

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE MECÂNICA
CURSO DE ENGENHARIA MECÂNICA

RAMON DE ANDRADE GONÇALVES

O CICLO DE VIDA DO ALUMÍNIO

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CORNÉLIO PROCÓPIO
2016

RAMON DE ANDRADE GONÇALVES

O CICLO DE VIDA DO ALUMÍNIO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Mecânica, do Departamento Acadêmico de Engenharia Mecânica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. José Tomadon Júnior

FOLHA DE APROVAÇÃO



Ministério da Educação

Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Câmpus Cornélio Procópio Coordenação de Engenharia Mecânica – COEME



CICLO DE VIDA DO ALUMÍNIO

POR

RAMON DE ANDRADE GONÇALVES

Este trabalho de conclusão de curso foi apresentado às 10h30 do dia 09 de junho de 2016 como requisito parcial para obtenção do título de ENGENHEIRO MECÂNICO, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Dr. José Tomadon Júnior (UTFPR)

Prof. Esp. Carlos de Nardi (UTFPR)

Prof. Me. Juvenil Texeira da Silva (UTFPR)

*A folha de aprovação contendo as assinaturas da banca examinadora encontra-se à disposição na Coordenação de Engenharia Mecânica.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais, por me proporcionarem tudo que foi necessário para minha formação. Em especial à minha mãe Rosemary que foi minha maior incentivadora em todos os aspectos por toda minha vida, além do melhor exemplo de ser humano a ser seguido que conheço, e ao meu irmão Matheus pelo grande companheiro que sempre foi.

Agradeço meu avô Rolin (*in memorian*) e bisavó Maria Paixão pelo suporte e incentivo durante todos esses anos. Sem eles, nada disto seria possível.

Agradeço meu orientador Prof. Dr. José Tomadon Júnior pela confiança, orientação, paciência, e sabedoria com que me auxiliou neste projeto, e a todos os professores que ajudaram na minha formação pessoal e profissional durante todo meu período acadêmico.

Por último, porém não menos importante um muito obrigado a toda República Cativero (Guilherme, Renan, André, Lucas, João, Mateus, Curi, Ricardo, Leandro, Bruno, Natan) por terem sido mais que uma família, presentes em todas as dificuldades e alegrias durante todos esses anos, ajudando com que a grama sempre fosse mais verde e as luzes mais brilhantes. Também um muito obrigado aos amigos Augusto, Gustavo e a toda República Netos por estarem sempre presentes.

GONÇALVES, Andrade Ramon. **O ciclo de vida alumínio** 2016. 44 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Engenharia Mecânica. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Cornélio Procópio, 2016.

RESUMO

O alumínio é amplamente utilizado pela indústria de diversas maneiras. A grande utilização se deve muito a versatilidade de suas propriedades e excelente desempenho na maioria das aplicações, além de sua capacidade de ser reciclado indefinidamente sem que perca suas propriedades. A produção mundial de alumínio primário em 2010 foi de 40,800 milhões de toneladas, no qual os Estados Unidos da América (EUA) foi o 5º maior produtor com 1,726 milhões de toneladas, e o Brasil o 7º com um total de 1.536 milhões de toneladas. Com o crescente aumento do uso doméstico do alumínio, o consumo no Brasil deverá triplicar até 2025. Um dos grandes desafios para produção do alumínio é o alto gasto energético e seu alto custo, insumo este que chega a representar quase metade dos gastos com a transformação do alumínio. Neste estudo realizou-se um teste comparativo entre a matriz energética utilizada nos EUA e a brasileira para a produção de 1 kg de alumínio, composto por 52% de alumínio primário, proveniente da mineração da bauxita, e 48% de alumínio secundário resultante da reciclagem. O objetivo do trabalho é de avaliar os diferentes potenciais impactos ambientais causados pela produção do alumínio considerando a matriz energética brasileira e a dos EUA, assim como as diferentes contribuições nas emissões do alumínio primário e secundário. Os dados de produção do alumínio e de energia foram obtidos da base de dados Ecoinvent v.3. No inventário de produção de alumínio alterou-se, portanto, a matriz energética, inicialmente da América do Norte, pela matriz energética brasileira. Os resultados do potencial impacto foram calculados utilizando-se o método de avaliação de impacto ReCiPe (I). Para tabulação e apresentação dos resultados foi utilizado o Excel. A normalização dos dados mostrou que das 18 categorias de impactos inicialmente em estudo apenas 11 se mostram significativas, dentre as 11, a matriz energética dos EUA obteve maiores valores de emissões em 7 delas, porém apesar da grande diferença entre as matrizes energéticas, as substâncias e os processos de maior impacto foram os mesmos para as duas matrizes, demonstrando que a mudança não apresentou uma grande influência nos valores totais finais das emissões. Já o alumínio secundário se demonstrou eficiente em termos de emissões comparado ao alumínio primário.

Palavras-chave: ACV, Alumínio, Matriz energética.

GONÇALVES, Andrade Ramon. **O ciclo de vida alumínio** 2016. 44 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Engenharia Mecânica. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Cornélio Procópio, 2016.

ABSTRACT

Aluminum is widely used for the industry of many ways. The major use of this material is due to the fact of its versatility and excellent performance in most applications, besides its ability to be recycled indefinitely without losing its properties. In 2010, the aluminum world production was 40,800 millions of tons. The United States of America (USA) was the 5° bigger producer with 1,726 millions of tons and Brazil the 7° with 1,536 millions of tons. With the increasing domestic aluminum use, consumption in Brazil is expected to triple by 2025. One of the major challenges for aluminum production is the high levels of energy consumption and its high cost; this input comes to represent almost half of spending on the transformation of aluminum. In this paper, we performed a comparative study between the energy matrix used in the US and the one used in Brazil to produce 1 kg of aluminum, consisting in 52% of primary aluminum from the bauxite mining, and 48% of secondary aluminum from recycling. The objective of this thesis is to evaluate the different potential environmental impacts caused by the production of aluminum considering the Brazilian energy matrix and the US energy matrix, as well as the different contributions in emissions of primary and secondary aluminum. The data from aluminum production and energy consumption were obtained from the data base Ecoinvent v.3. In The aluminum production inventory, the energy matrix was changed from the one used in the US to the one used in Brazil. The potential impacts were calculated using the impact assessment method ReCiPe (I). The software Microsoft Excel was used to tabulate and present the results. The data normalization showed that among the 18 categories of impact, initially studied, only 11 were statistically significant. From these 11 categories, the US energy matrix had higher values of emissions in 7 of them, however despite the great difference between the energy matrices, the substances and the processes of higher impact were the same for both matrices, showing that the change did not exert great influence on the emissions values. Furthermore, the secondary aluminum has shown more efficient in terms of emissions compared to the primary aluminum.

Key words: aluminum, LCA, energy matrix.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Estágios do ciclo de vida do produto.....	12
Figura 2: Fases da Avaliação de ciclo de vida (ACV)	13
Figura 3: Fluxograma completo do processo Bayer	20
Figura 4: Dados comparativos normalizados para as duas matrizes energéticas....	25
Figura 5: Comparação entre as matrizes (categoria: mudanças climáticas)	26
Figura 6: Comparação entre as matrizes (categoria: depleção camada de ozônio) ..	27
Figura 7: Comparação entre as matrizes (categoria: acidificação terrestre)	28
Figura 8: Comparação entre as matrizes (categoria: eutrofização de água doce) ..	29
Figura 9: Comparação entre as matrizes (categoria: Eutrofização marinha)	30
Figura 10: Comparação entre as matrizes (categoria: toxicidade humana)	31
Figura 11: Comparação entre as matrizes (categoria: Oxidação fotoquímica)	32
Figura 12: Comparação entre as matrizes (categoria: Formação de particulados) ..	33
Figura 13: Comparação entre as matrizes (categoria: Ecotoxicidade terrestre)	34
Figura 14: Comparação, entre as matrizes (categoria: Ecotoxicidade em água doce)	35
Figura 15: Comparação entre as matrizes (categoria: Ecotoxicidade marinha)	36
Figura 16: Comparação entre as matrizes (categoria: Depleção fóssil)	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Comparação matrizes energéticas.....	38
Tabela 2: Comparação entre as contribuições do alumínio primário e secundário nas emissões (Matriz EUA)	38
Tabela 3: Comparação entre as contribuições do alumínio primário e secundário nas emissões (Matriz BR)	39
Tabela 4: Comparação entre as contribuições do alumínio primário e secundário nas emissões (Matriz BR)	40

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	09
1.1 OBJETIVOS.....	09
1.1.1 Geral.....	09
1.1.2 Específicos.....	10
1.2 JUSTIFICATIVA.....	10
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	11
2.1 DESCRIÇÃO GERAL DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV).....	11
2.2 METODOLOGIA DA ACV.....	12
2.2.1 Definição De Objetivos e Escopo.....	14
2.2.2 Análise De Inventário.....	15
2.2.3 Análise Do Impacto.....	16
2.2.3.1 Definição das categorias de impacto.....	16
2.2.3.2 Classificação.....	16
2.2.3.3 Caracterização.....	17
2.2.3.4 Normalização.....	17
2.2.3.5 Ponderação.....	17
2.2.3.6 Pontuação única.....	17
2.2.3.7 Análise da qualidade dos dados.....	18
2.2.4 Interpretação do Ciclo de Vida.....	18
2.3. PROCESSO DE OBTENÇÃO DO ALUMÍNIO.....	19
2.3.1 O Processo Bayer.....	20
2.3.2 Etapas do Processo Bayer.....	20
2.4 PROCESSO HALL-HÉROULT.....	22
3 METODOLOGIA.....	23
4 APRESENTAÇÃO DO ESTUDO, DADOS E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	24
4.1 APRESENTAÇÃO DO ESTUDO.....	24
4.2 APRESENTAÇÃO DOS DADOS NORMALIZADOS.....	25
4.3 COMPARAÇÃO DO IMPACTO POR CATEGORIA.....	26
4.3.1 Mudanças Climáticas.....	26
4.3.2 Depleção da Camada de Ozônio.....	27
4.3.3 Acidificação Terrestre.....	28
4.3.4 Eutrofização da Água Doce.....	28
4.3.5 Eutrofização Marinha.....	29
4.3.6 Toxicidade Humana.....	30
4.3.7 Formação de Oxidante Fotoquímico.....	31
4.3.8 Formação de Particulados.....	32
4.3.9 Ecotoxicidade Terrestre.....	33
4.3.10 Ecotoxicidade aquática em Água Doce.....	34
4.3.11 Ecotoxicidade aquática Marinha.....	35
4.3.12 Depleção Fóssil.....	36
4.4 COMPARAÇÃO ENTRE AS MATRIZES ENERGÉTICAS PARA A PRODUÇÃO DE 1KW DE ENERGIA.....	37
4.5 COMPARAÇÃO DAS CONTRIBUIÇÕES DO ALUMÍNIO PRIMÁRIO E SECUNDÁRIO NAS EMISSÕES.....	38
5 CONCLUSÃO.....	41
REFERÊNCIAS.....	43

1 INTRODUÇÃO

A produção mundial de alumínio primário em 2010 foi de 40,800 milhões de toneladas, no qual os Estados Unidos da América (EUA) foi o 5º maior produtor com 1,726 milhões de toneladas, e o Brasil o 7º com um total de 1.536 milhões de toneladas. Nos últimos anos, há uma crescente preocupação com a produção de produtos eco eficiente, uma vez que os impactos ambientais causados pelo homem acarretam ameaças à sobrevivência das estruturas da sociedade moderna (SAADE, 2013). O fato de vários países já adotarem regulamentos ambientais para o controle da poluição industrial e a necessidade de rotulagem ambiental com base na ACV para exportações e importações, aumenta ainda mais o interesse das indústrias por esta ferramenta que pode ser usado como guia na busca por serviços e produtos mais limpos (TAKEDA, 2008).

O processo de produção alumínio começa com a extração da bauxita, passando então pelo processo bayer, para obtenção da alumina e posteriormente pelo processo Hall-Heroult de onde se obtém o alumínio metálico primário. O estudo de ACV realizado nesta tese, utiliza a base de dados *EcoInvent* para construção do inventário e o *software* SimaPro para simular o processo.

O estudo busca identificar quais categorias de impacto do processo são mais prejudiciais para as duas matrizes energéticas, em busca de um processo mais sustentável.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Geral

Avaliar os impactos ambientais causados pelo processo de obtenção do alumínio composto por 52% de alumínio primário e 48% de alumínio secundário, utilizando a matriz energética dos EUA e a brasileira, fazendo uso da técnica de avaliação de ciclo de vida.

1.1.2 Específicos

- Descrever o processo de obtenção do alumínio;
- Avaliar os impactos do processo com auxílio do *software* SimaPro;
- Identificar as categorias de impactos mais prejudicadas pelo processo nas matrizes energéticas do EUA e do Brasil;
- Realizar um estudo comparativo entre os impactos das matrizes, apontando suas diferenças;
- Analisar as origens da matriz energética dos EUA e do Brasil;
- Comparar as emissões do alumínio primário e secundário obtidos no estudo;

1.2 JUSTIFICATIVA

A produção do alumínio apresenta alguns desafios ambientais como: a grande quantidade de energia utilizada no processo, o resíduo chamado de lama vermelha que deve ser tratado adequadamente para a proteção do meio ambiente, o tratamento da água utilizado nos processos, emissões de gás de efeito estufa ligadas a produção, emissões de fluoretos, dióxido de enxofre (SO₂), poeira e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) entre outros.

Estes fatores ligados a grande produção mundial de alumínio e o fato de Brasil e os EUA serem grandes produtores, justifica um melhor estudo na área de avaliação do ciclo de vida da sua produção, para identificar as categorias de maior impacto e uma possível futura otimização do processo na área ambiental.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DESCRIÇÃO GERAL DE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

O termo Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), ou em inglês *Life Cycle Assessment* (LCA), foi utilizado em 1990 nos Estados Unidos da América durante um *workshop* em Vermont, realizado pela Sociedade de Química e Toxicologia Ambiental, onde os realizadores decidiram utilizar o termo “Avaliação de Ciclo de Vida”. Anteriormente a designação utilizada desde 1970 nos EUA era “Resource and Environmental Profile Analysis”. Hunt *et al* (1996 apud FERREIRA, 2004, p. 7)

Em 1969 foi realizado um estudo que foi conduzido pelo “Midwest Research Institute” para a companhia Coca Cola. Este estudo quantificava a necessidade de recursos, emissões e resíduos associados a diferentes tipos de embalagens utilizadas pela companhia. O estudo nunca foi divulgado devido ser de caráter confidencial, porém foi utilizado posteriormente como referência nas suas decisões sobre embalagens. Um dos resultados obtidos foi visto com grande surpresa, pois demonstrava que as garrafas plásticas, antes mal vistas, não eram piores do ponto de vista ambiental, do que as de vidro. Hunt *et al* (1996 apud FERREIRA, 2004, p. 7)

Tem-se segundo Jesen *et al* (1997 apud TAKEDA, 2008, p.26) que :

Em 1997, Jesen et al. (1997) afirmou que a metodologia de ACV começava a consolidar-se movendo-se rumo à maturidade. Naquela época, a utilidade e a técnica de ACV ainda estava em constante debate entre os pesquisadores. Entretanto, era cada vez maior a confiança da comunidade científica de que as técnicas emergentes tinham realmente futuro. Alguns manifestavam confiança no progresso da ferramenta, como Peter Hindle da Procter & Gamble. Outros por outro lado, como Mike Jeffs da empresa ICI Polyurethanes, comentavam que ACV estava muito distante da realidade do homem.

Com a crescente necessidade de produtos sustentáveis a Avaliação de Ciclo de Vida vem se mostrando uma ferramenta indispensável para um melhor acompanhamento dos ciclos de produção e identificação de problemas de caráter ambiental na interação entre os processos. Sendo também de grande utilidade na comparação do potencial de impacto ambiental entre diferentes produtos, sempre na busca por

uma alternativa mais sustentável, auxiliando no desenvolvimento de produtos e na orientação do consumidor de qual produtor comprar (TAKEDA, 2008).

Para Takeda (2008) tem-se que:

A ACV auxilia também a responder questões do tipo: em que parte do ciclo de vida de um produto ocorrem os maiores impactos ambientais? É durante a extração da matéria prima, na etapa de manufatura do material, na etapa de processamento, na fase de uso ou durante o transporte? Nas companhias esse conhecimento pode ser importante na busca por fornecedores ecologicamente corretos e na sociedade pode ser utilizado para adequar as políticas e regulamentos ambientais. Assim evitando um desencontro ente o foco do regulamento e as áreas de maior interesse ambiental.

Usado de forma correta a ACV pode promover mudanças tecnológicas pontuais e de grande impacto, possibilitando obter ganhos ambientais e econômicos com a melhoria da ecoeficiência de produtos e serviços. É também de grande importância no mercado atual para manter a competitividade na exportação devido a algumas barreiras que poderão ser impostas por países europeus, com a necessidade da rotulagem ambiental de produtos brasileiros com base na ACV (TAKEDA , 2008).

2.2 METODOLOGIA DA ACV

Para Ferreira (2004, p.9) a ACV é a avaliação de todas as entradas e saídas para a obtenção de um determinado produto desde a extração das matérias primas da natureza até a disposição final do produto, analisando então os potenciais impactantes ambientais ao longo do seu ciclo de vida (Figura 1).

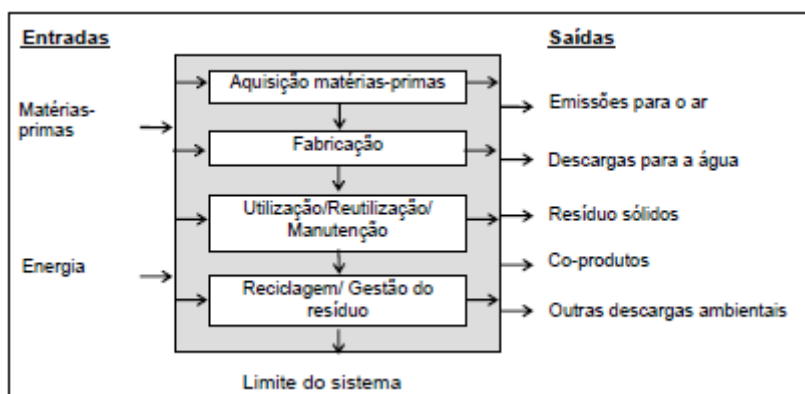


Figura 1 - Estágios do ciclo de vida do produto. Fonte: USEPA (2001)

Segundo Takeda (2008, p.28), há diferentes níveis a serem escolhidos para se fazer uma ACV, desde uma maneira mais simples que é chamado de ACV conceitual, que é uma avaliação qualitativa dos aspectos ambientais, desde a extração da matéria prima até o produto final, sendo que este método pode ser executado rapidamente e sem grandes conhecimentos da metodologia do ACV, necessitando apenas de conhecimentos básicos na área ambiental.

Já para uma ACV mais detalhada existem dois tipos de ACV, a investigativa ou a detalhada. Na ACV investigativa a coleta de dados é feita de maneira simples, buscando dados já existentes na literatura e em banco de dados, incluindo geralmente poucas categorias de impacto. Na ACV detalhada a coleta de dados é feita de uma maneira mais complexa e abrangente incluindo dados empíricos e um número muito maior de categoria de impacto, além de incluir análise de incerteza, sensibilidade e consistência da análise (TAKEDA, 2008).

O processo de ACV é normalmente dividido em 4 fases, são elas: definição de objetivos e escopo, inventário, avaliação dos impactos e interpretação (FERREIRA, 2004).

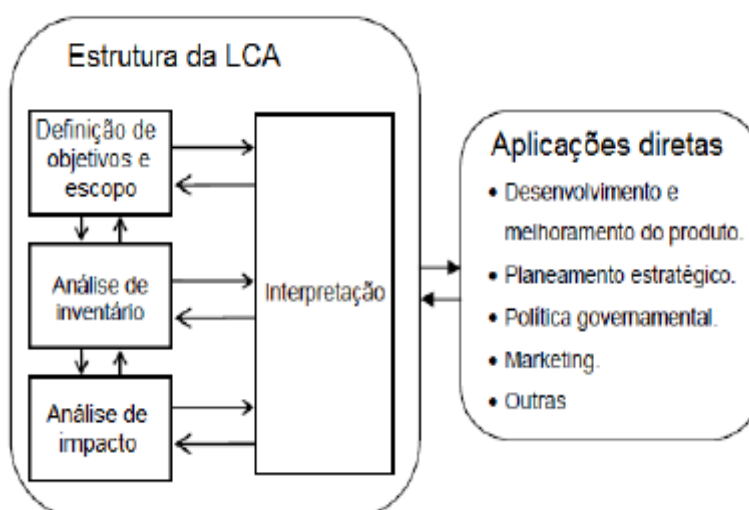


Figura 2 – Fases da ACV . Fonte: (ISO 14042:2000)

2.2.1 Definição De Objetivos E Escopo

É fase em que se delimita o objetivo do estudo, as fronteiras do sistema e a base referencial. É uma fase crucial da ACV, pois objetivos diferentes necessitam de diferentes metodologias (SOARES *et al* , 2006).

Esta etapa deve ser bem direcionada, evitando-se assim resultados irrelevantes e consumo desnecessário de tempo e recursos, para isso é necessário estabelecer o objetivo pretendido, a razão da realização do estudo e os agentes interessados (SAADE, 2013).

Para Soares *et al* (2006), tem-se que:

Quando realizado de forma consistente com a aplicação do estudo, a definição de objetivos auxilia na especificação de informações necessárias as etapas posteriores, como na fase de coleta de dados, e na obtenção de resultados mais confiáveis e precisos. Pode-se comparar produtos com um mesmo uso, mas constituídos de materiais e processos diferentes, ou comparar processos distintos para a obtenção de produtos (ou serviços) com uma mesma função.

A definição do escopo do projeto é essencial, e quando ele é mal definido podem ocorrer conflitos em nível de orçamento e cronograma. É importante definir quais etapas do ciclo de vida do produto será realizada a análise, podendo ser desde o berço (extração de matérias primas), ao o tumulo (eliminação do produto), ou seja, considerando os impactos da produção, utilização e eliminação ou se o estudo irá considerar uma das etapas da produção de forma isolada (SOARES *et al* , 2006).

Ao final desta fase deve-se realizar uma revisão crítica, que de acordo com a ISO 14040 é uma ferramenta utilizada para se verificar se o estudo da ACV satisfaz as necessidades desta Norma Internacional nas áreas da metodologia, dados e relatórios. A revisão crítica deve ser realizada por especialistas independentes do estudo de ACV, podendo ser internos ou externos, desde que possuam conhecimentos técnicos e científicos (FERREIRA , 2004).

2.2.2 Análise De Inventário

Esta fase é provavelmente a que se consome mais tempo, enquanto a etapa anterior fornece um planejamento inicial a respeito de como será realizado o estudo, é nesta fase que ocorrerá a coleta e o tratamento dos dados (SAADE , 2013).

Um elemento de grande importância para esta fase da ACV, é o desenvolvimento de um fluxograma ou árvore do processo, que descreve e ilustra todo o processo de obtenção do produto em estudo. Os dados inseridos no estudo podem ser tanto quantitativos quanto qualitativos, e ainda podem-se incluir dados empíricos detalhados especialmente para os estudos de ACV (TAKEDA , 2008).

Segundo Saade (2013 , p44) tem-se que :

O modelo de sistemas consiste na representação do ciclo de vida do produto na forma de um fluxo de sistemas técnicos, respeitando as fronteiras delimitadas na etapa de definição dos objetivos e escopo. Em tese, o inventário é semelhante a um balanço contábil-financeiro, medido em termos energéticos ou de massa, havendo equilíbrio e igualdade entre entradas e saídas. Normalmente, representa-se o citado balanço em formato de fluxograma, evidenciando todas as atividades incluídas no sistema analisado – a produção, o transporte, o uso e a disposição final, indicando, também, suas interações.

A análise de inventário, de uma forma simplificada, começa com as atividades de preparo para a coleta de dados, então posteriormente a coleta de dados propriamente dita, a determinação dos procedimentos de cálculos seguido da realização dos cálculos e pôr fim a normalização e o refinamento dos limites do sistema (SAADE, 2013).

Em alguns estudos há a omissão de trocas por diversos motivos, nestes casos deve-se relatar e discutir qual será o real impacto dessas omissões no resultado final do estudo. Isso pode ser realizado na fase de interpretação (TAKEDA, 2008).

2.2.3 Análise Do Impacto

Esta fase é a encarregada de interpretar os dados obtidos no inventário de ciclo de vida. É definido como um processo técnico quantitativo e/ou qualitativo, que possui dois objetivos. O primeiro deles é tornar os dados obtido do inventário mais relevantes devido ao aumento do conhecimento dos potenciais impactos ambientais, já o segundo é a interpretação dos dados transformando os dados obtidos do inventario em resultados ambientalmente relevantes (FERREIRA, 2004).

Segundo Saade (2013, p.46):

A norma para a realização da avaliação de impactos, antiga ISO 14.042:2000, hoje inserida na ISO 14044:2006, divide esta tarefa em definição das categorias de impacto, classificação, caracterização, normalização, ponderação, pontuação única e análise da qualidade dos dados, sendo as três primeiras subfases obrigatórias e as quatro últimas, opcionais.

2.2.3.1 Definição das categorias de impacto

É o primeiro passo em uma Avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV), nele se decide o tipo de categoria de impacto que devem ser inclusos no estudo, é um dos aspectos de maior relevância a ser considerado. É de extrema importância avaliar quais categorias de impacto são particularmente importantes para o produto em estudo, mesmo que essas categorias não estejam inclusas nos métodos padrão de AICV (TAKEDA, 2008).

2.2.3.2 Classificação

Nesta etapa é feito a correlação entre os dados obtidos na análise de inventário às suas categorias de impacto. Esta classificação deve ser feita de forma cuidadosa, pois há algumas cargas ambientais que se relacionam com mais de uma categoria de impacto, nestes casos deve-se observar para que a contagem dos efeitos

não seja realizada de forma duplicada. É necessário o conhecimento da relação de causa e efeito entre poluentes e categorias de impacto (SAADE , 2013).

2.2.3.3 Caracterização

A caracterização é o cálculo do impacto ambiental por categoria, é nesta etapa que os poluentes são associados às categorias de impacto, e o total de impacto é obtido por fatores de equivalência entre os poluentes, quanto maior for o fator equivalência, maior é a contribuição do poluente para sua categoria de impacto ambiental (TAKEDA, 2008).

2.2.3.4 Normalização

Durante esta etapa, associam-se os resultados obtidos na caracterização a um valor de referência, para assim poder ser analisado a contribuição total dos impactos ambientais para uma determinada região (SAADE, 2013).

2.2.3.5 Ponderação

Nesta etapa é definida qual a real importância de uma determinada categoria de impacto ambiental em relação à outra. O peso relativo entre as categorias de impactos ambientais é expresso pelo fator de peso (SAADE, 2013).

2.2.3.6 Pontuação única

As categorias são classificadas e/ou agrupadas, e então numeradas em ordem de importância, esta etapa facilita a análise e a apresentação do estudo de ACV.

Dois exemplos de agrupamento são, por prioridade dos impactos, e qual o nível do impacto, podendo ser local, regional ou global (SAADE, 2013).

2.2.3.7 Análise da qualidade dos dados

Nesta fase é analisado a importância, a incerteza e a sensibilidade dos resultados obtidos.

Segundo Ferreira (2004, p.47), tem-se que:

De acordo com a ISO/TR 14047: 2003(E), as ferramentas de qualidade dos dados mencionadas na ISO 14042, compreendem: análise de gravidade (importância), análise de incerteza e análise de sensibilidade. Estas ferramentas podem ser aplicadas aos diferentes níveis do processo de análise de impacto: resultados do ICV, resultados do indicador, resultados normalizados e resultados ponderados.

A análise de importância é a ferramenta estatística que aponta os dados que mais colaboram com o resultado do indicador. Por outro lado a análise de incerteza demonstra como a propagação das incertezas nos dados do impacto do ciclo de vida alteram os resultados do indicador. E por último a análise de sensibilidade é método utilizado para mensurar as alterações nos resultados do indicador quando são inseridas alterações nos resultados de ICV, ou nos fatores de caracterização, normalização e ponderação.

2.2.4 Interpretação do Ciclo de Vida

Esta é a última fase formal do estudo de ACV. Sua função é verificar fatores como: qual a confiança dos resultados obtidos, se os resultados estão de acordo com o objetivo e o escopo do estudo, qual etapa da produção do produto em estudo causa maiores impactos, etc. (FERREIRA, 2004)

Os resultados obtidos devem ser discutidos e descritos, é importante ressaltar que muitas conclusões são baseadas em pressuposições, e destacar quais foram essas pressuposições é de extrema importância para esta fase do estudo. É relevante apontar quais são as maiores incertezas do estudo e o quanto elas podem afetar os resultados da ACV. Para a prevenção de uso errôneo dos resultados, deve-se descrever para quais propósitos os resultados devem ser utilizados e mencionar onde ele não pode ser diretamente aplicado (TAKEDA , 2008)

2.3. PROCESSO DE OBTENÇÃO DO ALUMÍNIO

A bauxita é o principal minério do qual se extrai o alumínio, é abundante sendo encontrando principalmente em áreas tropicais, possui entre 15-25 % de alumínio e atualmente é o único minério utilizado para fins comerciais de extração de alumínio (Anuário estatístico ABAL,2011).

O alumínio é um mineral, pois é um composto químico sólido, homogêneo e cristalino cuja fórmula molecular já é definida, e é o terceiro elemento em abundância na crosta terrestre, atrás apenas do oxigênio e silício (Anuário estatístico ABAL,2011).

Uma vez produzido, o alumínio pode ser reciclado infinitamente, sem perder suas propriedades. O Brasil tem se destacado na reciclagem do alumínio chegando a 97,9% de latas recicladas e 35,2% na relação entre sucata recuperada e consumo doméstico, acima da média mundial de 29,9% (Anuário estatístico ABAL, 2011).

Sua produção requer grande consumo de tempo e energia, também necessitando de tecnologia avançada, alto investimento e grandes quantidades de insumos. Para a purificação da bauxita o processo mais utilizado devido a sua viabilidade econômica, é o Processo Bayer, que é utilizado em associação ao processo de obtenção de alumínio metálico através do óxido de alumínio, processo este conhecido como hall-hérault (ESCOBAR, 2004).

2.3.1 O Processo Bayer

No ano de 1888, Karl Jose Bayer desenvolveu o processo que hoje é internacionalmente é conhecido como “Processo Bayer”, utilizado para o refino da bauxita na produção de alumina (Al_2O_3) Hind *et al* (1999 apud FILHO *et al*, 2007 , p 322).

O desenvolvimento do Processo Bayer representou um grande avanço na história da metalurgia possibilitando a exploração do alumínio em grande escala, é considerado ao lado do processo de cianetação para o tratamento de ouro e prata, o marco do surgimento da hidro metalurgia Habashi (2005 apud FILHO *et al* ,2007, p322).

2.3.2 Etapas do Processo Bayer

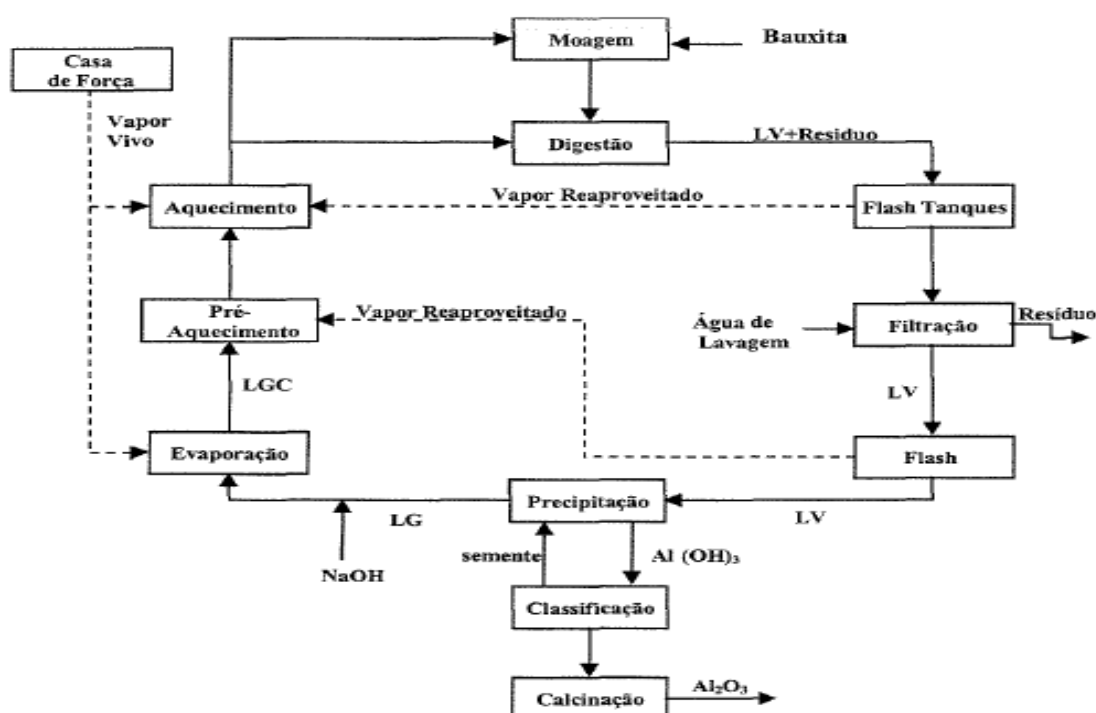


Figura 3 – Fluxograma completo do processo Bayer. Fonte: (TORRES, 2001)

A bauxita normalmente é encontrada abaixo de vários metros de rocha e argila, essa camada tem que ser retirada para que a bauxita possa ser extraída. O processo Bayer se inicia com a moagem via úmida da bauxita junto à uma solução de soda caustica, aluminato de sódio e carbonato de sódio. Com a moagem aumenta-se a área de contato entre a bauxita gipsítica, que possui grande quantidade de hidróxido de alumínio, com a soda cáustica, obtendo assim maior grau de conversão da reação (TORRES, 2001, p. 3). Para Escobar (2005, p.15) tem-se que “Esta etapa visa a produção de um minério de qualidade padronizada e adequada para o processo Bayer”.

Após a moagem inicia-se a etapa da digestão, que tem como objetivo dissolver o óxido de alumínio contido na bauxita e reduzir o teor de sílica, para garantir a pureza necessária ao alumínio. Esta etapa consiste na dissolução do óxido de alumínio tri-hidratado, em uma solução de soda cáustica a temperaturas de 100 a 260°C, sob pressão em reatores do tipo autoclave (CUCCIA, 2006). A polpa proveniente dos digestores passa por um tanque “flash”, onde tem sua pressão e temperatura reduzida.

Segundo Torres (2001):

Após os digestores, tem-se uma solução caustica com alta concentração de aluminato de sódio, porém, tem-se também resíduos de bauxita, os quais são denominados de lama. Este resíduo é separado da solução através do processo de filtração, em filtros de pressão do tipo Kelly.

A solução restante da filtração é chamada de licor rico, é uma solução de sódio-aluminato, que passa então por processo de precipitação. Os cristais formados no processo anterior serão classificados, as partículas de maior granulometria seguem para o calcinador para a obtenção da alumina, e o licor residual contendo NaOH e alguma alumina é recirculado para a etapa da digestão (CUCCIA, 2006).

Segundo Hind *et al* (1999 apud FILHO *et al*, 2007, p 324):

A calcinação é a etapa final do processo, em que a alumina é lavada para remover qualquer resíduo do licor e posteriormente seca. Em seguida a alumina é calcinada a aproximadamente 1000°C para desidratar os cristais, formando cristais de alumina puro, de aspecto arenoso e branco.

2.4 PROCESSO HALL-HÉROULT

Em 1886 descobriu-se um processo economicamente viável para a obtenção do alumínio metálico através da redução da alumina, este processo foi chamado de Hall-Héroult, já que de forma simultânea o americano Charles Martin Hall e o francês Paul Héroult descobriram o processo. Devido ao desenvolvimento da energia elétrica e do processo Bayer para obtenção da alumina, já comentado anteriormente, o processo Hall-Héroult tornou-se viável, uma vez que o mesmo consiste na eletrólise em células eletrolíticas, usando assim grande quantidade de energia elétrica (SCHNEIDER , 2012).

Para Gjortheim et al (1988 apud SCHNEIDER , 2012, p 4) tem-se que:

A primeira célula eletrolítica comercial operava com uma corrente elétrica de 600A por célula. Entretanto, nos últimos 110 anos verificou-se um aumento de escala de produção e um incremento gigantesco na corrente elétrica. Atualmente, verificam-se células comerciais operando com 300KA de corrente.

A indústria de redução de alumínio primário utiliza deste processo para a obtenção de lingotes de alumínio. O processo Hall-Héroult consiste na dissolução da alumina, que então é alimentada em uma célula eletrolítica em um eletrólito apropriado a uma temperatura de operação em torno de 960°C, uma grande quantidade de corrente elétrica passa através da solução eletrolítica, resultando na formação do alumínio metálico através da reação dos íons de alumínio dissolvidos no eletrólito e no bloco anódico , assim o alumínio metálico que é mais pesado do que o eletrólito fica em contato com a base do cátodo fechando o circuito elétrico (SCHNEIDER, 2012).

Segundo Gjortheim et al (1988 apud SCHNEIDER , 2012, p 4) a reação de eletrólise da célula de Hall-Héroult esta simplificada representada na reação (1).



3 METODOLOGIA

A pesquisa realizada para esta tese é de natureza bibliográfica, pois visa gerar novos conhecimentos para o avanço da avaliação do ciclo de vida do processo de produção do alumínio.

Os objetivos deste trabalho são de natureza descritiva, pois envolve o uso de técnicas padronizadas de ACV assumindo a forma de um levantamento. Foram realizados estudos sobre o processo de produção do alumínio e sobre a Avaliação do ciclo de vida do mesmo.

A base de dados utilizada no estudo de ACV para a construção do inventário é de origem secundária (base *EcoInvent v.03*). Posteriormente para a simulação dos inventários do ciclo de vida do alumínio foi utilizado o *software SimaPro* (versão *Faculty*). Para tabulação e melhor visualização dos resultados foi utilizado o *software Excel*. O método utilizado para a avaliação de impacto de ciclo de vida é o ReCiPe(I).

4 APRESENTAÇÃO DO ESTUDO, DADOS E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 APRESENTAÇÃO DO ESTUDO

Para o estudo utilizou-se dois tipos de alumínio, o lingote de alumínio primário que é obtido pelo minério da bauxita passando posteriormente pelos processos Bayer e Hall-Heroult como já descrito na tese, e o secundário que é produzido através da reciclagem de itens em geral compostos por alumínio. Para este estudo analisou-se os impactos relacionados à produção de 1kg de alumínio composto de um mix de 52% de alumínio primário e 48% de alumínio secundário.

Primeiramente os dados foram obtidos utilizando a matriz energética do EUA, porem esses dados não condizem com a realidade do Brasil, assim posteriormente obteve-se os dados utilizando a matriz energética brasileira para então realizar um teste comparativo entre as categorias de impactos com as diferentes matrizes energéticas, já que as outras etapas do processo são iguais. O estudo foi realizado com dados secundários, obtidos da base de dados Ecoinvent v.03. Os inventários foram simulados no software SimaPro (versão *Faculty*). A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida foi realizada com o método ReCiPe (I) em ponto médio da cadeia de causa e efeito.

Com todos os dados já calculados pelo software, realizou-se a comparação dos impactos utilizando-se as diferentes matrizes, foram então construídos gráficos e tabelas com a ajuda do software Excel para uma melhor visualização. Para as categorias de impacto em estudo analisou-se as substancias que geraram maiores contribuições ao potencial impacto ambiental. As contribuições do alumínio primário e secundário ao potencial impacto ambiental também foram consideradas. Posteriormente, analisou-se as matrizes energéticas para verificar os motivos das variações no potencial impacto e qual sua relevância.

4.2 APRESENTAÇÃO DOS DADOS NORMALIZADOS

Para fins de comparação e uma melhor identificação de qual categoria teria maior poder de impacto ambiental, é realizada a normalização das categorias de impacto já que estas são medidas em unidades diferentes.

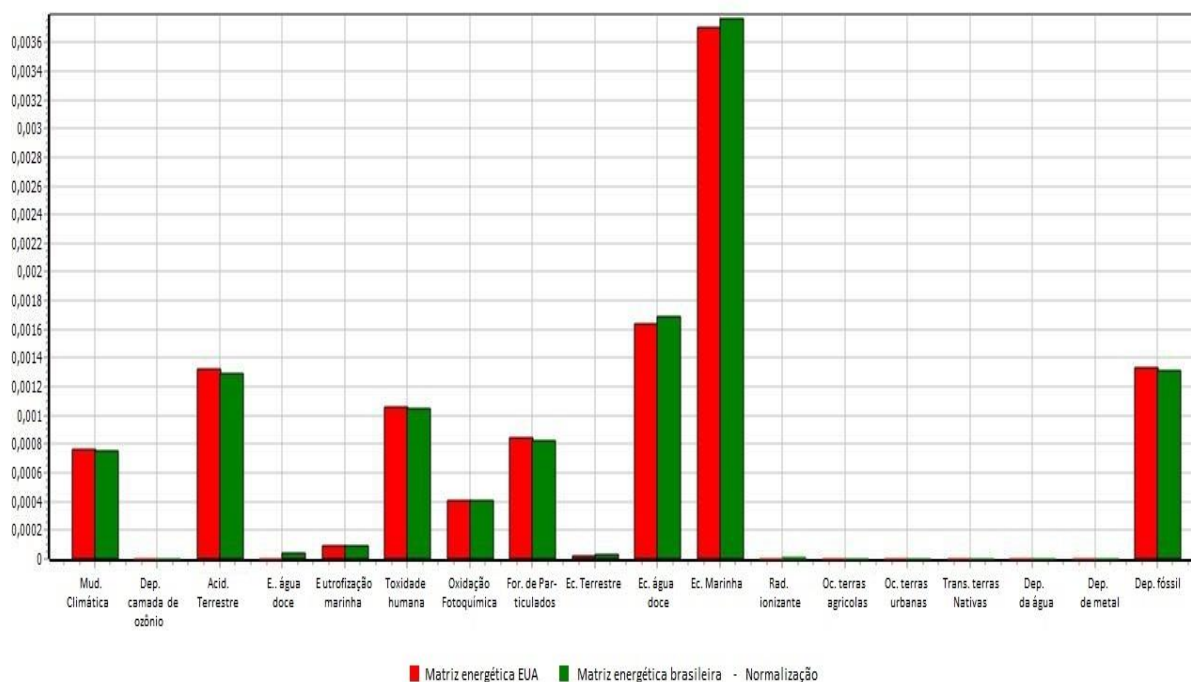


Figura 4 – Dados comparativos normalizados para as duas matrizes energéticas

Observa-se na figura 4 que a ecotoxicidade marinha e de água doce são as categorias de impacto mais prejudicadas para as duas matrizes energéticas, categorias estas que a matriz energética brasileira demonstrou maior potencial emissor. Nota-se também a pequena relevância das categorias como: radiação ionizante, ocupação de terras urbanas e agrícolas, transformação de terras nativas, depleção de água, camada de ozônio e metal, destas categorias com exceção da depleção da camada de ozônio a matriz energética dos EUA obteve valores zero de impacto, já para a matriz brasileira encontra-se valores quase nulos, devido a este fato não será demonstrado os valores de emissões para estas categorias de impacto.

Apesar de ter obtido maiores valores nas duas categorias com maior significância, pode-se constatar pelos dados normalizados que do total das 11 categorias com maior potencial emissor a matriz energética brasileira obteve maiores valores apenas em 4 delas.

4.3 COMPARAÇÃO DO IMPACTO POR CATEGORIA

Para uma melhor visualização das substâncias com maiores emissões para as duas matrizes e suas diferenças, construiu-se gráficos com auxílio do software Excel para as 12 categorias onde houve emissões de ambas as matrizes.

4.3.1 Mudanças Climáticas

Nesta categoria de impacto, se avalia as substâncias emitidas para a atmosfera e que causam mudanças climáticas. A unidade utilizada foi [Kg CO₂ eq] que corresponde a quilograma de dióxido de carbono equivalente.

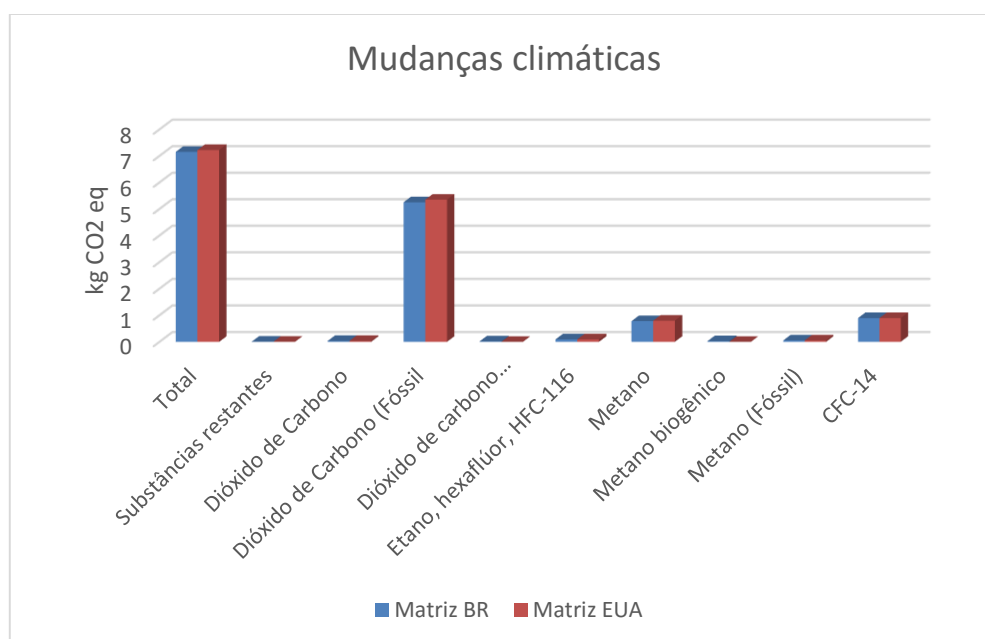


Figura 5 – Comparação entre as matrizes (categoria: mudanças climáticas)

Observa-se na Figura 5 que o maior contribuinte para as duas matrizes energética é o dióxido de carbono de origem fóssil. O total de emissões para a matriz energética EUA foi de 7,2248398 [Kg CO₂ eq] valor maior que o encontrado para a matriz energética brasileira de 7,1183999 [Kg CO₂ eq].

4.3.2 Depleção da Camada de Ozônio

Esta categoria avalia quais substâncias emitidas pela produção do alumínio causam uma diminuição na camada de ozônio. A unidade utilizada foi [Kg CFC-11 eq] quilograma Tricloromonofluormetano equivalente.

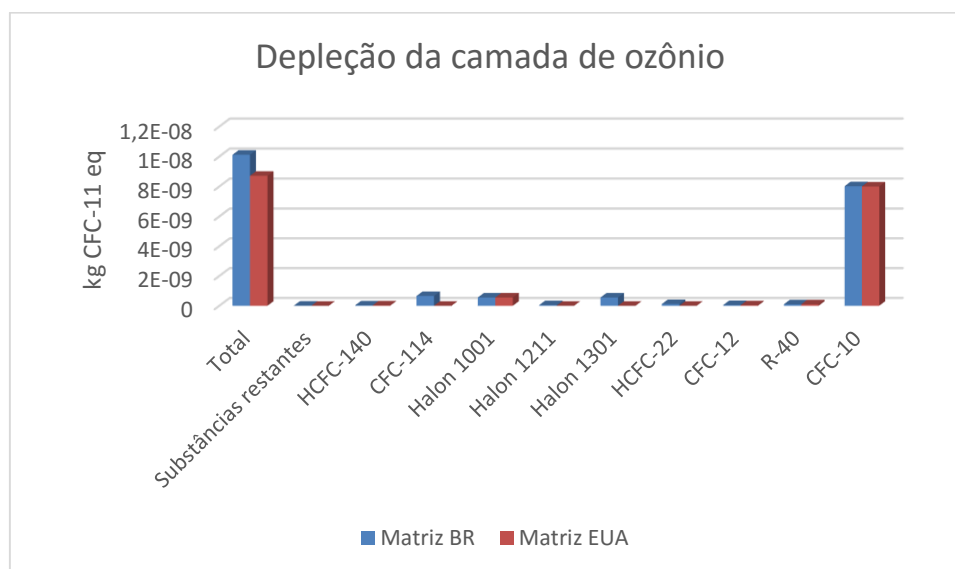


Figura 6 – Comparação entre as matrizes (categoria: depleção camada de ozônio)

Percebe-se ao observar a Figura 6 que o elemento de maior emissão para as duas matrizes energéticas é o metano, tetracloro-,CFC-10. O valor total de emissões para a matriz energética EUA foi de 8,71E-09 [Kg CFC-11 eq], valor este inferior ao encontrado na matriz energética brasileira 1,0 E-08 [Kg CFC-11 eq], percebe-se também que os valores de substâncias restantes, CFC-114, Halon 1221, Halon 1301 e HCFC-22 foram zero para matriz energética EUA.

4.3.3 Acidificação Terrestre

Esta categoria é a responsável por avaliar quais substâncias decorrente da produção do *mix* de alumínio reduzem o pH do solo.

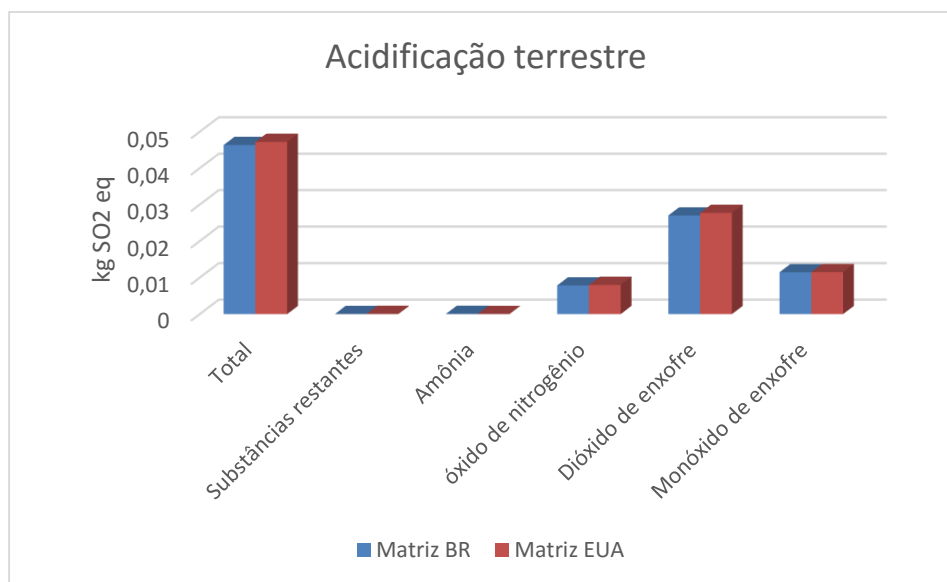


Figura 7 – Comparação entre as matrizes (categoria: acidificação terrestre)

O dióxido de enxofre é a substância com maior emissão, seguida do monóxido de enxofre para as duas matrizes energéticas. O valor total dos fatores de caracterização desta categoria para matriz energética do EUA é de 0,047197849 [Kg SO₂ Eq], valor este ligeiramente maior que encontrado na matriz energética brasileira que foi de 0,0463405589 [Kg SO₂ Eq]. A unidade utilizada entende-se como quilograma de dióxido de enxofre equivalente.

4.2.4 Eutrofização da Água Doce

O fator de caracterização desta categoria de impacto indica o destino das emissões que contem nutrientes de fosfato. As emissões estão divididas entre emissões para a água e/ou solo. A unidade utilizada é o quilograma de fósforo equivalente.

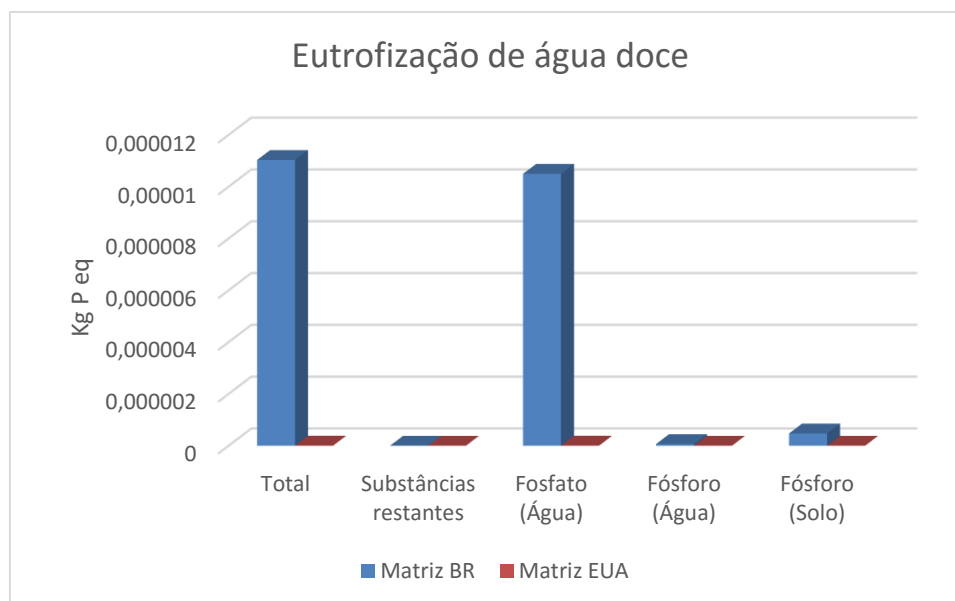


Figura 8 – Comparação entre as matrizes (categoria: eutrofização de água doce)

Observando a figura 8, percebe-se que não há emissões para o solo para matriz energética dos EUA, já que este obteve valor zero nas emissões de fósforo (para a água e solo). Por outro lado na matriz energética brasileira há $4,7 \cdot 10^{-7}$ [Kg P eq] de emissões para o solo proveniente do fósforo, e ainda demonstrou um valor total significativamente maior do que o encontrado para a matriz energética do EUA.

4.3.5 Eutrofização Marinha

Similar a categoria anterior, a categoria mostra o destino dos nutrientes de fosfato para a água marinha. A unidade utilizada é o quilograma de nitrogênio equivalente.

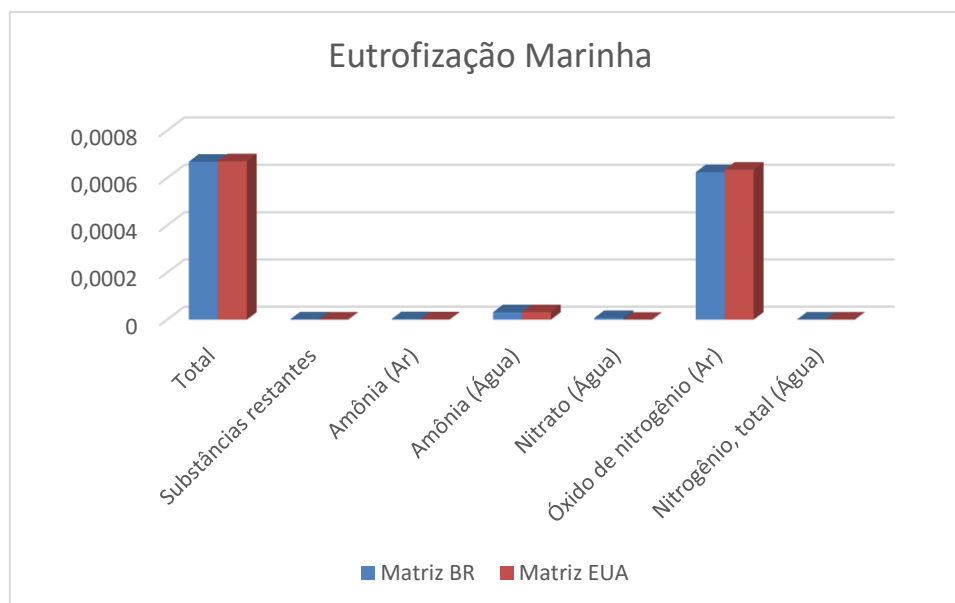


Figura 9 – Comparação entre as matrizes (categoria: Eutrofização marinha)

Os óxidos de nitrogênio emitidos para o ar é o elemento de maior emissão para as duas matrizes energéticas, de acordo com a figura 9. Para a água o elemento de maior emissão é a amônia, para as duas matrizes. O valor total das emissões encontrado para matriz energética EUA é de 0,00067175316 [Kg N eq], maior que o encontrado na matriz energética brasileira 0,00066887509 [Kg N eq].

4.3.6 Toxidade Humana

Esta categoria mede a quantidade de agentes tóxicos que podem causar danos à saúde humana, emitida na produção do alumínio. Os fatores de caracterização são emitidos para a água e ar.

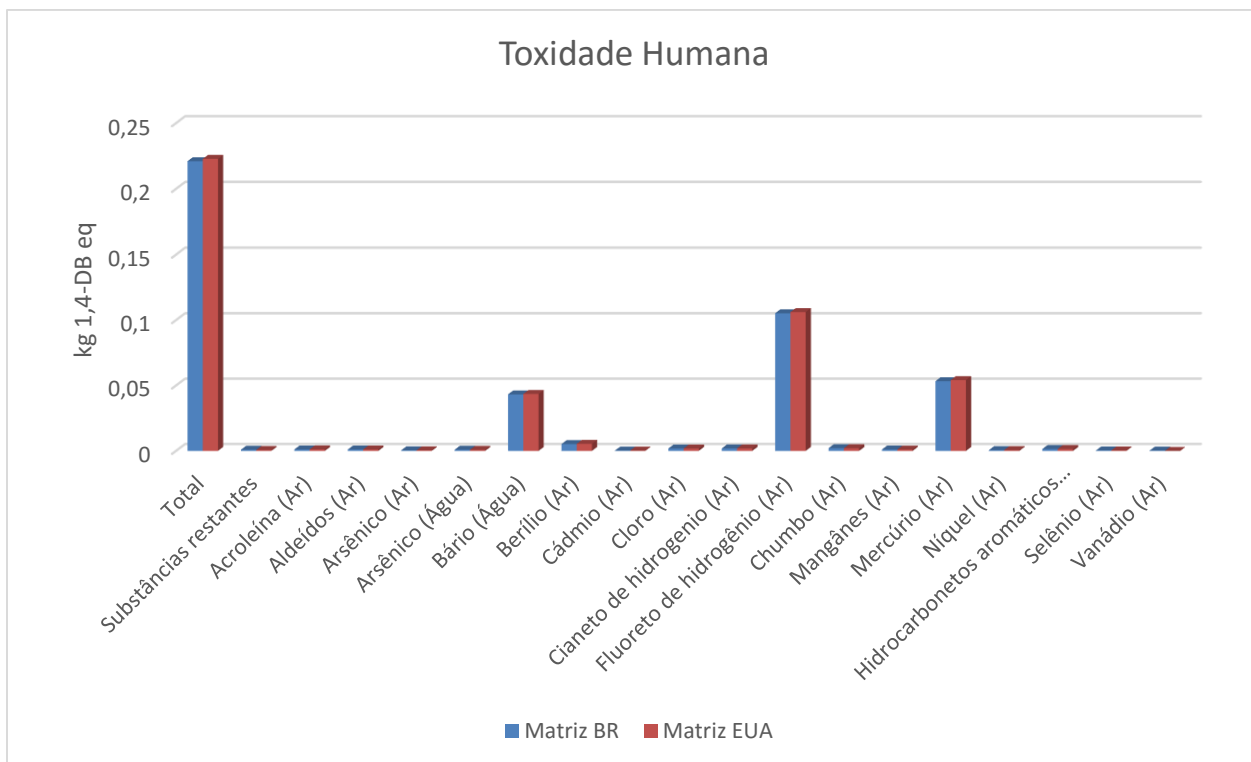


Figura 10 – Comparação entre as matrizes (categoria: toxicidade humana)

Observa-se que para as duas matrizes energéticas as substâncias com maiores emissões são respectivamente: fluoreto de hidrogênio (ar), mercúrio (ar) e bário (água). O maior valor total obtido nesta categoria foi encontrado para a matriz energética do EUA, com um valor de 0,22278966 [Kg 1,4-DB eq], valor este um pouco maior que o 0,2210159 [Kg 1,4-DB eq] encontrado para a matriz brasileira.

4.3.7 Formação de Oxidante Fotoquímico

Esta categoria de impacto determina quais elementos são emitidos na produção do *mix* de alumínio, e que ocasionam uma maior formação de oxidantes fotoquímicos.

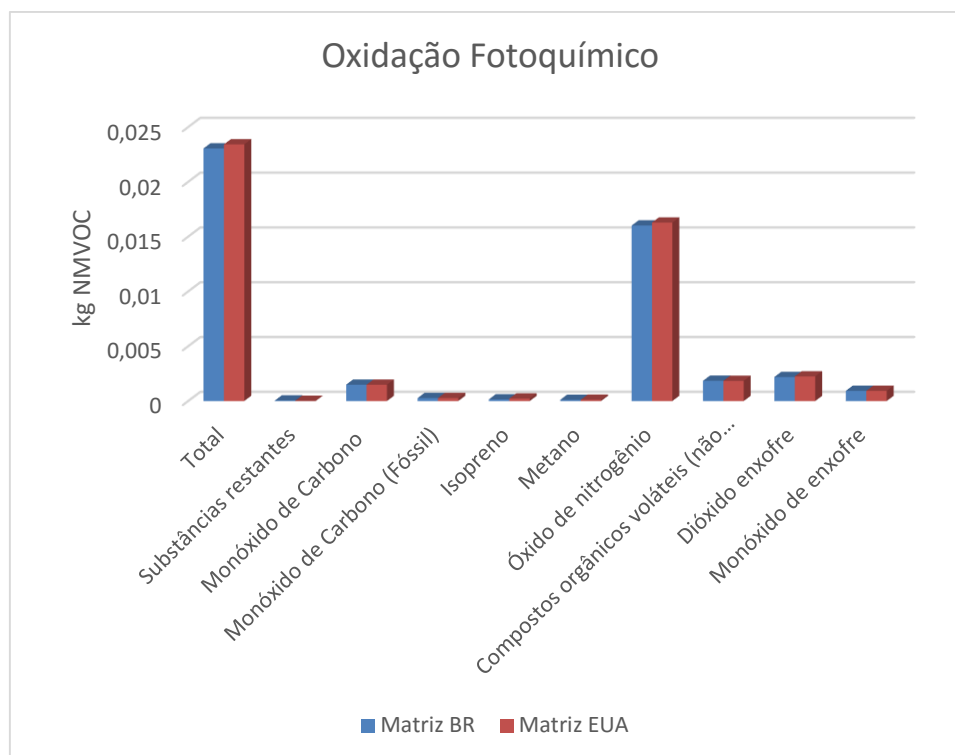


Figura 11 – Comparação entre as matrizes (categoria: Oxidação fotoquímica)

Observa-se nas Figuras 11, que as substâncias emitidas levando em consideração as duas matrizes energéticas são as mesmas, e com valores muito próximos para esta categoria de impacto. O valor obtido pela matriz energética dos EUA foi ligeiramente maior, e a substância com maior emissão para as duas matrizes foi o óxido de nitrogênio seguido do dióxido de enxofre.

4.3.8 Formação de Particulados

Esta categoria avalia os elementos emitidos na produção do alumínio que contribuem com a formação de material particulado.

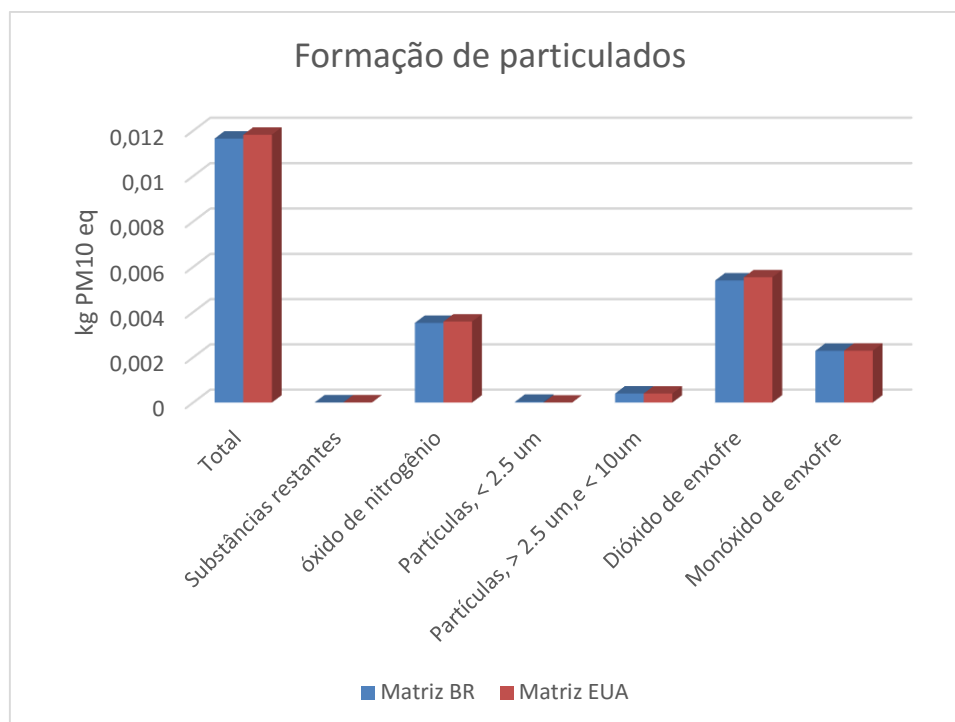


Figura 12 – Comparação entre as matrizes (categoria: Formação de particulados)

O dióxido de enxofre é maior contribuinte na categoria de impacto para as duas matrizes energéticas. A matriz energética brasileira obteve maiores valores de emissões para os dois tamanhos de partículas emitidos, porém seu menor valor de emissão para as outras substâncias fez com que seu valor total fosse menor do que o encontrado para a matriz dos EUA.

4.3.9 Ecotoxicidade Terrestre

Esta categoria avalia os agentes tóxicos que podem ocasionar potenciais danos a litosfera.

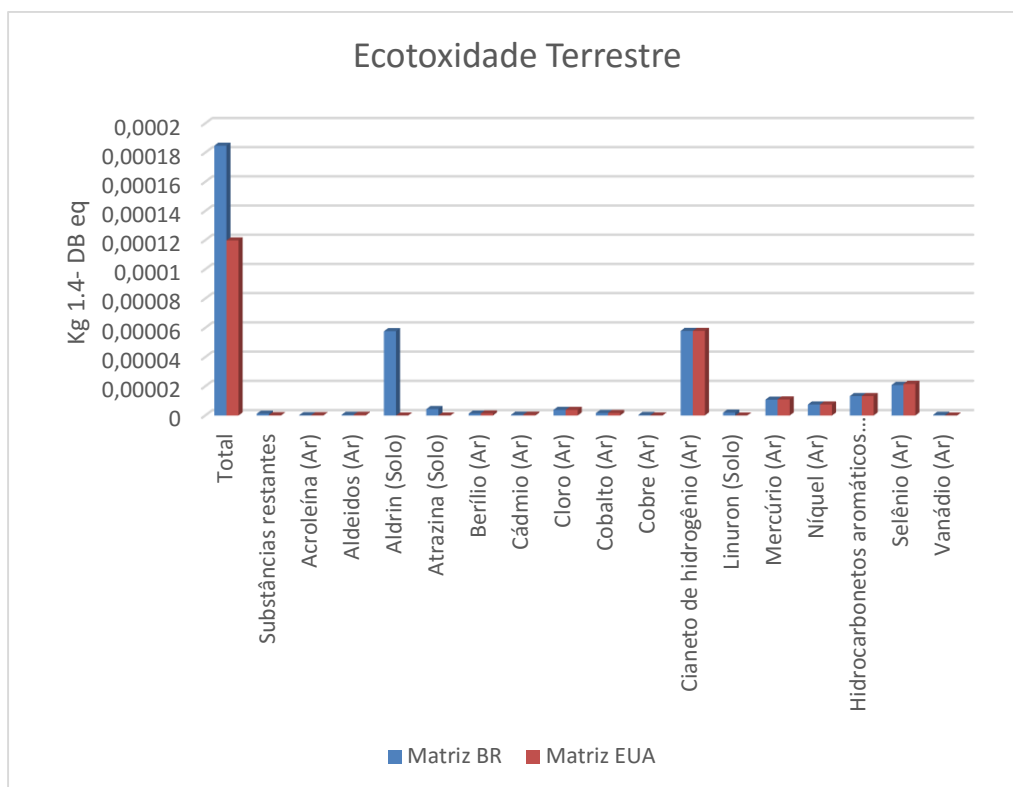


Figura 13 – Comparação entre as matrizes (categoria: Ecotoxicidade terrestre)

A figura 13 nos mostra que o cianeto de hidrogênio foi o elemento com maior emissão para as duas matrizes energéticas, observa-se também que a razão para o maior valor total de emissão da matriz brasileira muito se deve ao fato de a matriz energética dos EUA obter valor zero na emissão da aldrina para o solo, substância esta que é a segunda em emissão para a matriz brasileira.

4.3.10 Ecotoxicidade aquática em Água Doce

Nesta categoria de impacto os fatores de caracterização podem ser referentes a emissões para a água ou ar.

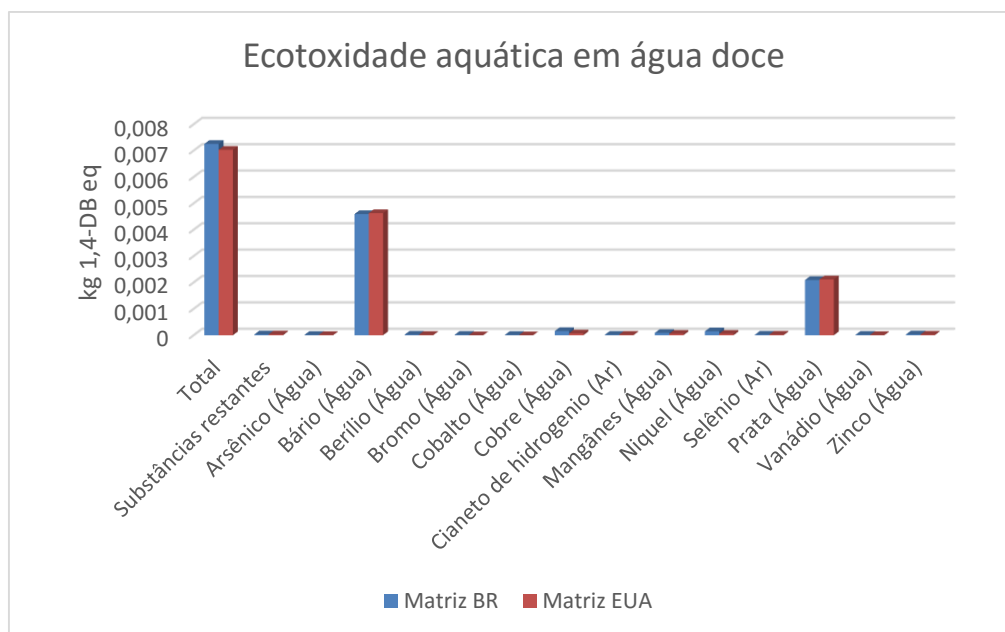


Figura 14 – Comparação entre as matrizes (categoria: Ecotoxicidade em água doce)

Nota-se pela figura 14 que a matriz brasileira obteve maiores emissões totais para a categoria. O valor do Bário, que é o elemento com maior emissão para ambas, encontrado para a matriz energética do EUA foi de 0,0046296760 [Kg 1,4 DB eq], valor este próximo ao obtido para a matriz energética brasileira, 0,0045948522 [Kg 1,4 DB eq] .

4.3.11 Ecotoxicidade aquática Marinha

Esta categoria avalia os impactos para o ecossistema marinho para a produção do *mix* de alumínio.

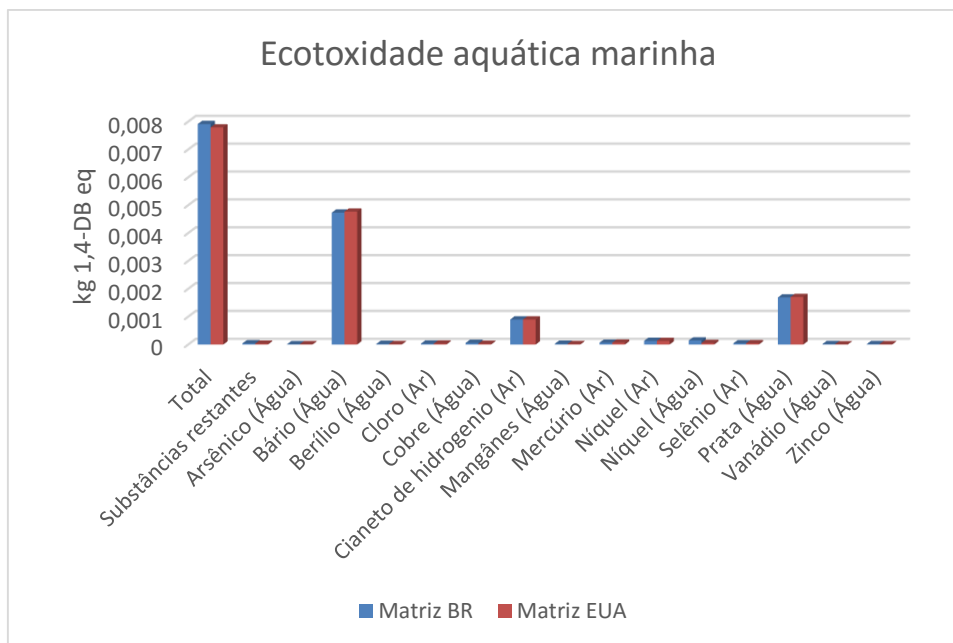


Figura 15 – Comparação entre as matrizes (categoria: Ecotoxicidade marinha)

Nesta categoria de impacto, semelhante a anterior se destaca a emissão do Bário para água, porem o cianeto de hidrogênio obteve maiores emissões para a duas matrizes se comparado com a categoria anterior. A matriz energética brasileira também obteve maiores valores totais de emissão.

4.3.12 Depleção Fóssil

Para esta categoria, analisa-se os impactos relacionados a diminuição dos combustíveis fósseis. A unidade utilizada é a quilograma de petróleo equivalente.

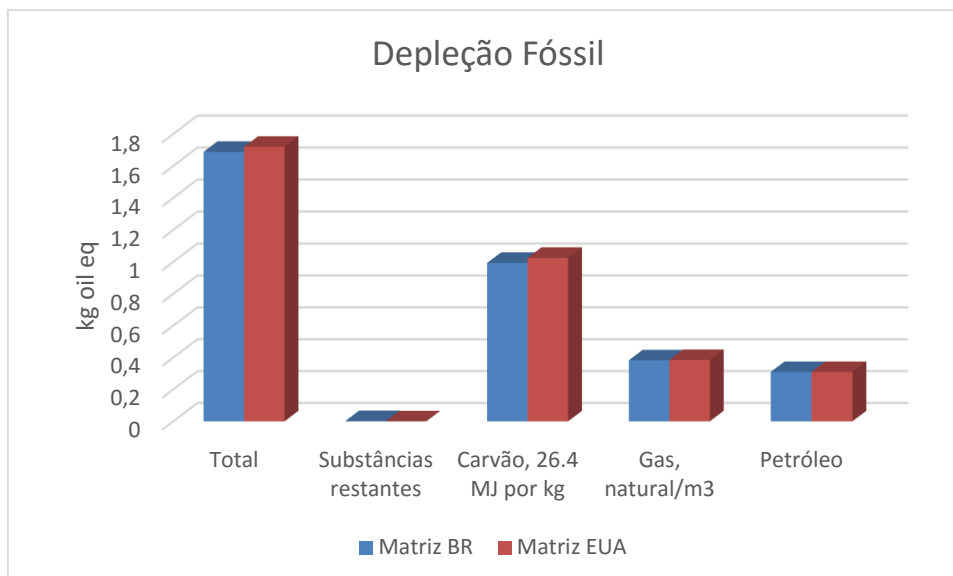


Figura 16 – Comparação entre as matrizes (categoria: Depleção fóssil)

Nota-se que a matriz energética do EUA obteve maiores valores totais de emissão, e que o carvão é o combustível com maior depreciação para ambas matrizes. A matriz energética dos EUA não registrou valores para substâncias restantes, ao contrário da brasileira que obteve 0,0017034793 [Kg oil eq].

4.4 COMPARAÇÃO ENTRE AS MATRIZES ENERGÉTICAS PARA A PRODUÇÃO DE 1KW DE ENERGIA

Para uma melhor análise dos diferentes resultados encontrados, a Figura 17 nos mostra as principais fontes para a obtenção de 1 KW de energia para as duas matrizes.

Matriz energética EUA	
Eletricidade , alta tensão { RFC } (Carvão)	0,1393 KW
Eletricidade , alta tensão { SERC } (Carvão)	0,1349 KW
Eletricidade , alta tensão {WECC} (Gás natural, usina convencional)	0,05947 KW
Eletricidade , alta tensão {WECC} (Carvão)	0,05331 KW
Eletricidade , alta tensão { SERC } (Gás natural, usina convencional)	0,04543 KW
Outras origens	0,5199 KW
Matriz energética BR	
Eletricidade , alta tensão { BR } (Hidrelétrica)	0,7863 KW
Eletricidade , alta tensão { BR } (Gás natural, usina convencional)	0,05989 KW
Eletricidade , alta tensão { BR } (Térmica, madeira)	0,04092 KW
Eletricidade , alta tensão { BR } (Petróleo)	0,03623 KW
Eletricidade , alta tensão { BR } (Reator nuclear)	0,02822 KW
Outras origens	0,04838 KW

Tabela 1 – Comparação matrizes energéticas

Pela tabela anterior pode se constatar uma grande diferença entre as matrizes. Enquanto a matriz energética brasileira apresentou 78,63% de sua eletricidade oriunda das hidrelétricas, podendo-se supor que esta seja a razão de maiores emissões nas categorias de ecotoxicidade aquática de água doce e marinha, a Norte Americana retratou quase metade de suas fontes com origem de usinas de carvão e gás natural do oeste e leste do país, o que justifica suas maiores emissões em categorias como mudanças climáticas, depleção fóssil e toxicidade humana.

4.5 COMPARAÇÃO DAS CONTRIBUIÇÕES DO ALUMÍNIO PRIMÁRIO E SECUNDÁRIO NAS EMISSÕES PARA AMBAS AS MATRIZES

A figura 18 a seguir mostra as diferentes contribuições do alumínio primário e secundário para a matriz energética dos EUA, apenas foram consideradas as 11 categorias com maior significância pelos dados normalizados.

Categoria	Total	Alumínio primário	Alumínio secundário	Unidade
Mudança climática	7,224	6,778712655	0,446127135	[kg CO2 eq]
Acidificação terrestre	0,0471	0,044147623	0,003050226	[kg SO2 eq]
Toxicidade humana	0,222	0,216371083	0,006418573	[kg 1,4-DB eq]
Oxidação Fotoquímica	0,0234	0,022465341	0,000949863	[kg NMVOC]
Formação de particulad	0,0118	0,011120638	0,000701889	[kg PM10 eq]
Ecotoxicidade Água doce	0,00703	0,006238559	0,000793984	[kg 1,4-DB eq]
Ecotoxicidade marinha	0,00778	0,007059779	0,000729759	[kg 1,4-DB eq]
Depleção fóssil	1,72	1,584171063	0,136044472	[kg oil eq]
Ecotoxicidade Terrestre	0,00012	0,000118854	9,83524E-07	[Kg SO ₂ Eq]
Eutrofização marinha	0,000671	0,000643609	2,71438E-05	[kg N eq]
Eutrofização água doce	2,02E-09	2,0177E-09	0	[kg P eq]
Total	9,263901	8,671049206	0,594844028	x

Tabela 2 – Comparação entre as contribuições do alumínio primário e secundário nas emissões (Matriz EUA)

Pode-se observar uma significativa maior contribuição do alumínio primário ao potencial impacto em relação ao alumínio secundário, este totalizou 93,6% das emissões contra apenas 6,4% do alumínio secundário. Na categoria eutrofização de água doce não houve emissões por parte do alumínio secundário, a segunda maior contribuição do alumínio primário se deu na categoria da ecotoxicidade terrestre onde obteve 99,04% dos valores totais, por outro lado a maior contribuição do alumínio secundário encontra-se na categoria de ecotoxicidade de água doce onde contribuiu com 11.38% das emissões.

Análogo a figura anterior, esta exhibe as diferentes proporções das contribuições do alumínio primário e secundário no potencial impacto para matriz energética brasileira para as 11 categorias com maior relevância.

Categoria	Total	Alumínio primário	Alumínio secundário	Unidade
Mudança climática	7,153683	6,76907183	0,384611398	[kg CO2 eq]
Acidificação terrestre	0,046341	0,04391392	0,002426639	[kg SO2 eq]
Toxicidade humana	0,221016	0,215984465	0,005031485	[kg 1,4-DB eq]
Oxidação Fotoquímica	0,023042	0,022385678	0,000656684	[kg NMVOC]
Formação de particulados	0,011653	0,011081856	0,000571582	[kg PM10 eq]
Ecotoxicidade Água doce	0,007255	0,006368515	0,000886243	[kg 1,4-DB eq]
Ecotoxicidade marinha	0,007911	0,007140897	0,000770415	[kg 1,4-DB eq]
Depleção fóssil	1,688191	1,576153389	0,112037447	[kg oil eq]
Ecotoxicidade Terrestre	0,000185	0,000149652	3,50893E-05	[Kg SO ₂ Eq]
Eutrofização marinha	0,000669	0,000644736	2,41388E-05	[kg N eq]
Eutrofização água doce	1,1E-05	5,2063E-06	5,82644E-06	[kg P eq]
Total	9,159957	8,652900144	0,507056949	x

Tabela 3 – Comparação entre as contribuições do alumínio primário e secundário nas emissões (Matriz BR)

Para matriz brasileira obteve-se 94,46% das emissões proveniente do alumínio primário, um valor significativamente maior que valor encontrado para o alumínio

secundário. Observa-se que a categoria de toxicidade humana apresentou a maior contribuição do alumínio primário com 97,72 % de participação nas emissões, porém a categoria de eutrofização de água doce, categoria esta que para a matriz dos EUA não houve emissões provenientes do alumínio secundário, obteve na matriz brasileira 52,78% do total de impacto, sendo a única categoria dentre as 11 agora em estudo em que a contribuição do alumínio secundário foi superior.

Nota-se que apesar da divergência em uma categoria, em geral para as outras 10 categorias os valores proporcionais de emissões entre alumínio primário e secundário mostraram-se próximos para as duas matrizes, assim como os valores totais.

5 CONCLUSÃO

Os resultados apresentados neste artigo demonstram que houve diferenças nos valores das emissões para as matrizes energéticas em estudo para a produção do *mix* de alumínio. Porém apesar das grandes diferenças encontradas entre as matrizes energéticas, estas não provaram ter grande influência nos resultados finais das emissões, pois as substâncias e os processos assim como os valores totais observados foram de forma geral próximos como observado na figura 20 ,havendo apenas uma exceção no maior contribuinte do processo para a categoria de eutrofização de água doce, demonstrando que as diferenças em termos de relevância podem ser consideradas pequenas entre os resultados obtidos para as duas matrizes.

Matriz energética brasileira				
Categorias de impactos	Total	Maior emissor (Substância)	Maior contribuinte (Processo)	Unidade
Mudança climática	7,153	Dióxido de Carbono 5,252	Eletricidade, carvão betuminoso 2,718	[kg CO2 eq]
Acidificação terrestre	0,0463	Dióxido de enxofre 0,0269	Eletricidade, carvão betuminoso 0,022	[kg SO2 eq]
Toxicidade humana	0,221	Fluoreto de hidrogenio 0,105	Fundição alumínio primário 0,0823	[kg 1,4-DB eq]
Oxidação Fotoquímica	0,023	Oxidos de nitrogênio 0,016	Eletricidade, carvão betuminoso 0,00904	[kg NMVOC]
Formação de particulados	0,0116	Dióxido de enxofre 0,00539	Eletricidade, carvão betuminoso 0,00545	[kg PM10 eq]
Ecotoxicidade Água doce	0,0072	Bário 0,00459	Petróleo bruto (produção) 0,00445	[kg 1,4-DB eq]
Ecotoxicidade marinha	0,00791	Bário 0,00473	Petróleo bruto (produção) 0,00434	[kg 1,4-DB eq]
Depleção fóssil	1,688	Carvão 0,993	Carvão betuminoso (mina) 0,990	[kg oil eq]
Ecotoxicidade terrestre	0,00018	Cianeto de hidrogênio 5,79E-05	Fundição alumínio primário 7,07E-05	[Kg SO2 eq]
Eutrofização marinha	0,00067	Oxidos de nitrogênio 0,000625	Eletricidade, carvão betuminoso 0,000291	[kg N eq]
Eutrofização água doce	1,1E-05	Fosfato 1,05E-05	Mineração de carvão 1,47E-06	[Kg P eq]
Matriz energética EUA				
Categorias de impactos	Total	Maior emissor (Substância)	Maior contribuinte (Processo)	Unidade
Mudança climática	7,224	Dióxido de Carbono 5,350	Eletricidade, carvão betuminoso 2,816	[kg CO2 eq]
Acidificação terrestre	0,0471	Dióxido de enxofre 0,0277	Eletricidade, carvão betuminoso 0,0229	[kg SO2 eq]
Toxicidade humana	0,222	Fluoreto de hidrogenio 0,106	Fundição alumínio primário 0,0823	[kg 1,4-DB eq]
Oxidação Fotoquímica	0,0234	Oxidos de nitrogênio 0,0162	Eletricidade, carvão betuminoso 0,00937	[kg NMVOC]
Formação de particulados	0,0118	Dióxido de enxofre 0,00554	Eletricidade, carvão betuminoso 0,00565	[kg PM10 eq]
Ecotoxicidade Água doce	0,00703	Bário 0,00463	Petróleo bruto (produção) 0,00448	[kg 1,4-DB eq]
Ecotoxicidade marinha	0,00778	Bário 0,00476	Petróleo bruto (produção) 0,00437	[kg 1,4-DB eq]
Depleção fóssil	1,72	Carvão 1,025	Carvão betuminoso (mina) 1,02	[kg oil eq]
Ecotoxicidade terrestre	0,00012	Cianeto de hidrogênio 5,79E-05	Eletricidade, carvão betuminoso 2,95E-05	[Kg SO2 eq]
Eutrofização marinha	0,00067	Óxidos de nitrogênio 0,000635	Eletricidade, carvão betuminoso 0,000302	[kg N eq]
Eutrofização água doce	2E-09	Fosfato 2,02E-09	Mineração de bauxita 2,02E-09	[Kg P eq]

Tabela 4 – Comparação dos maiores emissores (substância) e contribuintes (processo) entre as duas matrizes

Observa-se na figura 19 acima que das 11 categorias com maior representatividade pelos dados normalizadas, a matriz energética dos EUA obteve maiores valores em 7 delas. Nota-se também que a obtenção de energia nas usinas por meio do carvão betuminoso foi o processo com maior presença dentre as categorias em estudo para as duas matrizes energéticas, assim como para as substâncias, os dióxidos de enxofre, bário e óxidos de nitrogênio foram os maiores contribuintes.

Apesar dos valores totais de emissão próximos encontrados para as duas matrizes energéticas em estudo, o alumínio reciclado exibiu um menor potencial emissor significativo dentro do estudo para ambas, dado este valioso devido a possibilidade do alumínio ser reciclado indefinidamente sem perder as suas propriedades.

Vale ressaltar que apesar das pequenas diferenças nos resultados do estudo, a ACV é de grande importância para a produção do alumínio, devido aos grandes desafios ambientais que este proporciona, e que os EUA e o Brasil como grandes produtores necessitam investir em estudos na área para que possam diminuir suas emissões e otimizar processos.

REFERÊNCIAS

ABAL, **Associação Brasileira do Alumínio**. Disponível em: < <http://www.abal.org.br/> >. Acesso: 18 set. 2014, 19:45.

CUCCIA, Valéria. **Estudo da distribuição de radionuclídeos naturais na bauxita, processo Bayer, e seus produtos e resíduos**. 2006, 86 f. Dissertação de pós-graduação – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2006. Disponível em: < <http://livros01.livrosgratis.com.br/cp042943.pdf> >. Acesso 18 set. 2014, 18:10.

ESCOBAR, Eduardo M. Determinação simultânea, em linha, da concentração de soda cáustica e de alumina em solução de aluminato de sódio do processo Bayer de produção de oxido de alumínio. 2004, 89 f. Dissertação de pós-graduação – Instituto químico, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004. Disponível em: < <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000355003> >. Acesso: 18 set. 2014, 20:03.

FERREIRA, José Vicente Rodrigues. **Análise de Ciclo de Vida dos produtos**. 2004. 80 f. Instituto Politécnico de Viseu, 2004. Disponível em: < <http://www.ceap.br/material/MAT02102013213451.pdf> >. Acesso: 27 out. 2014, 18:30.

SAADE, Marcella Ruschi Mendes. **Influencia da alocação de impactos na indústria siderúrgica sobre a avaliação de ciclo de vida de cimentos**. 2013. 142 f. Dissertação de mestrado – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura, e Urbanismo, UNICAMP, Campinas, 2013. Disponível em: < <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=000918517> > . Acesso: 15 out. 2014, 23:00

SCHNEIDER, Guilherme Leal. **Desenvolvimento de uma metodologia numérica para estimativa de espessura de LEDGE na produção de alumínio primário**. 2012, 69 f. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012. Disponível em: < <http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/61135> >. Acesso: 18 set. 2014, 18:30.

SILVA FILHO, E. B. **Lama Vermelha da indústria de beneficiamento de alumina: produção, características, disposição e aplicações alternativas**. Revista

Matéria, v.12, n.2, p 322 – 338, agosto 2006. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/rmat/v12n2/v12n2a10> >. Acesso: 18 set. 2014, 20:10.

SOARES, Sebastião R. **Coletânea HABITARE – Construção e Meio Ambiente**. Vol. 7. Porto Alegre: HABITARE, 2006. Disponível em: < http://www.habitare.org.br/arquivosconteudo/ct_7_cap4.pdf >. Acesso: 27 out. 2014, 23:18.

TAKEDA, Adriane. **Levantamento de métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e análise comparativa dos métodos mais utilizados**. 2008. 387 f. Monografia (Graduação Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. Disponível em: < <http://www.tcc.sc.usp.br/tce/disponiveis/18/180300/tce-30082010-144214/?&lang=br> >. Acesso: 15 out 2014, 23:30.

TORRES, Armando A. de O. Modelagem do Processo Bayer utilizando o software comercial Aspen Plus. 2001, 185 f . Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000245756>>. Acesso: 18 set. 2014, 19:10.