 bacias hidrográficas e células de ar na Europa.</p> <p>O modelo considera o destino das substâncias após a emissão (transporte pelo ambiente, exposição e admissão nos organismos humanos). O destino é combinado com o fator de efeito, que caracteriza os riscos potenciais associados com a admissão (pela ingestão de produtos contaminados, inalação ou exposição dérmica) nos organismos humanos. Por fim, a severidade caracteriza a magnitude relativa do dano causado por uma doença.</p> <p>As vias de ingestão consideram o consumo de água contaminada, ingestão acidental de solo e de alimentos contaminados (frutas, vegetais, grãos, carne bovina, suína, pescado, ovos, leite, etc.).</p>

Categoria de impacto: Efeitos Respiratórios (Eco-Indicator99 - Danos à saúde humana causados por efeitos respiratórios)
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: $D_c = \sum_{ijkm} [I_{ij} \cdot F_{ijk} \cdot E_{ikm,c} \cdot DALY_{sm,c}] \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$ $DALY_m = YLL_m + YLD_m \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$
Variáveis envolvidas: <i>D = outcome of the damage assessment for human or ecological health measured in the respective damage units (here DALYs for human health);</i> <i>DALYs = Disability Adjusted Life Years, used as metric for the damage to human health;</i> <i>E = effect factor;</i> <i>F = fate factor;</i> <i>I = environmental intervention per functional unit [e g , kg];</i> <i>c = index for the three cultural perspectives (individualists, egalitarians and hierarchists);</i> <i>i = index for substance;</i> <i>j = index for compartment;</i> <i>k = index for exposure path;</i> <i>m = index for endpoint.</i>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Danos causados à saúde humana (anos de vida perdidos) pela emissão do poluente <i>I</i> , calculados pela exposição humana às emissões acumuladas em um compartimento ambiental (<i>F</i> - <i>fate and exposure</i>), considerando os efeitos esperados à exposição (<i>E</i>), ajustados para anos de vida perdidos (DALYs).
Camadas de Informação: Quantificação do impacto na saúde humana.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.

<p>Referências:</p> <p>(HOFSTETTER, 1998; GOEDKOOPT; SPRIENSMA, 2001)</p>
<p>Categoria de impacto: Radiação Ionizante (Eco-Indicator99: Danos à saúde humana causados por radiação ionizante)</p>
<p>Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i></p>
<p>Nome do método de caracterização: Nome não disponível.</p>
<p>Método de cálculo:</p> <p>DamageFactor = ExposureFactor . EffectFactor . DALYsFactor (FRISCHKNECHT et al., 2000)</p> <p>DALYs = YLD + YLL (FRISCHKNECHT et al., 2000)</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>ExposureFactor (man.Sv/kBq) = dose coletada de radiação em humanos pelo lançamento de material radioativo ;</p> <p>EffectFactor = efeito esperado devido à exposição;</p> <p>DALYsFactor (anos) = anos de vida de incapacidade ajustados (disability adjusted life years);</p> <p>YLD = anos vividos com invalidez;</p> <p>YLL = anos de vida perdidos;</p> <p>DamageFactor (anos/kBq)= caracterização da substância i emitida.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Danos à saúde humana considerando o tempo de vida vivido com deficiência causada pela radiação e o tempo de vida perdido, ambos mensurados em anos.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Quantificação do impacto na saúde humana.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.</p>
<p>Referências:</p> <p>(FRISCHKNECHT et al., 2000; GOEDKOOPT; SPRIENSMA, 2001).</p>
<p>Comentários:</p>

Este método considerou somente os impactos na saúde humana causados pela radiação, ou seja, não leva em consideração os impactos destas emissões nos demais compartimento (impactos na biota ou acúmulo nos no solo, água, etc.). O estudo teve como base a emissão "normal" de radiação pelas usinas nucleares francesas e desconsiderou as emissões acidentais.

Categoria de impacto: Depleção da camada de ozônio (Eco-Indicator99: Danos à saúde humana causados pela depleção da camada de ozônio)

Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): *Baseline (só existe um método)*

Nome do método de caracterização: Nome não disponível.

Método de cálculo:

$$D_c = \sum_{ijkm} [I_{ij} \cdot F_{ijk} \cdot E_{ikm,c} \cdot DALYs_{m,c}] \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$$

$$DALY_m = YLL_m + YLD_m \text{ (HOFSTETTER, 1998)}$$

Variáveis envolvidas:

D = outcome of the damage assessment for human or ecological health measured in the respective damage units (here DALYs for human health);

DALYs = Disability Adjusted Life Years, used as metric for the damage to human health;

E = effect factor;

F = fate factor;

I = environmental intervention per functional unit [e g , kg];

c = index for the three cultural perspectives (individualists, egalitarians and hierarchists);

i = index for substance;

j = index for compartment;

k = index for exposure path;

m = index for endpoint.

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Danos causados à saúde humana (anos de vida perdidos) pelo aumento nos casos de câncer devido à redução da camada de ozônio, calculados pelo aumento na camada de

ozônio e à maior exposição humana aos raios UV (<i>F</i> - <i>fate and exposure</i>), considerando os efeitos esperados decorrentes desta maior exposição (<i>E</i>), ajustados para anos de vida perdidos (DALYs).
Camadas de Informação: Quantificação do impacto na saúde humana.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.
Referências: (HOFSTETTER, 1998; GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)

Categoria de impacto: Oxidação fotoquímica
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Esta categoria de impacto não foi encontrada no Eco-Indicator 99.
Nome do método de caracterização: Esta categoria de impacto não foi encontrada no Eco-Indicator 99.
Método de cálculo: Esta categoria de impacto não foi encontrada no Eco-Indicator 99.
Variáveis envolvidas: Esta categoria de impacto não foi encontrada no Eco-Indicator 99.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Esta categoria de impacto não foi encontrada no Eco-Indicator 99.
Camadas de Informação: Esta categoria de impacto não foi encontrada no Eco-Indicator 99.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Esta categoria de impacto não foi encontrada no Eco-Indicator 99.
Referências: (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)

Categoria de impacto: Ecotoxicidade aquática e terrestre
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Só há um método.
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
<p>Método de cálculo:</p> $AEP_i = \frac{APAF_i}{APAF_{\text{triethylene glycol}}} \quad (\text{JOLLIET et al., 2003})$ $APAF_i = F_i^{mw} \cdot \theta_i^w \cdot \beta_i \quad (\text{JOLLIET et al., 2003})$ $\theta = 1/k = \Delta C \cdot V \cdot \Delta t / M \quad (\text{JOLLIET et al., 2003})$ $\beta_i = 0.5 / HC50_i^w \quad (\text{in PAF m}^3/\text{kg}) \quad (\text{JOLLIET et al., 2003})$ $HC50_i^s = HC50_i^w (K_{di} \rho^s + f^w) \quad (\text{JOLLIET et al., 2003})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>AEP_i = Potencial de ecotoxicidade aquático da substância (i) [em $\text{kg}_{EQ\text{trietilenoglicol}}$];</p> <p>$APAF_{\text{trietilenoglicol}}$ = Fração de espécies aquáticas potencialmente afetadas [em $\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{ano} / \text{kg}$ - PAF = fração de espécies potencialmente afetadas] devido à emissão do trietilenoglicol;</p> <p>$APAF_i$ = Fração de espécies aquáticas potencialmente afetadas [em $\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{ano} / \text{kg}$] devido à emissão da substância (i);</p> <p>F_i^{MW} = fator de destino, corresponde à fração de emissão da substância (i) no compartimento (m) transferida para a água [adimensional];</p> <p>θ_i^w = tempo [em anos] de residência da substância (i) na água, igual ao inverso da taxa constante (k) de decaimento total na água;</p> <p>β_i = fator de efeito, i.e., corresponde à mudança na fração de espécies afetadas que sofrem o aumento no estresse para uma mudança na concentração do contaminante [em $\text{PAF m}^3/\text{kg}$];</p> <p>ΔC = aumento da concentração [kg/m^3] no volume de água (V), devido ao fluxo da emissão $M / \Delta t$ [kg/ano];</p> <p>$HC50_i^w$ = concentração perigosa média que afeta 50% das espécies presentes no</p>

<p>ecossistema aquático;</p> <p>$HC50_I^S$ = concentração perigosa média que afeta 50% das espécies presentes no ecossistema terrestre – corresponde a uma extrapolação do HC50 aquático;</p> <p>k_{di} = coeficiente de adsorção da substância (i) [em m^3/kg];</p> <p>ρ^S = densidade do solo [kg/m^3];</p> <p>f^W = conteúdo volumétrico de água no solo [adimensional].</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de perturbação ecotóxico (aquático ou terrestre) de uma substância em relação ao potencial de perturbação do trietilenoglicol.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento no potencial de perturbação ecotóxico (aquático ou terrestre);</p> <p>2 - Relativização em relação ao AEP do trietilenoglicol.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(JOLLIET et al., 2003)</p>
<p>Comentários:</p> <p>O fator de efeito (transporte da substância pelo ambiente até o acúmulo em algum compartimento) é obtido através do modelo IMPACT2002.</p> <p>Outro diferencial neste método está na integração espacial dos dados, que difere da avaliação de risco comumente empregada que divide a concentração ambiental prevista em uma área pela concentração ambiental para a qual não são previstos danos aos ecossistemas. Nesta categoria de impacto, o IMPACT2002+ considera a concentração danosa média que afeta 50% das espécies de um ecossistema.</p> <p>Uma limitação do método é a ausência de um módulo que incorpore a biomagnificação, uma vez que considera apenas a bioconcentração devido ao contato das espécies com a contaminação do ambiente.</p>

Categoria de impacto: Acidificação aquática (CML: Acidificação)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Alternative
Nome do método de caracterização: <i>AP - Acidification Potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $\eta(\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}) = \frac{\nu}{M(\text{kg}\cdot\text{mol}^{-1})} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $AP_i = \frac{\eta_i(\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1})}{\eta_{\text{SO}_2}(\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1})} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $X + \dots \rightarrow \nu \text{H}^+ + \dots \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $\text{acidification} = \sum_i AP_i \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>n (mol/kg) = número de íons de H^+ que pode ser produzido por mol de substância;</p> <p>ν = coeficiente estequiométrico (número de mols de H^+);</p> <p>M = massa molar (kg/mol) da substância X (obs.: unidade dimensional correta de massa molar é o "g/mol");</p> <p>AP_i = potencial de acidificação da substância i (número de íons de H^+ que pode ser produzido por mol da substância i em relação ao número de íons de H^+ que pode ser produzido por mol de SO_2);</p> <p>Acidification = Potencial de acidificação caracterizado (kg SO_2 eq).</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de criação de íons de H^+ da substância i em relação ao potencial de criação de íons de H^+ do SO_2.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento no potencial de acidificação do ambiente no qual ocorreu a emissão;</p> <p>2 - Relativização do potencial de criação de H^+ da substância em relação ao potencial de criação de H^+ do SO_2.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>

Referências:

(HEIJUNGS et al., 1992; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Eutrofização aquática [CML: Eutrofização (terrestre e aquática)]

Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): Baseline

Nome do método de caracterização: *generic EP - generic eutrophication potential*

Método de cálculo:

$$NP_i = \frac{v_i/M_i}{v_{\text{PO}_4^{3-}}/M_{\text{PO}_4^{3-}}} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$$

$$\text{nutrification} = \sum_i NP_i \times m_i \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$$

$$\text{eutrophication} = \sum_i EP_i \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$$

Variáveis envolvidas:

NP_i = potencial de nitrificação da substância i ;

v_i = biomassa equivalente em Nitrogênio da substância i ;

M_i = quantidade da substância i ;

$v_{\text{PO}_4^{3-}}$ = biomassa equivalente em Nitrogênio do fosfato;

$M_{\text{PO}_4^{3-}}$ = quantidade de fosfato;

nutrification = potencial de nitrificação;

eutrophication = potencial de eutrofização (PO_4^{3-} eq).

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Potencial de eutrofização (terrestre e aquática) da substância i em relação ao potencial de eutrofização do fosfato.

Camadas de Informação:

1 - Aumento no potencial de eutrofização (terrestre e aquática) do ambiente no qual ocorreu a emissão;

2 - Relativização do potencial eutrofização da substância i em relação ao potencial de eutrofização do fosfato.

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (HEIJUNGS et al., 1992; GUINEÉ et al., 2002)

Categoria de impacto: Acidificação/Nitrificação terrestre (Eco-Indicator99: Danos à qualidade ecossistêmica causados por acidificação e eutrofização devido às emissões atmosféricas).
Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: <p>A descrição dos modelos SMART e MOVE no manual do método de AICV, foi utilizada como base para avaliar esta categoria de impacto.</p> <p>A referência principal para o modelo Natuuplanner está em holandês. Este modelo é composto por outros dois modelos – modelo de destino SMART e o modelo de danos MOVE, ambos com os respectivos manuais indisponíveis no idioma inglês.</p>
Variáveis envolvidas: <p>Esta categoria de impacto foi avaliada a partir da descrição do modelo Natuurplanner (composto pelos modelos SMART e MOVES).</p>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: <p>Espécies potencialmente afetadas pela acidificação e pela eutrofização do solo.</p>
Camadas de Informação: <p>Espécies potencialmente afetadas pela acidificação e pela eutrofização do solo.</p>
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <p>Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.</p> <p>(Embora a categoria faça referência ao dano, o método de cálculo traz o termo "Potencialmente...", ou seja, a mensuração dos danos aos ecossistemas não é tão assertiva quanto à mensuração dos danos à saúde humana).</p>
Referências: (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)
Comentários: <p>Diferentemente dos danos causados pela ecotoxicidade, em que o aumento na emissão</p>

de substâncias tóxicas eleva os danos no ecossistema, o aumento na emissão das substâncias que causam eutrofização ou acidificação não resultam diretamente em um dano, uma vez que há uma combinação ótima entre nível de nutrientes e de acidez, os quais podem levar ao aumento ou à redução da diversidade. Sendo assim, o desafio neste método, de acordo com os autores, foi encontrar o ponto a partir do qual o lançamento de substâncias passa a ser considerado danoso.

A modelagem da exposição, dos efeitos e dos danos é feita através do modelo georreferenciado Nature Planner (Natuurplanner), uma vez que o EUSES não trabalha com substâncias inorgânicas. O Natuurplanner foi desenvolvido especificamente para a Holanda e é utilizado no Eco Indicator 99 para a modelagem de todo o continente Europeu (extrapolação do modelo do território Holandês para todo o território europeu), sendo assim, os autores ressaltam a existência de vieses.

O modelo é constituído de dois módulos, o primeiro é o SMART, utilizado como modelo de destino e o segundo é o MOVE, utilizado para modelar os danos, cujos resultados são em PDF (Potentialiy Disappeared Fraction) para 900 plantas holandesas. As funções de resposta descrevem a relação entre o PDF e a acidez do solo, quantidade de nutrientes e de umidade, assim como a interação entre estes fatores.

O modelo SMART prevê mudanças no pH do solo e da disponibilidade de nitrogênio na zona das raízes a cada ano, enquanto o modelo MOVE calcula a função de resposta de 900 plantas holandesas a partir dos resultados do modelo SMART, descrevendo a relação entre o PDF e a acidez, a eutrofização e a umidade do solo.

As grandes limitações do modelo Natuurplanner: não contempla danos aos ecossistemas aquáticos, tampouco danos causados pelas emissões de fósforo.

Somente as alterações em áreas naturais são levadas em consideração, sendo assim, o modelo não considera mudanças na acidez, nem no nível de nutrientes nas terras utilizadas pela agricultura. Outro motivo para esta restrição é que os impactos nas terras agrícolas, causados pela deposição aérea, são menores do que os impactos causados pela acidificação e mudanças no nível de nutrientes causados pela própria agricultura. O maior problema deste indicador é a falta de modelos para a eutrofização e acidificação de ecossistemas aquáticos.

Outras limitações: terras alagáveis ou pântanos são levados em consideração somente quando forem naturais; os efeitos da emissão atmosférica de nitratos, fosfatos e sulfatos em rios, canais e lagos não são considerados (justificativa: este não é um problema

crítico na Europa, entretanto, os autores ressaltam que lagos escandinavos apresentam altos índices de acidificação devido às emissões atmosféricas).

Categoria de impacto: Ocupação do solo (Eco-Indicator99: Danos à qualidade ecossistêmica causados pelo uso do solo)

Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): *Baseline (só existe um método)*

Nome do método de caracterização: Nome não disponível.

Método de cálculo:

Equação para o cálculo dos danos devido à ocupação do solo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001):

$$EQ_{occupation} = EQ_{regional} + EQ_{local} = PDF_{natural \rightarrow use} * b * A_{use} * t_{occupation} + PDF_{natural \rightarrow use} * A_{use} * t_{occupation} \\ = (b + 1) * PDF_{natural \rightarrow use} * A_{use} * t_{occupation}$$

Equação para o cálculo dos danos devido à conversão de uso no solo (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001):

$$EQ_{conversion,1 \rightarrow 2} = EQ_{regional} + EQ_{local,1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} * b * A_{use} * t_{restoration} + PDF_{1 \rightarrow 2} * A_{use} * t_{restoration} \\ = (b + 1) * PDF_{1 \rightarrow 2} * A_{use} * t_{restoration}$$

Adaptados de Goedkoop e Spriensma (2001):

$$PDF_{1 \rightarrow 2} = \frac{a_1 - a_2}{a_2}$$

$$PDF_{natural \rightarrow use} = \frac{a_{natural} - a_{use}}{a_{natural}}$$

Obs.: possivelmente, a equação do PDF1-2 está errada, pois, de acordo com Goedkoop e Spriensma (2000, pág. 64), deveria ser: PDF = (Sref - Suse)/Sref.

Variáveis envolvidas:

EQ = qualidade ecossistêmica;

b = 0,2 (fator assumido pelos autores para equivaler os impactos regionais a 20% dos impactos locais - valor de 0,3 condiz com a bibliografia utilizada como base para o estudo);

<p>A_{use} = área utilizada;</p> <p>$t_{\text{restoration}}$ = tempo para que ocorra a restauração da área em uso do estado 2 para o estado 1;</p> <p>$t_{\text{occupation}}$ = tempo de ocupação da área.</p> <p>PDF_{1-2} = fração de espécies que potencialmente desaparecerão devido à conversão de uso do solo;</p> <p>$\text{PDF}_{\text{natural-use}}$ = fração de espécies que potencialmente desaparecerão devido à ocupação do solo;</p> <p>a = fator de riqueza de espécies.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Espécies que potencialmente desaparecerão devido à mudança no uso do solo, que resulta da comparação numérica entre os fatores de riqueza de espécies na condição inicial (sem ocupação ou mudança no uso) e na condição atual (com ocupação ou mudanças no uso) de uma área por determinado período de tempo.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Espécies que potencialmente desaparecerão devido à mudança no uso do solo.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Impacto no ambiente em decorrência das ações humanas.</p> <p>(Diferentemente das categorias de medição da qualidade ecossistêmica, esta categoria de impacto mensura efetivamente a redução na riqueza de espécies devido à mudança de uso do solo, uma vez que a riqueza de espécies em cada uma das situações de uso do solo foi determinada a partir da observação dos ambientes).</p>
<p>Referências:</p> <p>(GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001)</p>
<p>Comentários:</p> <p>Os autores consideram que o uso do solo é mais impactante para a qualidade ecossistêmica do que as demais categorias de impacto. Diferentemente dos outros modelos, baseados em dados de laboratório e modelagem computacional, esta categoria de impacto conta com dados empíricos para a ocupação e mudanças de uso do solo e considera tanto os impactos locais quanto os impactos regionais dessas mudanças.</p> <p>Apesar da disponibilidade de dados sobre o estado real das vegetações observadas, os autores ressaltam que a riqueza de espécies observada está sobre pressão tanto da</p>

ocupação do solo quanto da toxicidade, acidez do solo, radiação UV, dentre outros. Outras limitações aos dados estão relacionadas à sua disponibilidade (grande quantidade de informações está disponível para a minoria de casos de uso do solo) e à sua adequabilidade (parte das informações disponíveis não está adequada à abordagem desenvolvida).

O modelo trabalha com áreas que foram convertidas de um estado para outro, e áreas que foram ocupadas durante certo período de tempo.

Categoria de impacto: Aquecimento Global (Avaliação adaptada do CML: Mudanças Climáticas)

Método avaliado (*Baseline/Alternative/Additional/Variant*): Só há este método.

Nome do método de caracterização: GWP500 - Potencial de Aquecimento Global

Método de cálculo:

$$GWP_x(t') = \frac{\int_0^{t'} F_x \exp\left(-t/\tau_x\right) dt}{\int_0^{t'} F_{CO_2} R(t) dt} \quad (\text{DANIEL; VELDERS, 2006})$$

$$climate\ change = \sum_i GWP_{a,i} \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$$

Variáveis envolvidas:

F_{CO_2} = forçante radiativa do CO_2 ($W/m^2.kg$);

F_x = forçante radiativa do gás x ;

$R(t)$ = função de resposta para o decaimento de um pulso instantâneo de CO_2 ;

$\exp(-t/\tau_x)$ = "função" de decaimento exponencial do gás x , determinado pelo tempo de resposta de τ_x .

GWP = potencial de aquecimento global da substância i ;

m_i = massa da emissão do poluente i ;

$climate\ change$ = GWP da substância i equivalente ao GWP do CO_2 .

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Potencial de aquecimento global de uma substância equivalente ao potencial de aquecimento global do CO_2 .

Camadas de Informação:

<p>1 - Aumento no potencial de aquecimento global (conforme o manual define, é o impacto das emissões humanas na forçante radiativa da atmosfera);</p> <p>2 - Relativização em relação ao GWP do CO₂.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(DANIEL; VELDER, 2006; GUINEÉ et al., 2002)</p>
<p>Comentários:</p> <p>O IMPACT2002+ adota a metodologia de cálculo de GWP500 do IPCC, enquanto o CML adota o GWP100. O IMPACT2002+ não faz referência ao CML nesta categoria de impacto, entretanto, devido à igualdade entre as equações de cálculo, decidiu-se reaproveitar o material da avaliação do CML.</p>

Categoria de impacto: Energia não renovável
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Só há uma alternativa.
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
<p>Método de cálculo:</p> $\text{Non-renewable energy} = \sum q_F * PCS_F$ <p>[equação baseada no relato de Joliet et al. (2003)]</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p><i>Non-renewable energy</i> = energia não renovável [em kcal];</p> <p>q_F = quantidade de energia da fonte (f) [em kg];</p> <p>PCS_F = poder calorífico superior da fonte (f) [em kcal/kg].</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Quantidade de energia contida nos combustíveis utilizados no processo produtivo.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>Quantidade de energia contida nos combustíveis utilizados no processo produtivo.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>Inventário do Ciclo de Vida</p>
Referências:

(JOLLIET et al., 2003)

Categoria de impacto: Extração mineral (Eco-Indicator99: Danos aos recursos utilizados, causados pela depleção de minerais e de combustíveis fósseis).
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline (só existe um método)</i>
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Método da energia excedente. O manual de AICV não detalha o método de cálculo, tampouco foi possível o acesso à obra de MÜLLER-WENK ³⁹ (1998-1 apud GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001).
Variáveis envolvidas: Sem referência para as variáveis.
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Energia excedente que deve ser utilizada para extrair a mesma quantidade de recurso, tanto mineral quanto energético (fóssil).
Camadas de Informação: Energia excedente que deve ser utilizada para extrair a mesma quantidade de recurso.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas (O principal problema referente aos danos aos recursos utilizados, pela ótica da economia ecológica, seria a depleção do próprio recurso que está sendo explorado, cuja exploração possivelmente não considera a disponibilidade do recurso para as futuras gerações. O excedente de energia utilizado para obter o recurso é apenas mais umas das consequências da sobre-exploração).
Referências: (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001)
Comentários: Enquanto as categorias de impacto da qualidade ecossistêmica e de danos à saúde utilizam modelos pré-existentes, o modelo de depleção dos recursos foi elaborado pela

³⁹ Ver a Nota de Rodapé 37.

equipe do Eco-indicator99, uma vez que os autores não encontraram modelos disponíveis dentro da proposta definida.

De modo geral, esta categoria modela a redução da concentração de recursos e em seguida traduz esta redução no aumento extra de energia para a extração.

Nesta categoria, somente os recursos minerais e fósseis foram contemplados, sendo que a justificativa dos autores é de que os recursos bióticos já foram considerados nas categorias de impacto relacionadas à qualidade ecossistêmica.

O texto chama a atenção para os problemas à abordagem da depleção de recursos: a dificuldade em definir o tamanho do estoque, a substituição dos recursos face a depleção, e de que alguns recursos não desaparecem ao serem utilizados, ou seja, eles apenas perdem a sua propriedade essencial (exemplo: queima de combustíveis fósseis) ou se dispersam pelo ambiente.

Os autores definiram os seguintes requisitos para o seu modelo: o método deve considerar a qualidade dos estoques, ao invés da quantidade; não deve se basear em cenários futuros, pois são difíceis de prever com precisão; e deve refletir a preocupação humana de que esforços extras deverão ser feitos à medida que os recursos vão sendo consumidos.

A depleção de minerais e de recursos fósseis requer abordagens distintas: a cada kg de mineral extraído o esforço aumenta gradualmente, enquanto o esforço para extração de recurso fóssil (em especial o petróleo) é o mesmo até o esgotamento de um reserva, passando a aumentar somente quando passamos a explorar uma nova reserva (nota dos autores: isso é diferente para o carvão, pois a profundidade de extração aumenta o esforço para uma mesma reserva).

Categoria de impacto: Saúde humana
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Só há um método (<i>baseline</i>).
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Indica apenas que os fatores <i>midpoint</i> devem ser multiplicados pelos fatores de dano (<i>endpoint</i>), sem explicar quais operações matemáticas foram utilizados para definir os últimos.
Variáveis envolvidas:

HH = Saúde humana [em DALY/kg _{emissão}];
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Danos causados à saúde humana ajustados para anos de vida perdidos (DALYs).
Camadas de Informação: Quantificação do impacto na saúde humana.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Impacto na saúde humana em decorrência das ações humanas.
Referências: (JOLLIET et al., 2003)
Comentários: O manual não indica as operações matemáticas necessárias para obter os valores em DALY/kg _{emissão} .

Categoria de impacto: Qualidade ecossistêmica
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Só há um método.
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: $AEDF_i = 0.5 \cdot APAF_i / h^w$ (JOLLIET et al., 2003, p. 328)
Variáveis envolvidas: AEDF _i = Fator de dano ecotóxico aquático [em PDF.m ² .ano/kg _{emitido}]; APAF _i = Fração de espécies aquáticas potencialmente afetadas [em PAF.m ³ .ano/kg] devido à emissão da substância (i); h ^w = média da profundidade do corpo hídrico continental [em m];
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Fração de espécies (aquáticas) potencialmente afetadas em um metro quadrado em um ano por massa emitida de uma substância ecotóxica [suposição de que metade das espécies afetadas acima do nível crônico de EC50 (concentração ambiental que afeta 50% das espécies) vai desaparecer devido ao estresse tóxico].
Camadas de Informação: Provável dano ecotóxico no ambiente aquático;

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:
Impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;
Referências:
(JOLLIET et al., 2003)
Comentários:
<p>A equação de cálculo acima é aplicada somente para a conversão do potencial de dano ecotóxico aquático em PAF para a mensuração do dano em PDF.</p> <p>O manual menciona que os métodos de extrapolação de PAF (Fração de espécies provavelmente afetadas) para PDF (Fração de espécies potencialmente desaparecidas) estão em desenvolvimento para os fatores de caracterização de danos na qualidade ecossistêmica causados pela acidificação e eutrofização aquática. Já a contribuição da oxidação fotoquímica e da depleção de ozônio ainda carece de informações científicas que permitam esta conversão. Por fim, as categorias de impacto <i>midpoint</i> relacionadas à acidificação e à nitrificação terrestre, e a ocupação do solo já expressam seus resultados em PDF.</p> <p>O manual não indica se os valores em PDF devem ser somados após a conversão.</p>

Categoria de impacto: Mudanças climáticas (Avaliação adaptada do CML: Mudanças Climáticas)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Só há este método.
Nome do método de caracterização: GWP500 - Potencial de Aquecimento Global
<p>Método de cálculo:</p> $GWP_x(t') = \frac{\int_0^{t'} F_x \exp\left(-t/\tau_x\right) dt}{\int_0^t F_{CO_2} R(t) dt} \quad (\text{DANIEL; VELDERS, 2006})$ $climate\ change = \sum_i GWP_{a,i} \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>F_{CO_2} = forçante radiativa do CO_2 ($W/m^2.kg$);</p> <p>F_x = forçante radiativa do gás x;</p> <p>$R(t)$ = função de resposta para o decaimento de um pulso instantâneo de CO_2;</p> <p>$\exp(-t/\tau_x)$ = "função" de decaimento exponencial do gás x, determinado pelo tempo de</p>

<p>resposta de $\bar{f}ix$.</p> <p>GWP = potencial de aquecimento global da substância i;</p> <p>m_i = massa da emissão do poluente i;</p> <p><i>climate change</i> = GWP da substância i equivalente ao GWP do CO₂.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Potencial de aquecimento global de uma substância equivalente ao potencial de aquecimento global do CO₂.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento no potencial de aquecimento global (conforme o manual define, é o impacto das emissões humanas na forçante radiativa da atmosfera);</p> <p>2 - Relativização em relação ao GWP do CO₂.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(DANIEL; VELDERS, 2006; GUINEÉ et al., 2002)</p>
<p>Comentários:</p> <p>Do ponto de vista dos autores, os dados sobre efeitos das mudanças climáticas na saúde humana e na qualidade ecossistêmica não são confiáveis para determinar os danos, sendo assim, o GWP (potencial de aquecimento global) é tido como suficiente para mensurar o aumento nos impactos em ecossistemas, devido ao aquecimento global.</p>

Categoria de impacto: Recursos
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Só há um método (<i>baseline</i>).
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
<p>Método de cálculo:</p> <p>Impacto nos recursos = APE + TPE;</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Impacto nos recursos = quantidade de energia primária adicional necessária para a extração de uma unidade de minério e o total de energia primária presente nas fontes de energia não renováveis utilizadas [MJ/unidade_{consumida}];</p>

<p>APE = energia primária adicional necessária para a extração de uma unidade de minério [MJ/unidade_{consumida}];</p> <p>TPE = total de energia primária presente nas fontes de energia não renováveis utilizadas [MJ/unidade_{consumida}].</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Quantidade de energia primária perdida pelo uso de energia não renovável e pela necessidade de energia primária adicional para a extração futura de minérios.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Quantidade de energia primária perdida pelo uso de energia não renovável;</p> <p>2 - Quantidade de energia primária adicional para a extração futura de minérios.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 - Inventário do Ciclo de Vida;</p> <p>2 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;</p> <p>Classificação final: Inventário do Ciclo de Vida.</p> <p>(O principal problema referente aos danos aos recursos utilizados, pela ótica da sustentabilidade forte, seria a depleção da reserva que está sendo explorada, cuja utilização possivelmente não considera sua disponibilidade para as futuras gerações. O excedente de energia empregado para obter o recurso é apenas mais umas das consequências da sobre-exploração).</p>
<p>Referências:</p> <p>(JOLLIET et al., 2003)</p>
<p>Comentários:</p> <p>Esta categoria de impacto foi classificada como “Inventário do Ciclo de Vida”, pois ela mensura a energia primária perdida pela queima de energias provenientes de fontes não renováveis e a energia primária adicional para extrair um recurso mineral futuramente.</p> <p>Já a categoria de impacto do Eco-Indicator99 que mensura os “Danos aos recursos utilizados, causados pela depleção de minerais e de combustíveis fósseis” foi avaliada como “Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas”, pois mensura o potencial de impacto futuro do uso dos recursos energéticos e minerais nas gerações futuras pelo aumento necessário no uso de recursos energéticos para explorar as reservas.</p> <p>Como a categoria de impacto do IMPACT2002+ agrupa a energia primária dissipada</p>

de fonte não renovável com a energia primária adicional para a extração futura de minério, o método une informação sobre o inventário do ciclo de vida com o potencial de impacto no ambiente (maior demanda por energia futura para exploração de jazidas), sendo assim, há perda de qualidade na informação, que justifica a classificação desta categoria como “Inventário do Ciclo de Vida”.

Esta foi a única categoria de impacto dentre todas as outras já avaliadas pela dissertação que agrupou duas informações de carácter distinto em uma única informação.

APÊNDICE A.9 – MEErP 2011

Categoria de impacto: Recursos materiais
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Baseline (só há um método)
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
<p>Método de cálculo:</p> <p>Indicadores para a entrada de materiais em todo o ciclo de vida:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Plásticos a granel (em g/produto); - Plásticos técnicos (em g/produto); - Metais ferrosos (em g/produto); - Metais não ferrosos (em g/produto); - Eletrônicos (em g/produto); - Diversos (em g/produto); <p>Indicadores para os materiais empregados em estágios específicos do ciclo de vida:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Produção (em g/produto); - Distribuição (em g/produto); - Estágio de uso (em g/produto); - Reuso e reciclagem (em g/produto); - Disposição final (em g/produto);
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>Dados de entrada relacionados à fase de produção:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Relação de materiais (<i>bill-of-materials</i>) (em g/componente/fração de material específico); - Sucata para a fabricação de peças metálicas (em % da massa de entrada de metais); <p>Dados de entrada relacionados à fase de uso:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Materiais auxiliares (em kg/ano por fração de material específico); - Tempo de vida do produto/serviço (em anos, usado como um multiplicador para o

indicador acima);

- Peças de reposição (em g, fração fixa de 1%);

Dados de entrada relacionados ao fim da vida com frações do fluxo de massa baseados em dados setoriais da União Europeia, para metais e vidros:

- Reciclagem de materiais (pós-consumo) (em % da massa do produto);

Dados de entrada relacionados ao fim da vida com frações do fluxo de massa baseados em dados setoriais da União Europeia, para plásticos:

- Reuso (em % da fração de plástico no produto);
- Reciclagem de materiais (em % da fração de plástico no produto);
- Reciclagem térmica/recuperação energética (em % da fração de plástico no produto);

Dados de entrada relacionados ao fim da vida com frações do fluxo de massa baseados em dados setoriais da União Europeia, para eletrônicos (placas de circuito impresso):

- Tempo de desmontagem de placas de circuito impresso (Sim/Não para o atendimento da meta);

Dados de entrada relacionados ao fim da vida com frações do fluxo de massa baseados em dados setoriais da União Europeia, para o cálculo intermediário de:

- aterro (fração de massa do produto não recuperada, em g e % do total da massa do produto);
- Incineração (fração de plásticos e de placas de circuito não reusadas ou recicladas, em g e % da massa total do produto);
- Uso de recursos e impacto ambiental da recuperação e reciclagem de plásticos, assim como os impactos do aterramento e da incineração;

Dados de entrada de materiais de interesse específico (não afetam o balanço anterior de materiais, mas destaca potenciais impactos como o potencial de aquecimento global, toxicidade ou escassez na Europa):

- refrigerantes contidos no produto (em g, especificando o tipo de refrigerante);
- refrigerantes que escaparam do produto durante o uso ou ao final da sua vida (em % da entrada acima, especificando o tipo de refrigerante);

<ul style="list-style-type: none"> - mercúrio contido no produto (em g); - mercúrio que escapou do produto durante o uso ou ao final da sua vida (em % da entrada acima);
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Quantidade de materiais que entraram no ciclo de vida do produto.
Camadas de Informação: Quantidade de recursos utilizados.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Inventário do ciclo de vida.
Referências: (KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Recursos materiais (materiais de interesse específico)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Baseline (só há um método)
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: Indicador sobre a entrada bruta de materiais críticos (em kg equivalente de antimônio).
Variáveis envolvidas: Dados de entrada: <ul style="list-style-type: none"> - Frações de materiais (em g por produto): antimônio, berílio, cobalto, fluorita, gálio, germânio, grafite, índio, magnésio, nióbio, metais do grupo da platina, terras raras, tântalo e tungstênio; - Fatores de caracterização para os materiais acima, levando em consideração a dependência de importação da União Europeia, a reciclagem pós-consumo e a substitutabilidade (em g de antimônio equivalente).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Quantidade de recursos críticos na União Europeia que foram utilizados, relativizada (caracterização) em função do antimônio, considerando a dependência da União Europeia de importações destes materiais, a reciclagem pós-consumo e sua substitutabilidade.
Camadas de Informação:

1 – Quantidade de recursos utilizados;
2 - Relativização em relação à dependência da União Europeia à importação de antimônio, considerando sua taxa reciclagem pós-consumo e sua substitutabilidade.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:
1- Inventário do ciclo de vida;
2 - Relativização da informação.
Referências:
(KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Recursos materiais (reciclagem máxima)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Baseline (só há um método)
Nome do método de caracterização: Nome não disponível.
Método de cálculo: $\text{recycmax}_t = 1 / (1+r)^L$
Variáveis envolvidas: L = tempo de estoque do produto (tempo entre a compra e a disposição, em anos); r = taxa média de crescimento anual das vendas físicas do grupo do produto (em %/ano) recycmax _T = fluxo de massa ao final do ciclo de vida (em %, com valor máximo de 100%).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Percentual de materiais disponíveis para reciclagem por ano, considerando o tempo de vida do produto e o crescimento das vendas (quanto maiores o tempo de vida do produto e o crescimento das suas vendas por ano, menor a disponibilidade de material para reciclagem).
Camadas de Informação: Disponibilidade de material para reciclagem após o final do uso.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Inventário do Ciclo de Vida
Referências: (KEMNA et al., 2011)

Comentários:

A categoria de impacto desconsidera a reciclabilidade dos componentes do produto.

Categoria de impacto: Recursos energéticos

Método avaliado (*Baseline/Alternative/Additional/Variant*): Baseline (só há um método)

Nome do método de caracterização: Não há caracterização.

Método de cálculo:

Indicadores de energia:

- Energia total primária (energia bruta requerida, em MJ);
- eletricidade (em MJ de energia primária);
- energia para aquecimento (combustíveis fósseis, poder calorífico inferior).

Variáveis envolvidas:

Variáveis de entrada para o cálculo dos indicadores:

Uso de energia durante a fase de uso de produtos que utilizam eletricidade, calculado por:

- Tempo de vida do produto (em anos);
- Consumo específico de eletricidade (kWh por hora/ciclo/tipo de funcionamento);
- Frequência anual de uso (número de horas/ciclo/tipo de funcionamento/ano);
- Consumo total de eletricidade ao longo da vida do produto.

Uso de energia durante a fase de uso de produtos que utilizam combustíveis fósseis, calculado por:

- Tempo de vida do produto (em anos);
- Potência calorífica nominal (em kW);
- Frequência anual de uso do aquecimento (número de horas);
- Eficiência (em poder calorífico inferior) do gerador de calor (em %) para tipos específicos de combustível;
- Número de km para manutenção/reparo/serviço ao longo da vida do produto (km/vida).

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Quantidade de energia utilizada pelo produto ao longo da sua fase de uso.

Camadas de Informação:
Quantidade de energia utilizada pelo produto ao longo da sua fase de uso.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:
Inventário do Ciclo de Vida.
Referências:
(KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Recursos hídricos
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Baseline (só há um método).
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Indicadores sobre: <ul style="list-style-type: none"> - Água de processo (fração disposta para tratamento); - Água de resfriamento (mudança de temperatura).
Variáveis envolvidas: Variáveis para o cálculo dos indicadores acima, para cada etapa do ciclo devida (produção, distribuição, uso, reuso e reciclagem e disposição final): <ul style="list-style-type: none"> - Consumo de água por ano (em m³/ano).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Quantidade de água utilizada no processo industrial ou para o resfriamento.
Camadas de Informação:
Quantidade de água utilizada no processo industrial ou para o resfriamento.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:
Inventário do Ciclo de Vida
Referências:
(KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Resíduos
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): Baseline (só há um método).
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Indicadores (para as fases de produção, distribuição e uso) sobre: <ul style="list-style-type: none"> - Resíduos perigosos (em kg); - Resíduos não perigosos (em kg).
Variáveis envolvidas: Dados (para as fases de produção, distribuição e uso) sobre: <ul style="list-style-type: none"> - Resíduos perigosos (em kg); - Resíduos não perigosos (em kg).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Quantidade de resíduos gerados ao longo do ciclo de vida do produto.
Camadas de Informação: Quantidade de resíduos gerados ao longo do ciclo de vida do produto.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Inventário do Ciclo de Vida
Referências: (KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Potencial de Aquecimento Global – 100 anos (GWP-100)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método de caracterização)
Nome do método de caracterização: GWP100 - Potencial de Aquecimento Global
Método de cálculo: $GWP_x(t') = \frac{\int_0^{t'} F_x \exp\left(-t/\tau_x\right) dt}{\int_0^{t'} F_{CO_2} R(t) dt} \quad (\text{DANIEL; VELDEERS, 2006})$ $climate\ change = \sum_i GWP_{a,i} \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$

Obs.: As equações de cálculo e as variáveis foram extraídas da análise feita para o método CML (GUINEÉ et al., 2002) devido à igualdade do método, pois o manual do MEErP (KEMNA et al., 2011) indica apenas quais são os fatores de caracterização.

Variáveis envolvidas:

F_{CO_2} = forçante radiativa do CO_2 ($W/m^2.kg$);

F_x = forçante radiativa do gás x ;

$R(t)$ = função de resposta para o decaimento de um pulso instantâneo de CO_2 ;

$\exp(-t/fix)$ = "função" de decaimento exponencial do gás x , determinado pelo tempo de resposta de fix .

GWP = potencial de aquecimento global da substância i ;

m_i = massa da emissão do poluente i ;

climate change = GWP da substância i equivalente ao GWP do CO_2 .

Obs.: As equações de cálculo e as variáveis foram extraídas da análise feita para o método CML (GUINEÉ et al., 2002) devido à igualdade do método, pois o manual do MEErP (KEMNA et al., 2011) indica apenas quais são os fatores de caracterização.

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Potencial de aquecimento global de uma substância equivalente ao potencial de aquecimento global do CO_2 .

Camadas de Informação:

1 - Aumento no potencial de aquecimento global (conforme o manual define, é o impacto das emissões humanas na forçante radiativa da atmosfera);

2 - Relativização em relação ao GWP do CO_2 .

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas;

2 - Relativização da informação.

Referências:

(DANIEL; VELDER, 2006; GUINEÉ et al., 2002; KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Potencial de Acidificação
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método)
Nome do método de caracterização: <i>AP - Acidification Potential</i>
<p>Método de cálculo:</p> $\eta(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{\nu}{M(\text{kg} \cdot \text{mol}^{-1})} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $AP_i = \frac{\eta_i(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})}{\eta_{\text{SO}_2}(\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})} \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $X + \dots \rightarrow \nu \text{H}^+ + \dots \quad (\text{HEIJUNGS et al., 1992})$ $\text{acidification} = \sum_i AP_i \times m_i \quad (\text{GUINEÉ et al., 2002})$ <p>Obs.: As equações de cálculo e as variáveis foram extraídas da análise feita para o método CML (GUINEÉ et al., 2002) devido à igualdade do método, pois o manual do MEErP (KEMNA et al., 2011) indica apenas quais são os fatores de caracterização.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>n (mol/kg) = número de íons de H^+ que pode ser produzido por mol de substância;</p> <p>ν = coeficiente estequiométrico (número de mols de H^+);</p> <p>M = massa molar (kg/mol) da substância X (obs.: unidade dimensional correta de massa molar é o "g/mol");</p> <p>AP_i = potencial de acidificação da substância i (número de íons de H^+ que pode ser produzido por mol da substância i em relação ao número de íons de H^+ que pode ser produzido por mol de SO_2);</p> <p>Acidification = Potencial de acidificação caracterizado (kg SO_2 eq).</p> <p>Obs.: As equações de cálculo e as variáveis foram extraídas da análise feita para o método CML (GUINEÉ et al., 2002) devido à igualdade do método, pois o manual do MEErP (KEMNA et al., 2011) indica apenas quais são os fatores de caracterização.</p>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Potencial de criação de íons de H ⁺ da substância i em relação ao potencial de criação de íons de H ⁺ do SO ₂ .
Camadas de Informação: 1 - Aumento no potencial de acidificação do ambiente no qual ocorreu a emissão; 2 - Relativização do potencial de criação de H ⁺ da substância em relação ao potencial de criação de H ⁺ do SO ₂ .
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 - Potencial de impacto no ambiente em decorrência das ações humanas; 2 - Relativização da informação.
Referências: (HEIJUNGS et al., 1992; GUINEÉ et al., 2002; KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Compostos orgânicos voláteis (COVs) não metanos
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método)
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Indicador sobre: Conteúdo de COVs (em g de COV por produto).
Variáveis envolvidas: Dados sobre: Conteúdo de COVs (em g de COV por produto).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Quantidade de COVs utilizados na produção do produto.
Camadas de Informação: Quantidade de COVs utilizados na produção do produto.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: Inventário do Ciclo de Vida.
Referências: (KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Poluentes orgânicos persistentes (POPs)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método)
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: $\text{POPs Totais} = \sum m_i \cdot \text{CF}.$ <p>Obs.: Equação de cálculo de POPs totais inferida com a partir na descrição do manual, pois este não disponibiliza a equação.</p>
Variáveis envolvidas: <p>POPs Totais= Concentração total equivalente de tetraclorodibenzo-p-dioxina (em ng t_{EQ} por produto);</p> <p>m_i = massa da substância i (g por produto);</p> <p>CF = fatores de caracterização da Diretiva Europeia de Emissões Industriais 2010/75/EU, indicados pelo manual do método.</p>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: <p>Emissão total de poluentes orgânicos persistentes em ng t_{EQ} de tetraclorodibenzo-p-dioxina.</p>
Camadas de Informação: <p>1 - Aumento da concentração de poluentes orgânicos persistentes ;</p> <p>2 - Relativização em relação à t_{EQ} do tetraclorodibenzo-p-dioxina.</p>
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <p><u>1 – Inventário do Ciclo de Vida;</u></p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
Referências: <p>(KEMNA et al., 2011)</p>

Categoria de impacto: Emissão de metais pesados para a atmosfera
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método)
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
<p>Método de cálculo:</p> <p>$MPTAs\ Totais = \sum m_i \cdot CF.$</p> <p>Os limites de emissão do chumbo, cádmio, arsênio, níquel, zinco, cobre, óxido de cromo e crômio estabelecidos pelas diretivas da União Europeia foram utilizados para o cálculo dos fatores de caracterização, obtidos pelo inverso destes valores, utilizando o inverso da massa equivalente de níquel como unidade referência.</p> <p>Obs.: Equação de cálculo de MPTAs foi inferida com a partir na descrição do manual, pois este não disponibiliza a equação.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>MPTAs = Metais pesados totais emitidos para a atmosfera equivalente à emissão de níquel (em mg Ni_{EQ} por produto);</p> <p>m_i = massa da substância i (g por produto);</p> <p>CF = fatores de caracterização da Diretiva Europeia de Emissões Industriais 2010/75/EU, indicados pelo manual do método.</p> <p>Obs.: Equação de cálculo de MPTAs foi inferida com a partir na descrição do manual, pois este não disponibiliza a equação.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Emissão total de metais pesados para a atmosfera em mg Ni_{EQ}.</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento da concentração de metais pesados na atmosfera ;</p> <p>2 - Relativização em relação à massa equivalente do níquel.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p>1 – <u>Inventário do Ciclo de Vida;</u></p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(KEMNA et al., 2011)</p>

Categoria de impacto: Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método)
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: $\text{QHAPs Totais} = \sum m_i \cdot \text{CF}.$ <p>Obs.: Equação de cálculo de QHAPs foi inferida com a partir na descrição do manual, pois este não disponibiliza a equação.</p>
Variáveis envolvidas: <p>QHAPs Totais = Quantidade de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (em mg Ni equivalente por produto);</p> <p>m_i = massa da substância i;</p> <p>CF = fator de caracterização (O método utiliza os fatores de caracterização da legislação da União Europeia, os quais foram obtidos pelo inverso dos valores limites de emissão do benzeno, do monóxido de carbono e de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, utilizando o inverso da massa equivalente do níquel como unidade de referência para o cálculo).</p>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: <p>Emissão total de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos para a atmosfera em mg Ni_{EQ}.</p>
Camadas de Informação: <p>1 - Aumento da concentração de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos na atmosfera ;</p> <p>2 - Relativização em relação à massa equivalente do níquel.</p>
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <p><u>1 – Inventário do Ciclo de Vida;</u></p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
Referências: <p>(KEMNA et al., 2011)</p>

Categoria de impacto: Material Particulado (MPs)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método)
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: $\text{MPs Totais} = \sum m_i \cdot \text{CF}$ <p>Obs.: Equação de cálculo de MPs foi inferida com a partir na descrição do manual, pois este não disponibiliza a equação.</p>
Variáveis envolvidas: <p>MPs Totais = Quantidade de material particulado (em mg MP10 equivalente por produto);</p> <p>m_i = massa da substância i;</p> <p>CF = fator de caracterização (O método utiliza os fatores de caracterização da legislação da União Europeia, os quais foram obtidos pelo inverso dos valores limites de emissão MP10 e do MP2,5, utilizando o inverso da massa equivalente do MP10 como unidade de referência para o cálculo).</p>
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: <p>Emissão total de material particulado para a atmosfera em mg MP10_{EQ}.</p>
Camadas de Informação: <p>1 - Aumento da concentração de material particulado na atmosfera;</p> <p>2 - Relativização em relação à massa equivalente do MP10.</p>
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <p>1 – <u>Inventário do Ciclo de Vida</u>;</p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
Referências: <p>(KEMNA et al., 2011)</p>

Categoria de impacto: Emissão de metais pesados para a hidrosfera
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método)
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
<p>Método de cálculo:</p> <p>$MPTHs\ Totais = \sum m_i \cdot CF.$</p> <p>Obs.: Equação de cálculo de MPTHs foi inferida com a partir na descrição do manual, pois este não disponibiliza a equação.</p>
<p>Variáveis envolvidas:</p> <p>MPTHs = Metais pesados totais emitidos para a hidrosfera equivalente à emissão de mercúrio (em mg (Hg/20) equivalente por produto);</p> <p>m_i = massa da substância i (g por produto);</p> <p>CF = fatores de caracterização da Diretiva Europeia, indicados pelo manual do método [Os limites de emissão do chumbo, cádmio, níquel, mercúrio e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos estabelecidos pelas diretivas da União Europeia foram utilizados para o cálculo dos fatores de caracterização, obtidos pelo inverso destes valores, utilizando a massa equivalente (Hg/20) como unidade referência].</p> <p>Obs.: Equação de cálculo de MPTHs foi inferida com a partir na descrição do manual, pois este não disponibiliza a equação.</p>
<p>Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:</p> <p>Emissão total de metais pesados para a hidrosfera (em mg Hg/20 equivalente).</p>
<p>Camadas de Informação:</p> <p>1 - Aumento da concentração de metais pesados na hidrosfera;</p> <p>2 - Relativização em relação à massa Hg/20.</p>
<p>Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:</p> <p><u>1 – Inventário do Ciclo de Vida;</u></p> <p>2 - Relativização da informação.</p>
<p>Referências:</p> <p>(KEMNA et al., 2011)</p>

Categoria de impacto: Potencial de eutrofização de emissões aquáticas (PEA)
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>):
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: $PEA = \sum m_i \cdot CF.$ <p>Obs.: Equação de cálculo de PEA foi inferida com a partir na descrição do manual, pois este não disponibiliza a equação.</p>
Variáveis envolvidas: PEA = potencial de eutrofização aquática (em mg PO ₄ equivalente por produto); m _i = massa da substância i; CF = fator de caracterização (O método utiliza os valores de concentração limite da legislação da União Europeia de demandas bioquímica e química de oxigênio, sólidos suspensos, fósforo total e nitrogênio total para o cálculo dos fatores de caracterização usando a massa equivalente do fosfato como uma unidade de referência do cálculo).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Emissão total de substâncias eutrofizantes no meio aquático em mg PO ₄ EQ.
Camadas de Informação: 1 - Aumento da concentração de substâncias eutrofizantes no meio aquático; 2 - Relativização em relação à massa equivalente do fosfato (PO ₄).
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: 1 – <u>Inventário do Ciclo de Vida</u> ; 2 - Relativização da informação.
Referências: (KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Substâncias perigosas e substâncias de nível muito alto de preocupação
Método avaliado (<i>Baseline/Alternative/Additional/Variant</i>): <i>Baseline</i> (só há um método)
Nome do método de caracterização: Não há caracterização.
Método de cálculo: Indicadores sobre: Massa de mercúrio no produto (em mg por produto); Massa de cádmio no produto (em mg por produto); Massa de chumbo no produto (em mg por produto); Massa de cromo no produto (em mg por produto); Concentração de bifenilas polibromadas (em % por componente do material homogêneo); Concentração de éteres de difenilas polibromadas (em % por componente do material homogêneo).
Variáveis envolvidas: Dados sobre: Massa de mercúrio no produto (em mg por produto); Massa de cádmio no produto (em mg por produto); Massa de chumbo no produto (em mg por produto); Massa de cromo no produto (em mg por produto); Concentração de bifenilas polibromadas (em % por componente do material homogêneo); Concentração de éteres de difenilas polibromadas (em % por componente do material homogêneo).
Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo: Quantidade de substâncias perigosas e de substâncias de nível muito alto de preocupação presentes no produto.
Camadas de Informação: Quantidade de substâncias perigosas e de substâncias de nível muito alto de preocupação presentes no produto.
Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte: <u>Inventário do Ciclo de Vida.</u>

Referências:

(KEMNA et al., 2011)

Categoria de impacto: Impactos físicos

Método avaliado (Baseline/Alternative/Additional/Variant): *Baseline* (só há um método)

Nome do método de caracterização: Não há caracterização.

Método de cálculo:

Indicadores da fase de uso do produto sobre:

- Nível de potência do som, possivelmente dividido entre ambiente interno e externo;
- Radiação (ultravioleta, dentre outras);
- Vibração (emitida por ferramentas de trabalho, por exemplo);
- Campos eletromagnéticos (gerados por telefones celulares, por exemplo).

Variáveis envolvidas:

Dados da fase de uso do produto sobre:

- Não especificados.

Significado do resultado obtido a partir do emprego do método de cálculo:

Quantidade de radiação emitida, potência de som gerada, vibração emitida ou campo eletromagnético gerado(s) pelo produto.

Camadas de Informação:

Quantidade de radiação emitida, potência de som gerada, vibração emitida ou campo eletromagnético gerado(s) pelo produto.

Alinhamento das camadas com os princípios da sustentabilidade forte:

Inventário do Ciclo de Vida;

Referências:

(KEMNA et al., 2011)