

REVISÃO CONCEITUAL DAS ETAPAS DE UMA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Bárbara Cristina Batista Rodrigues¹
Ninoska Isabel Bojorge Ramirez²

RESUMO: A busca por um desenvolvimento mais sustentável a longo prazo visando a eficiência da utilização das matérias-primas, da água e de energia, mediante a não-geração, minimização ou reutilização dos resíduos ao longo de um processo produtivo é uma tendência atual. É neste cenário que a avaliação do ciclo de vida, uma sistemática desenvolvida para mensurar os potenciais impactos ambientais oriundos da produção ou utilização de um determinado produto ou serviço, se destaca nas novas concepções de marketing verde das empresas e nas pesquisas científicas de conhecimento. As normas ISO 14040 e 14044 estruturam o estudo realizado em uma avaliação do ciclo de vida, em 4 etapas distintas: definição dos objetivos e escopo; análise de inventário; avaliação dos impactos e interpretação. Este artigo de revisão anseia uma explicação sobre cada fase, tornando essa a metodologia uma ferramenta na identificação dos pontos críticos no ciclo de vida do produto e tornando possível melhorias nos processos produtivos através da melhoria na eficiência das etapas de produção e na redução dos custos.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida. ISO 14040. ISO 14044. sustentável.

ABSTRACT: The search for a more sustainable development in the long term, aiming at the efficient use of raw materials, water, and energy, through the non-generation, minimization, or reuse of waste throughout a production process is a current trend. It is in this scenario that life cycle assessment, a system developed to measure the likely potential environmental impacts arising from the production or use of a particular product or service, stands out in the new green marketing conceptions of companies and in the scientific research of knowledge. ISO standards 14040 and 14044 structure the study performed in a life cycle assessment into 4 distinct steps: definition of objectives and scope, inventory analysis, assessment of impacts, and interpretation. This review article yearns for an explanation of each phase, making this methodology a tool in the identification of critical points in the product life cycle and making possible improvements in the productive processes through the improvement in the efficiency of the production stages and in the reduction of costs.

Keywords: Life cycle assessment. ISO 14040. ISO 14044. sustainable.

¹Mestrado Acadêmico em Engenharia Química pela Universidade Federal Fluminense – UFF.

²Doutorado em Tecnologia de Processos Bioquímicos. Universidade Federal Fluminense – UFF.

Definição do objetivo e escopo

A fase de definição do objetivo e escopo de uma avaliação do ciclo de vida é de extrema importância, pois esta representa a abordagem a ser seguida (CURRAN, 2017), ou seja, é a fase em que será definida a profundidade e a precisão do estudo (KLOPFER; GRAHL, 2014). Valendo ressaltar que, no entanto, ambos podem ser modificados ao decorrer do estudo, à medida que os dados são coletados e novas informações são reveladas. Por exemplo, pode ser descoberto que o esquema de alocação de coprodutos proposto não funciona, que não há dados suficientes disponíveis para montagem de um inventário de ciclo de vida completo, entre outros, logo, modificações acontecem e devem ser descritas de forma clara e transparente sempre que ocorrerem (CURRAN, 2017).

Como descrito na ISO 14040, é fundamental que o escopo seja suficientemente bem estabelecido para a garantia de um estudo compatível e aceitável para atingir o objetivo definido, seja em sua amplitude, detalhamento e/ou profundidade. É importante que o escopo e objetivo possuam propósitos específicos com o intuito de orientar adequadamente as escolhas metodológicas que resultarão em conclusões úteis. No escopo é essencial que se possua a escolha de aplicação do estudo, os motivos para realização e o público-alvo, ou seja, para quem os resultados do estudo se destinam a informar, em casos destinados a divulgação ao público, é necessária uma revisão crítica, a fim de diminuir a probabilidade de mal-entendidos ou efeitos negativos sobre as partes interessadas externas (CURRAN, 2017).

Os seguintes itens são declarados como essenciais pela norma ABNT NBR ISO 14040:2009 (2014a, p.12) no escopo: “o sistema de produto a ser estudado; as funções do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos, dos sistemas; a unidade funcional; a fronteira do sistema; procedimentos de alocação; metodologia de AICV e tipos de impactos; interpretação a ser utilizada; requisitos de dados; pressupostos; escolha de valores e elementos opcionais; limitações; requisitos de qualidade dos dados; tipo de análise crítica, se aplicável; tipo e formato do relatório requerido para o estudo.”

O diagrama de fluxo é amplamente utilizado para auxiliar na orientação do processo, por exemplo, em quais são os limites do estudo, ou seja, define onde a análise do ciclo de vida começa e termina identificando quais atividades estão incluídas no

sistema estudado. Os critérios utilizados na definição dos limites do sistema são de extrema importância para o grau de confiabilidade dos resultados obtidos e na probabilidade de conquistar os objetivos almejados. Quando delimitado o sistema, vários estágios do ciclo de vida devem ser considerados, como: aquisição das matérias-primas; entradas e saídas da fabricação; distribuição / transporte; produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor; uso e manutenção de produtos; eliminação de resíduos de processos e produtos; recuperação de produtos usados, como reutilização, reciclagem e recuperação de energia; fabricação de materiais auxiliares e operações adicionais, como iluminação e aquecimento (CURRAN, 2017).

As especificações dos limites do sistema é uma das etapas mais importantes em um estudo de ACV. A norma ISO 14044 estabelece três critérios de corte aplicados a todo o sistema de produto, são eles, massa, energia e relevância ambiental. O objetivo desse critério é prevenir, por exemplo, a omissão de emissões altamente tóxicas no sistema de produto investigado devido a massa muito pequenas (KLOPFER; GRAHL, 2014).

O objetivo da avaliação do ciclo de vida é refletir a realidade, ou seja, o estudo deve representar o que realmente acontece ou aconteceu, na medida do possível. Logo, a representatividade dos dados deve ser entendida em três dimensões inter-relacionadas: geográfica, temporal e tecnológica (BJØRN; OWSIANIAK; MOLIN; *et al.*, 2017).

A representatividade geográfica reflete o quão bem os dados do inventário representam os processos reais em relação aos parâmetros específicos do local, pois dois processos entregando o mesmo produto, mas que ocorrem em dois locais diferentes, podem possuir diferenças significativas de fluxos. Por exemplo, diferenças no clima, proximidade dos recursos naturais, diferenças regulatórias como impostos sobre energia e limites de emissão, podem influenciar nos fluxos elementares, de energia, materiais e resíduos para tratamento (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017). Logo, essa definição de fronteira do sistema geográfico é uma questão de disponibilidade de dados (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Em relação à representatividade relacionada ao tempo, dois processos que entregam a mesma saída de produto podem ser diferentes quando consideramos que

eles ocorrem em dois locais distintos. Isso se deve à inovação e ao desenvolvimento tecnológico, que muitas vezes tende a tornar os processos mais eficientes ao longo do tempo. Logo, essa representatividade reflete o quão bem os dados do inventário representam os processos reais em relação ao tempo, por exemplo, o ano em que ocorrem. Pois, como sabemos, alguns setores possuem uma inovação tecnológica mais rápida que outras, por isso a importância de uma correta definição das informações relacionadas ao tempo para guia de coleta e saída da análise de inventário (BJØRN; OWSIANIAK; LAURENT; *et al.*, 2017). Como podemos perceber, essa definição de limite do sistema temporal é mais complexa e deve representar o ano de referência ou o período para aquisição dos dados. Por exemplo, para produtos de longa duração, é necessária a determinação de uma vida útil estimada. Algumas categorias de impacto requerem a especificação de um horizonte de tempo para a seleção dos fatores de caracterização adequados, como é o caso, por exemplo, do efeito estufa, onde geralmente um horizonte de tempo de 100 anos é assumido (KLOPFER; GRAHL, 2014).

A representatividade tecnológica está interligada com a geográfica e a temporal, pois esta reflete o quão bem os dados do inventário representam as tecnologias reais envolvidas no produto estudado. Por exemplo, a combinação de tecnologia envolvida na produção de eletricidade varia no espaço e ao longo do tempo (BJØRN; OWSIANIAK; LAURENT; *et al.*, 2017).

O processo elementar é o menor elemento analisado em um modelo de inventário de ciclo de vida para o qual os dados de entrada e saída são calculados, são considerados como blocos de construção e podem ser subdivididos em seis categorias de fluxos físicos: fluxos de entradas - materiais, energia e recursos e fluxos de saídas - produtos, resíduos para tratamento e emissões (BJØRN; OWSIANIAK; LAURENT; *et al.*, 2017).

O estudo de avaliação do ciclo de vida deve primeiramente definir as funções, pois uma comparação é apenas justa e significativa se os sistemas comparados fornecem aproximadamente a mesma função ou funções para o utilizador do produto, por exemplo: um tablet e um jornal possuem a tarefa de fornecer notícias, mas como o tablet oferece mais funções, como o acesso a outros sites, processador de textos e outros

softwares, uma comparação direta dos impactos ambientais de um jornal e um tablet não seria significativa. Portanto, um estudo de ACV deve sempre estar ancorado em uma descrição quantitativa precisa da ou das funções fornecidas pelo sistema do produto analisado (BJØRN; OWSIANIAK; LAURENT; *et al.*, 2017).

A unidade funcional descreve adequadamente o produto ou processo que está sendo estudado/modelado pelo objetivo do estudo. No entanto, a consideração cuidadosa da unidade funcional torna-se mais importante quando o objetivo da ACV é comparar dois ou mais produtos, pois é importante ressaltar que cada sistema deve ser definido de modo que uma quantidade igual de produto equivalente seja entregue ao consumidor. Por exemplo, se o sabonete em barra fosse comparado ao sabonete líquido, a base lógica de comparação seria a quantidade de cada produto necessária para um determinado número de lavagens das mãos. Por meio desse exemplo, é ressaltada a importância da correta escala da unidade funcional. Outro ponto extremamente relevante está na qualidade dos dados utilizados para que os resultados obtidos sejam confiáveis e de correta interpretação (CURRAN, 2017).

É importante entender que a unidade funcional deve sempre incluir uma função e não simplesmente uma quantidade física, como definir 1 kg de um material de embalagem, o erro está no fato de que a massa necessária para fornecer uma função de embalagem geralmente depende do material, por exemplo, o vidro e o PET podem ser utilizados em embalagens, e possuem densidades e massas diferentes, porém fornecem a mesma função. Outro exemplo: seria errado comparar duas tintas com base em uma unidade funcional de tinta de 1 L, uma vez que uma quantidade idêntica de tintas diferentes pode fornecer funções diferentes, ou seja, podem apresentar termos completamente diferentes em relação à área de parede que está coberta, ou a qualidade e duração da cobertura. Neste segundo exemplo, uma correta possibilidade de unidade funcional é: cobertura completa de 1 m² de parede externa preparada por 10 anos na Alemanha em uma cor uniforme 99,9% de opacidade, pois esta definição considera aspectos quantitativos e qualitativos da função, respondendo às perguntas: O que? Quanto? Por quanto tempo / quantas vezes? Onde? Essa definição da unidade funcional é de extrema importância, pois ela influencia significativamente a forma como o estudo é realizado, seus resultados e interpretações, especialmente quando

consideramos estudos comparativos. Isso ocorre porque a unidade funcional serve como um ponto de referência para decidir quais processos unitários incluir e em que medida eles são usados (BJØRN; OWSIANIAK; LAURENT; *et al.*, 2017).

Quando a unidade funcional for definida, os fluxos de referência podem ser determinados. Estes representam o fluxo de produto para o qual todas as entradas e saídas realizam a unidade funcional definida, ou seja, seguindo o exemplo citado acima, 0,67 L de uma tinta A necessária é necessário para realizar a unidade funcional descrita, enquanto a mesma unidade funcional é realizada com 0,15 L da tinta B. Logo, como podemos perceber, o fluxo de referência é tipicamente diferente quantitativamente e qualitativamente para produtos diferentes comparados com base em uma unidade funcional, devido às diferenças em propriedades e características do produto, como no caso das tintas, podemos citar viscosidade e resistência. O fluxo de referência é o ponto de partida para a fase de análise de inventário do ciclo de vida, fase subsequente do estudo (BJØRN; OWSIANIAK; LAURENT; *et al.*, 2017).

Outro exemplo desses dois conceitos tão importantes em um estudo de ACV é: a função estudada em uma avaliação do ciclo de vida, por exemplo, é lavar roupa tingida em ambiente doméstico, sendo a unidade funcional definida como: a limpeza de 100 kg de roupas tingidas em uma máquina de lavar padrão, de forma que um júri independente julgue as roupas suficientemente limpas. Os fluxos de referência pertencentes a essas alternativas são: 20 ciclos da máquina de lavar com a dose recomendada de Clean-em-all; 30 ciclos da máquina de lavar com a dose recomendada de Small-Clean; e, 20 ciclos da máquina de lavar com a dose recomendada de Cold-clean (BRUIJN *et al.*, 2002).

Nesta fase também será definido quais dados estarão disponíveis para o estudo, quem os coleta ou calcula, além de especificar para quais processos, o recurso a dados já é existente e possível e para quais utilizados valores aproximados. A disponibilidade de dados é um dos critérios mais relevantes na definição sobre o nível de detalhamento ao qual o estudo pode ser conduzido (KLOPFFER; GRAHL, 2014).

É recomendado que todos os impactos ambientais relevantes sejam considerados, apesar da definição dos impactos ambientalmente relevantes ser aberta a interpretações. Alguns focam nas categorias de impacto que são baseadas em

considerações únicas, como aquecimento global, acidificação, fluxo de material (CURRAN, M. A.; 2016). Mas o importante é que as categorias de impacto selecionadas sejam significativas considerando o objetivo e o escopo do estudo; e que todos os impactos ambientais onde o sistema do produto tem contribuições relevantes devam ser incluídas na avaliação de impacto. A transparência nessa seleção das categorias é essencial para evitar um interesse orientado nas análises comparativas (BJØRN; OWSIANIAK; LAURENT; *et al.*, 2017). Importante ressaltar que a decisão das categorias de impacto, indicadores e fatores de caracterização devem ser justificadas devido a influência desses parâmetros nos resultados do estudo (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Como será descrito à frente, muito do que é definido nessa primeira fase só será especificado em detalhes nas etapas posteriores do estudo, como análise de inventário, avaliação de impacto e avaliação (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Análise de inventário

O detalhamento do diagrama do sistema de produto é necessário, e pode ser iniciado pelo fluxo de referência definido na fase anterior, todos os processos, inclusive as fases de uso e gestão de resíduos, por exemplo, devem ser identificadas, classificados e organizados, e ao final será possível identificar os processos multifuncionais. Essa etapa de identificação de processos e a etapa de planejamento e coleta de dados estão inter-relacionadas (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

Aos processos multifuncionais, ou seja, aqueles processos os quais o sistema de produto entrega vários produtos ou serviços, dos quais nem todos são usados pelo fluxo de referência do estudo, inicialmente como uma solução intermediária deve-se subdividir o processo em questão, e se isso não for possível, aplica-se a expansão do sistema e, como último recurso, alocação. Por exemplo, um processo que abrange uma fábrica inteira produzindo dois produtos diferentes, por muitas vezes não é possível dividir totalmente fisicamente um processo de acordo com os coprodutos, como a iluminação, aquecimento e administração da sala, consumo de eletricidade, logo, o que determinará essa subdivisão será a disponibilidade de dados. A expansão do sistema é matematicamente idêntica à ação de creditar o sistema de produto estudado com a

produção evitada da função secundária que alternativamente seriam produzidas e entregues em outro lugar do sistema (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017). A redução do sistema também pode ser considerada quando o processo da unidade é muito grande, por exemplo, uma fábrica que produz diversos produtos, neste caso, o processo de unidade grande pode ser dividido em outros menores considerando, por exemplo, uma linha de produção, um reator, um campo, entre outros, com essa subdivisão apenas um produto será investigado, porém é importante que essa redução não cause uma mudança de problema, gerando dificuldades com os dados ao invés de alocação (KLOPFER; GRAHL, 2014). A alocação deve, quando possível, ser baseada em relação física causal, aplicada quando a razão entre as quantidades de coprodutos pode ser alterada, seguida por um parâmetro físico representativo comum, quando coprodutos fornecem uma função semelhante e, como um último recurso, valor econômico, amplamente utilizado devido a abundância de dados sobre preços de bens e serviços (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

A alocação deve ser realizada da maneira mais justa possível, em relação às cargas ambientais, ou seja, as entradas e saídas devem ser alocadas para os produtos da melhor maneira possível, por exemplo, um processo unitário com dois coprodutos A e B resultam em 700 kg A e 300 kg B por unidade funcional, de acordo com a regra $700 + 300 = 70\%$ de todas as emissões, consumo de energia, materiais auxiliares, e assim por diante, são atribuídos para A enquanto os 30% restantes são atribuídos para B. Um ponto importante a se considerar se o produto B, do exemplo anterior, não tem um desempenho, ou seja, não é comercializável, portanto, não representa um bem econômico, este é considerado um desperdício, mais precisamente, é considerado como mais resíduos para descarte, logo, nenhuma carga ambiental deve ser atribuída a ele. É importante ressaltar a necessidade de uma descrição transparente das regras de alocação empregadas no estudo para uma credibilidade e compreensão (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Com base na definição do escopo e nos processos identificados como pertencente ao limite do sistema, a coleta de dados para esses processos deve ser planejada e realizada de forma interativa, porém é importante ressaltar que essa coleta tem como objetivo equilibrar os esforços pela sua relevância, pois é essencial evitar

perder tempo na coleta de dados de alta qualidade, porém com baixa relevância nos resultados do estudo ou utilizar pouco tempo em dados que são extremamente relevantes aos resultados (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

A análise da qualidade dos dados pode ser estimada considerando três dimensões, o tipo, a fonte e o acesso a esses dados. O tipo de dado a ser priorizado são os processos unitários completos, porque estes constituem a base dos resultados do estudo. Muitas vezes, uma empresa não possui todos os dados relevantes exigidos para uma unidade de processo, isso devido ao custo de medir sistematicamente todas as entradas e saídas (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017). Normalmente os dados adquiridos em uma empresa facilmente são: demanda e natureza dos materiais, energia usada e formas de energia (calor, eletricidade e combustíveis), coprodutos, produção e natureza dos resíduos, materiais operacionais e auxiliares e transporte de ida e volta e dentro da empresa analisada. E os dados de alta qualidade adquiridos com maior esforço incluem: emissões no ar (após o filtro), emissões na água (após a purificação das águas residuais), contaminação do solo e águas subterrâneas, uso de pesticidas e fertilizantes (quais substâncias? quanto?) e dados sobre radiação ionizante, emissões biológicas e incômodos (como ruído e odor) (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Logo, quando as medições diretas de fluxos no local não estão disponíveis, os fluxos podem ser modelados a partir de outros dados específicos ou utilizando balanço de massa, considerando o princípio de que a massa de entrada deve ser igual à massa de saídas. Porém em muitos casos, essa relação não é tão simples e direta, sendo necessária a aplicação de modelos mais aprimorados (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

Como relatado acima, o inventário do ciclo de vida em sua parte científica, em geral, é baseado nas seguintes leis da natureza: conservação de massa; conservação de energia, primeiro princípio da termodinâmica; aumento da entropia, segundo princípio da termodinâmica; princípios de estequiometria, que representa a base para todas as reações químicas; e $E=mc^2$, fórmula que corresponde a equivalência de massa e energia de acordo com Einstein. Por se tratarem de leis cientificamente bem comprovadas, fornecem uma estrutura sólida para processos analisados dentro de inventários do ciclo de vida. Esses princípios podem ser usados, por exemplo, para estimar a quantidade de

um produto que pode ser formado ao máximo; quanta energia pode ser liberada ao máximo ou qual a quantidade mínima necessária para que uma reação química ocorra, entre outras relações (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Na prática raramente é viável ou, em muitos casos, necessário obter todos os dados do sistema de primeiro plano das medições do local, ou seja, com alta ou muito alta especificidade. Uma grande parte da coleta de dados, portanto, geralmente ocorre on-line por pesquisas, identificação, e acessos a fontes disponíveis publicamente, como outros estudos, relatórios de associações da indústria, artigos científicos e estatísticas nacionais. Uma outra estratégia é a extrapolação de dados para processos semelhantes, que são especialmente úteis para preencher lacunas em um processo de unidade preliminar, porém uma cuidadosa verificação é necessária nesses casos para uma garantia de representatividade do processo usado na extrapolação. Se os esforços para obtenção dos dados forem infrutíferos, pode-se confiar na opinião de especialistas, como profissionais com domínio técnico relevantes para os dados ou em profissionais que realizaram estudos semelhantes (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

Ao construir processos unitários, existe o risco de que eles sejam incompletos e que existam erros nas quantidades de fluxo. Essa possível incompletude pode ser causada por alguns fatores como: pelo fato de que alguns fluxos não são monitorados e relatados; ou por erros nas medições relatadas, por exemplo, um técnico escrevendo g ao invés de mg; ou, pode ser devido a erros nos cálculos de fluxos e conversões de unidades. Para evitar essas possíveis incompletudes e erros quantitativos, os processos unitários construídos devem ser verificados antes de serem utilizados no modelo de análise de inventário. Essa verificação de qualidade pode ser apoiada pelo cálculo e interpretação dos resultados (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

Podemos citar três abordagens complementares para validação da integridade dos fluxos, sendo estas: o conhecimento de processos semelhantes, que auxiliam na identificação de fluxos potencialmente ausentes; o conhecimento da natureza de uma transformação física em um processo pode indicar emissões ou fluxos de resíduos para o tratamento ausentes; e por último, uma comparação qualitativa dos fluxos de entradas e saídas pode ilustrar se há desacordos entre os elementos que entram no processo e os que saem (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

Podemos citar a importância da quantificação correta dos fluxos quando estes estão identificados, a abordagem mais aplicada por ser tratar de uma eficiente ferramenta de detecção de erros, é o balanço de massa, afinal, a soma dos fluxos que entram em um processo deve corresponder ao mesmo número da soma dos fluxos que saem do processo, uma vez que nenhuma acumulação ocorre dentro do processo. É importante citar o cuidado com os elementos ‘ocultos’ nos fluxos heterogêneos, como constituintes do ar atmosférico, oxigênio e nitrogênio, que normalmente não são contabilizados nas entradas, mas podem influenciar nos fluxos de saída na forma de CO₂, H₂O e NO_x. Uma verificação complementar utilizada é a estequiometria, que pode ser aplicada a processos que envolvem uma ou mais reações químicas (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

Quando todos os processos da unidade foram construídos ou coletados dos bancos de dados do inventário do ciclo de vida, o modelo pode ser construído. Cada processo pode ser visto como um bloco de construção do modelo, onde o fluxo de referência será definido com base na unidade funcional definida no escopo, ou seja, a quantidade necessária de cada fluxo de referência específico de cada processo da unidade é estipulada para se ajustar ao modelo de inventário (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

Os resultados do inventário do ciclo de vida são uma compilação dos fluxos elementares sobre todos os processos que fazem parte do modelo, dimensionado para o fluxo de referência da unidade funcional. Sendo esses resultados a base para a fase subsequente da avaliação dos impactos do ciclo de vida, a menos, é claro, que o objetivo do estudo seja simplesmente calcular os resultados do inventário do ciclo de vida (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

O relatório da análise de inventário deve conter seis elementos, sendo eles as seguintes documentações: do modelo do inventário do ciclo de vida em nível de sistema; de cada processo unitário; de metadados de acordo com a especificidade, tipo, fonte e acesso; dos resultados do inventário do ciclo de vida; de dados coletados para análise de incerteza e sensibilidade e as premissas para cada estágio do ciclo de vida, como, por exemplo, dados originalmente planejados para serem coletados em especificidade média ou alta foram coletados em baixa especificidade, ou seja, as

suposições sobre quais dados de baixa qualidade podem melhor representar os dados reais. Todos esses elementos têm o objetivo de permitir ao leitor recriar os dados dos resultados do inventário do ciclo de vida, tornando possível a reprodução do estudo por terceiros, além de permitir que o leitor julgue a razoabilidade de todas as suposições realizadas, ou seja, o estudo deve se enquadrar nas exigências de transparência estimuladas pela norma e, por último, possa permitir recriar as incertezas e análises de sensibilidade, garantindo uma reprodutibilidade e consistência do estudo (BJØRN; MOLTESEN; *et al.*, 2017).

Avaliação de impacto

Nessa fase do estudo as informações do inventário do ciclo de vida sobre os fluxos elementares são traduzidas em pontuações de impacto ambiental.

É importante ressaltar, que por definição, um impacto é sempre relacionado e inequivocamente atribuível a uma causa, ou seja, os impactos ambientais de um sistema de um produto em seu ciclo de vida têm suas causas seja no consumo das entradas ou nas liberações de suas saídas, que são determinadas pelo inventário (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Como relatado anteriormente, existem os passos obrigatórios e as etapas opcionais dessa fase. Os passos obrigatórios são: a seleção - das categorias de impacto, dos indicadores de categoria e dos modelos de caracterização, onde é realizada a seleção de quais impactos serão avaliados no estudo; a classificação, ou seja, a atribuição dos resultados do inventário às categorias de impacto de acordo com os efeitos potenciais conhecidos, é a parte automatizada pelos softwares citada anteriormente, isto é, o passo que relaciona o resultado do inventário aos potenciais impactos (ROSENBAUM *et al.*, 2018), devido a essa automatização, os procedimentos utilizados para os cálculos, como valores aplicados e suposições devem ser documentados (KLOPFER; GRAHL, 2014); caracterização, é o cálculo dos resultados do indicador da categoria, representa uma quantificação das contribuições dos fluxos para as diferentes categorias de impacto, também é uma fase automatizada pelos softwares, relaciona quanto cada resultado do inventário contribui para cada impacto. Os passos opcionais são: normalização, onde expressa os resultados em relação ao um sistema de referência, para que possamos

saber se é um potencial de impacto alto ou não; ponderação, é onde ocorre a priorização ou atribuição dos pesos para cada categoria de impacto, ou seja, avalia se o impacto é relevante ou não, e agrupamento, onde ocorre a agregação dos resultados de indicadores de impacto em um grupo (ROSENBAUM *et al.*, 2018). Logo, a aplicação dos elementos opcionais aos resultados dos indicadores de categoria de impacto leva para dados ponderados (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Os termos “categoria de impacto”, “indicador de categoria” e “fator de caracterização” são definidos da seguinte forma na ABNT NBR ISO 14040:2009 (2014a, p.5 e p.6): “Categoria de impacto: classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados; Indicador de categoria de impacto: representação quantificável de uma categoria de impacto e Fator de caracterização: fator derivado de um modelo de caracterização que é aplicado para converter o resultado da análise do inventário do ciclo de vida na unidade comum do indicador de categoria”.

Essa terminologia pode ser exemplificada pela categoria de impacto: mudança climática, cujo resultados de inventário são as quantidades de um gás de efeito estufa por unidade funcional; o modelo de caracterização é o modelo de linha de base de 100 anos do Painel Internacional das Alterações Climáticas; o fator de caracterização é o potencial de aquecimento global para cada gás de efeito estufa (kg equivalentes de CO₂/ kg de gás); o resultado do indicador de categoria é quilogramas de equivalentes de CO₂ por unidade funcional e os pontos finais de categoria, por exemplo, são os recifes de corais, florestas, colheitas e a relevância ambiental é o forçamento radioativo infravermelho, que é um substituto para os efeitos potenciais no clima, dependendo da absorção de calor atmosférica integrada causada pelas emissões e pela absorção de calor ao longo do tempo (KLOPFER; GRAHL, 2014).

O objetivo da seleção das categorias de impacto, dos indicadores de categoria e dos modelos de caracterização é encontrar os mais úteis e necessários para um determinado objetivo. Serve como uma orientação para a coleta de informações sobre os fluxos elementares relevantes na análise de inventário. Para escolha dessas categorias de impacto algumas orientações são fornecidas como: a garantia que os impactos não sejam redundantes e não levem à contagem dupla, que não disfarcem os

impactos significativos, que estejam completos e que permitam a rastreabilidade (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

Na etapa de classificação, os fluxos elementares do inventário são atribuídos às categorias de impacto a qual contribuem, por exemplo, uma emissão de CO₂ no ar é atribuída a mudanças climáticas ou o consumo de água para a categoria de impacto do uso da água, respectivamente. Porém existem casos que algumas substâncias podem ter vários impactos como SO₂ que causa acidificação e é tóxica para os humanos quando inalado, ou uma substância tem um efeito adverso que se torna a causa de outra, como SO₂, que causa acidificação, podendo então mobilizar metais pesados no solo, que são tóxicos para os seres humanos e para os ecossistemas. Então é necessário uma compreensão considerável e um conhecimento especializado dos impactos ambientais (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

Na etapa de caracterização, todos os fluxos elementares do inventário são avaliados de acordo com o grau de contribuição para um impacto, para isso, os fluxos elementares classificados dentro de uma categoria de impacto específica são multiplicados por seu respectivo fator de caracterização, que resulta em um impacto de pontuação para a categoria de impacto ambiental expressa em uma unidade específica igual para todos os fluxos elementares dentro da mesma categoria em termos absolutos, por exemplo, número de casos de doenças / unidade de emissão tóxica ou indiretamente, por exemplo, equivalentes de CO₂ / emissão unitária de gases de efeito estufa (ROSENBAUM *et al.*, 2018). Por exemplo, na categoria de impacto mudança climática, as massas por unidade funcional desta categoria de impacto encontrados no inventário são multiplicadas por um fator de caracterização específico, tal como, 1 para CO₂ e 25 para CH₄ e convertidos em kg de CO₂ equivalentes. Resultando, assim, em uma unidade comum a todos, tornando possível que diferentes gases de efeito estufa possam ser adicionados à categoria de impacto mudança climática (KLOPFER; GRAHL, 2014).

Para uma melhor exemplificação do que acontece nessa etapa podemos considerar o efeito estufa (aquecimento global e mudanças climáticas) que corresponde ao efeito ambiental negativo do aquecimento do ambiente atmosférico terrestre causado pelas atividades humanas. O indicador aplicado com mais frequência

até o momento nos estudos de ACV é o forçamento radioativo e é indicado como valor equivalente de CO₂. Alguns exemplos de substâncias e seus valores de equivalência de CO₂, que podem ser encontrados nos cálculos do potencial de efeito estufa como potencial de aquecimento global (GWP) são listados na Tabela 1 (KLÖPFFER; GRAHL, 2014).

Tabela 1- Potencial de aquecimento global de substâncias consideradas no contexto deste exemplo

<i>Gás de efeito estufa</i>	<i>(GWP) (CO₂ equivalentes)</i>
Dióxido de Carbono (CO ₂)	1
Metano (CH ₄)a	25.75
Metano CH ₄ , regenerativo	23
Monóxido de dinitrogênio (N ₂ O)	296
Tetraclorometano	1800
Tetrafluorometano	5700
Hexafluoroetano	11900

Fonte: KLÖPFFER, W., & GRAHL, B.; 2014.

Considerando a Tabela 1, e os dados hipotéticos fornecidos pela Tabela 2, como exemplo de dados resultantes de um inventário podemos visualizar a utilização dos fatores de caracterização para cálculo das contribuições para o efeito estufa, que representam a soma dos produtos das quantidades liberadas dos poluentes individuais relevantes para o efeito estufa e os seus respectivos GWP.

Tabela 2 - Potencial de aquecimento global (GWP): CO₂ equivalentes / unidade funcional

<i>Gases de efeito estufa</i>	<i>Resultados inventário (kg)</i>	<i>Fator de caracterização em kg CO₂ equivalentes / kg</i>	<i>Valor do indicador de impacto GWP (kg CO₂ equivalentes)</i>
C ₂ F ₆	2.12 E-05	11900	2.52E-01
CF ₄	2.43 E-04	5700	1.39E+00
CH ₄	1.55 E-01	25.75	4.00E+00
CH ₄ , renovável	6.90E-02	23	1.59E+00
CO ₂ , fóssil	6.07E+01 kg	1	6.07E+01
N ₂ O	1.13E-03	296	3.34E-01
Tetracloroeto de carbono	1.36E-11	1800	2.45E-08
<i>Potencial de aquecimento global (total)</i>			<i>6.83E+01</i>

Fonte: KLÖPFFER, W., & GRAHL, B.; 2014.

As pontuações para os diferentes indicadores de ponto médio são expressas em unidades que variam entre as categorias de impacto e isso torna inviável relacioná-las entre si e decidir quais delas possuem maiores ou pequenos impactos. Para apoiar tais

comparações, é preciso colocá-las em perspectiva, e esse é o propósito da etapa de normalização, onde os impactos potenciais do sistema de produto são comparados a um sistema de referência. Ao relacionar os diferentes potenciais de impacto a uma escala comum, eles podem ser expressos em unidades comuns, que fornecem uma impressão de qual potencial de impacto ambiental é grande ou pequeno em relação ao sistema de referência e a normalização pode também auxiliar na verificação dos possíveis erros na modelagem do sistema do produto (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

Durante a fase de ponderação ou agregação a determinação de quais impactos são mais importantes é realizada. Esta etapa só pode ser aplicada após a etapa de normalização e permite a priorização de categorias de impacto aplicando pesos diferentes ou iguais a cada indicador de categoria. É importante notar que não há nenhuma informação científica nessa etapa, logo, sempre será baseado nas escolhas subjetivas de uma pessoa ou um grupo de indivíduos. De acordo com a norma ISO 14044, a ponderação não é permitida em uma afirmação comparativa com o objetivo de divulgação dos resultados ao público (ROSENBAUM *et al.*, 2018), pois seria necessária a afirmação que o produto A, sob os aspectos de impactos potenciais ambientais, é melhor ou pior que um produto B ou que ambos são equivalentes em relação ao meio ambiente, o que implicaria na decisão, por exemplo, se mudança climática e acidificação são igualmente importantes ou se um é mais importante do que o outro (KLOPFER; GRAHL, 2014).

A fase de agrupamento consiste em colocar as categorias de impacto em um ou vários grupos, conforme definido no objetivo e escopo do estudo, classificar e agrupar categorias de impacto de ponto médio em uma base nominal, por exemplo, agrupar por características como relacionadas a emissões e recursos, ou escalas espaciais globais, regionais ou locais ou a classificação por hierarquia, por exemplo, alta, média ou baixa prioridade (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

Interpretação

A fase da interpretação da avaliação do ciclo de vida é uma técnica sistemática para identificação, quantificação, verificação e avaliação das informações dos resultados obtidos na fase de inventário, sendo esse resultado um conjunto de

conclusões e recomendações para o estudo, como, identificação das questões significativas, avaliação das verificações de integridade, sensibilidade e consistência, declaração das conclusões e definição das limitações (CURRAN, 2017), de acordo com o objetivo e escopo do estudo. Por isso deve-se ter cuidado para uma elaboração completa de questões que são substancialmente relevantes para o estudo, pois a intenção é fornecer uma visão geral, clara e compreensível dos resultados do estudo, lembrando que esses resultados indicam um potencial de impacto ambiental, eles não preveem impactos reais (KLOPFER; GRAHL, 2014).

A interpretação prossegue em três etapas: as questões significativas como: processos chave, premissas e fluxos elementares mais importantes, das outras fases do estudo são identificados a fim de determinar as questões ambientalmente mais relevantes, ou seja, aquelas questões que têm maior potencial de alterar os resultados finais do estudo; essas questões são avaliadas em relação à sua influência nos resultados gerais da avaliação do ciclo de vida e a integridade e consistência com que foram tratados no decorrer do estudo e os resultados da avaliação são utilizados na formulação de conclusões e recomendações. Nos casos em que o estudo envolve a comparação de dois ou mais sistemas, há considerações adicionais a incluir na interpretação (HAUSCHILD; BONOU; OLSEN, 2018).

As verificações de integridade são realizadas a fim de determinar o grau em que os dados disponíveis são completos para processos e impactos, que foram identificados como problemas significativos (HAUSCHILD; BONOU; OLSEN, 2018).

A verificação de sensibilidade é provavelmente a técnica quantitativamente mais aplicada nas avaliações (KLOPFER; GRAHL, 2014), tem o objetivo de identificar os processos chave e os fluxos elementares mais importantes, como os elementos que mais contribuem para o impacto do sistema, pode ser realizada e apresentada como uma análise de contribuição, ou seja, quais atividades contribuem para quais pontuações de impacto ambiental, por quanto e por quais fluxos elementares? Ou pode ser apresentada como uma análise de dominância, ou seja, quais atividades contribuem mais para quais impactos ou fluxos? (HAUSCHILD; BONOU; OLSEN, 2018). Desse modo, estima as incertezas nos resultados de um estudo devido à qualidade dos dados, critérios de corte, escolha de regras de alocação e

seleção das categorias de impacto, logo, de uma forma descritiva, determina e documenta a influência de um parâmetro no resultado final (KLÖPFER; GRAHL, 2014).

A combinação da análise de sensibilidade e da análise de incerteza ajuda na identificação dos pontos de foco para possíveis melhorias na coleta de dados do inventário ou da avaliação de impacto. Os dados com uma alta incerteza não precisam ser um ponto de foco para melhoria se a sensibilidade a esses dados for muito baixa. Da mesma forma, os dados que têm forte influência nos resultados do estudo também podem não exigir esforços adicionais na coleta se a representatividade dos dados for alta e sua incerteza insignificante. Logo, o ponto de foco para a melhoria da qualidade dos dados deve ser nos dados com forte influência nos resultados globais e alta incerteza ou questionáveis, se tais dados não puderem ser melhorados, o resultado é uma baixa precisão que deve ser relatada e caso a precisão seja insuficiente para atender aos requisitos da aplicação pretendida, pode ser necessário uma revisão dos objetivos do estudo (HAUSCHILD; BONOU; OLSEN, 2018).

A verificação de consistência é realizada para investigar se as suposições, métodos e dados, que foram aplicados no estudo, são consistentes com o objetivo e escopo. A qualidade dos dados do inventário quanto à representatividade temporal, geográfica e tecnológica dos dados, adequação do processo unitário escolhido para representação do processo do sistema e incerteza dos dados são respeitadas, em caso de comparações entre sistemas, as regras de alocação e configuração de limites do sistema foram aplicadas de forma consistente, são alguns dos pontos abordados nessa verificação (HAUSCHILD; BONOU; OLSEN, 2018).

A revisão crítica tem como objetivo a melhoria da qualidade técnica e científica e aumento da confiabilidade do estudo, sendo uma etapa obrigatória nos estudos direcionados a publicação (KLÖPFER; GRAHL, 2014).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Brasil, 2009a, versão corrigida 2014a.

BJØRN, A., MOLTESEN, A., LAURENT, A., OWSIANIAK, M., CORONA, A., BIRKVED, M., & HAUSCHILD, M. Z. (2017). Life Cycle Inventory Analysis. *Life Cycle Assessment*, 117–165. doi:10.1007/978-3-319-56475-3_9

BJØRN, A., OWSIANIAK, M., MOLIN, C., & LAURENT, A. (2017). Main Characteristics of LCA. *Life Cycle Assessment*, 9–16. doi:10.1007/978-3-319-56475-3_2

BRUIJN, H., VAN DUIN, R., & HUIJBREGTS, M. A. J. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment. *Eco-Efficiency in Industry and Science*. doi:10.1007/0-306-48055-7

CURRAN, M. A. (2016). Overview of Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment. *Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment*, 1–62. doi:10.1007/978-94-024-0855-3_1

HAUSCHILD, M. Z., BONOU, A., & OLSEN, S. I. (2018). Life Cycle Interpretation. *Life Cycle Assessment*, 323–334. doi:10.1007/978-3-319-56475-3_12

KLÖPFFER, W., & GRAHL, B. (2014). *Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. doi:10.1002/9783527655625

ROSENBAUM, R. K., HAUSCHILD, M. Z., BOULAY, A.-M., FANTKE, P., LAURENT, A., NÚÑEZ, M., & VIEIRA, M. (2018). Life Cycle Impact Assessment. *Life Cycle Assessment*, 167–270. doi:10.1007/978-3-319-56475-3_10