

2º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida de Produtos e Serviços

Colaborando com decisões sustentáveis



Artigos Científicos

Florianópolis, SC ■ 24 a 26 de Novembro

Realização:



**UNIVERSIDADE FEDERAL
DE SANTA CATARINA**

www.ciclodevida.ufsc.br/congresso

Realização:



Promoção:



Patrocinadores:





**UNIVERSIDADE FEDERAL
DE SANTA CATARINA**

Artigos Científicos

2º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida de Produtos e Serviços

Colaborando com decisões sustentáveis

Editores:

Sebastião Roberto Soares

Edivan Cherubini

Cristiane Maria de Léis

Vamilson Prudêncio da Silva Júnior

Bruno Menezes Galindro

Guilherme Marcelo Zanghelini

Florianópolis, SC

2010

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da
Universidade Federal de Santa Catarina

C749a Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida de
Produtos e Serviços (2. : 2010 : Florianópolis, SC)
Artigos científicos / editores: Sebastião Roberto
Soares... [et al.]. - Florianópolis : UFSC, 2010.
342 p.: il., grafs., tabs.

Inclui bibliografia

Disponível em: www.ciclodevida.ufsc.br/congresso

1. Ciclo de vida do produto – Avaliação. 2. Desenvolvimento sustentável. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Título.

CDU: 628.4

Comitê Organizador (UFSC)

Sebastião Roberto Soares (coordenador)	Francieli Tatiana Olszensvski
Bruno Menezes Galindro	Guilherme Marcelo Zanghelini
Camile de Fátima Helpa	Ian Pavani Verderesi
Cristiane Maria de Léis	Morgana Decker
Edivan Cherubini	Vamilson Prudêncio da Silva Júnior
Franciele Fedrizzi	

Comitê Científico

Airton Spies – Epagri/SC
Aldo Roberto Ometto - Universidade de São Paulo (USP – EESC)
Alexandra Rodrigues Finotti - Universidade Federal de Santa Catarina
Armando Caldeira Pires - Universidade de Brasília
Cássia Maria Lie Ugaya - Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Eneide Ghisi - Universidade Federal de Santa Catarina
Gil Anderi da Silva - Universidade de São Paulo
José Adolfo de Almeida Neto - Universidade Estadual de Santa Cruz – Ilhéus
Luiz Fernando de Abreu Cybis - Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Marcos Ronaldo Albertin - Universidade Federal do Ceará
Maria Cléa Figueiredo - Embrapa Agr. Tropical/Ceará
Marília Ieda da S. F. Matsuura - Embrapa Meio Ambiente/SP
Sebastião Roberto Soares - Universidade Federal de Santa Catarina

Apoio Consultivo

Gil Anderi da Silva - Universidade de São Paulo
Cássia Maria Lie Ugaya - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

APRESENTAÇÃO

O **2º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida de Produtos e Serviços – ACV 2010** - tem como objetivo principal promover o intercâmbio de informações e a reflexão sobre as tendências do “Pensamento de ciclo de vida” no Brasil, sendo uma grande oportunidade para expandir o acesso ao conhecimento e o desenvolvimento científico.

O tema central dessa segunda edição do **Congresso** está pautado em aplicações e contribuições metodológicas à Gestão de Ciclo de Vida e à sua importância para decisões sustentáveis. Nessa perspectiva, a participação de universidades e outros atores da esfera governamental e da iniciativa privada deve ser enfatizada como imprescindível no esforço nacional para ampliação e fortalecimento da cultura “Ciclo de Vida”.

Os trabalhos aqui apresentados, frutos da dedicação de acadêmicos, pesquisadores e outros profissionais de áreas ligadas à gestão sustentável de produtos e serviços, reforçam a tendência positiva do progresso nacional na temática, mas também ressaltam, em sintonia com a realidade internacional, a necessidade de harmonização metodológica e conceitual, a ampliação de banco de dados e de políticas públicas e uma maior ação em comunicação social para a área.

Coordenação do evento

SUMÁRIO

MODALIDADE APRESENTAÇÃO ORAL..... 11

O estado da arte da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida no setor têxtil e de vestuário

Rachel Horta Arduin; Sérgio Almeida Pacca..... 12

Pegada hídrica da água tratada: Necessidade de água para a obtenção de água

Rita de Cássia Monteiro Marzullo; Ines Francke; Patrícia Helena Lara dos Santos Matai..... 18

Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para Avaliação do Ciclo de Vida de produtos no estado de São Paulo

André Luiz Tachard; Aldo Roberto Ometto..... 24

Avaliação do Ciclo de Vida Consequencial – Visão do GP2

Vivian Carolina Ferreira Muniz; Gil Anderi da Silva..... 30

Inventário do Ciclo de Vida de porcelanato esmaltado obtido via rota úmida de processamento

Luiz Alexandre Kulay; Adriana Petrella Hansen; Gil Anderi da Silva..... 35

Inventário do Ciclo de Vida do pinhão manso destinado à produção de biodiesel

Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura; Gil Anderi da Silva; Luiz Alexandre Kulay; Bruno Galvêas Laviola..... 41

A influência da expansão do escopo de inventário nos resultados das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) da matriz elétrica brasileira

Diego Lima Medeiros; Asher Kiperstok; Sérgio Telles de Oliva..... 47

Adaptação dos ICVs de palma (dendê) no Brasil

Tiago Barreto Rocha; Cássia Maria Lie Ugaya..... 52

Emissões atmosféricas da combustão do óleo diesel do transporte rodoviário de carga no Brasil para ACV

João Paulo Stadler; Silvia Rosa da Costa Corrêa; Leandro Andrade Pegoraro; Cássia Maria Lie Ugaya..... 58

Considerações a respeito das abordagens para a reciclagem de materiais em estudos de ACV

Alex Rodrigues Nogueira; Gil Anderi da Silva; Luiz Alexandre Kulay..... 64

Avaliação Social do Ciclo de Vida: A contribuição dos indicadores sociais para decisões sustentáveis

Camila do Nascimento Cultri; Yovana Maria Barrera Saavedra; Aldo Roberto Ometto..... 70

Metodologia para a coleta de dados da fase de uso de caminhões do transporte rodoviário de carga no Brasil para a utilização em ACVs	
<i>Leandro Andrade Pegoraro; Silvia Rosa da Costa Corrêa; João Paulo Stadler; Cássia Maria Lie Ugaya</i>	77
Sustentabilidade na seleção de tecnologias de remediação de áreas contaminadas	
<i>Ana Carolina La Laina Cunha; Mauro Silva Ruiz; Cláudia Echevengua Teixeira</i>	83
Ontologia de Avaliação do Ciclo de Vida: Em busca de definições consensuais	
<i>Gil Anderi da Silva; Marisa Bräscher; Celina Rosa Lamb; Daniela Galvão</i>	89
Avaliação da perda da biodiversidade decorrente da conversão da floresta tropical em pastagem	
<i>Liliane Sessi da Rocha; Cássia Maria Lie Ugaya</i>	95
Strengthening capabilities on Sustainable Resource Management (SRM) in Latin America and the Caribbean (LAC) region	
<i>Sonia Valdivia; Elisa Tonda; Jose Leal; Sonia Uribe</i>	102
Identificação de melhorias ambientais através da aplicação da ferramenta de Análise de Ciclo de Vida	
<i>Marina D'Agostini; Alexandra Rodrigues Finotti</i>	106
Pegada de carbono na regeneração de borracha de pneus	
<i>Genecy Rezende Neto; Elen B. A. Vasques Pacheco; Ana Claudia Nioac de Salles; Leila Lea Yuan Visconte</i>	113
Avaliação Ciclo de Vida da produção integrada de etanol de cana-de-açúcar e biodiesel de dendê	
<i>Simone Pereira de Souza; Sérgio Almeida Pacca</i>	120
Inventário do Ciclo de Vida da fabricação de embalagens plásticas com frações de matéria-prima virgens e recicladas	
<i>Ruthe Rebello Pires Novaes</i>	126
Indicadores de biodiversidade na avaliação ambiental da produção de biodiesel de dendê no estado da Bahia	
<i>Rita de Cássia S. Braga e Braga; Luziléa B. de Oliveira; José Adolfo de Almeida Neto; Camille C. de Araújo</i>	133
Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida na produção de meias esportivas	
<i>Amelia Masae Morita; Mauro Antonio da Silva Sá Ravagnani</i>	139
Avaliação ambiental das opções tecnológicas para geração de energia através dos resíduos sólidos urbanos: Estudo de caso	
<i>Márcio Montagnana Vicente Leme; Mateus Henrique Rocha; Electo Eduardo Silva Lora; Osvaldo José Venturini; Cláudio Homero Ferreira Silva; Bruno Marciano Lopes</i>	145

Inventário ambiental do processo de obtenção de nanocristais de celulose a partir da fibra de coco verde

Aline Cavalcanti e Cavalcante; Ana Claudia Carneiro da Silva Braid; Diego Magalhães Nascimento; Morsyleide de Freitas Rosa; Cássia Maria Lie Ugaya; Maria Cléa Brito de Figueirêdo 150

ACV de alternativas para manejo e destinação de resíduos da construção civil na cidade do Rio de Janeiro

Katia R. A. Nunes; Liselotte Schebek; Rogério Valle 156

ACV para reprojeto de luminárias públicas

Oswaldo Sanchez Júnior 162

Prospecção de potenciais impactos ambientais presentes na produção de soro antiofídico

Ilana de Souza Nunes; André Teixeira Pontes; Leydervan de Souza Xavier; Débora Omena Futuro; José Antonio Assunção Peixoto; Luis Eduardo R. da Cunha 168

Modelo de carbon footprint dos produtos cosméticos Natura

André Moreira de Camargo; Fabien A. Bronès 173

Inventário de Ciclo de Vida produção de leite em uma unidade experimental em Itapetinga - BA

Camila Daniele Willers; Luciano Brito Rodrigues; Naiara de Lima Silva 179

Aplicação da ACV como parâmetro de rotulagem e argumento de comunicação junto ao usuário

Andréa Franco Pereira 185

Avaliação Social do Ciclo de Vida de um produto automotivo: Satisfação dos trabalhadores

Silvia Rosa da Costa Corrêa; Cássia Maria Lie Ugaya 192

LCA of Integrated Municipal Solid Waste Management: A case study in Torino and Cuneo, Italy

Moris Fantoni; Giovanni Andrea Blengini 198

Análise de Ciclo de Vida de um reservatório de ar componente de um compressor de ar

Guilherme Marcelo Zanghelini; Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga; Sebastião Roberto Soares 205

Avaliação do Ciclo de Vida da produção de leite em mesorregiões de Santa Catarina

Francieli Tatiana Olszensvski; Vamilson Prudêncio da Silva Jr; Sara Meireles; Cristiane Maria de Leis; Fernanda Souza Lenzi; Sebastião Roberto Soares 211

Perfil ambiental de la producción de biodiesel en la región pampeana norte de Argentina

Alejandro Pablo Arena; Roxana Piastrellini; Erika Novello; Sebastián Cuccia; Bárbara Civit 216

MODALIDADE PÔSTER.....222

Levantamento de métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) mais recorrentes em estudos

Adriane Takeda; André Luiz Tachard; Aldo Roberto Ometto..... 223

Ecodesign – As estratégias de projeto de produtos sustentáveis e os passos que as empresas devem seguir para sua implantação

Gece Wallace Santos Renó; José Eduardo Zago; Aldo Roberto Ometto 229

Avaliação Social do Ciclo de Vida de produto: Metodologia para desenvolvimento de indicadores

Gleydson Arandes de Almeida Fontinele; Cássia Maria Lie Ugaya 235

Método para aplicação da Avaliação Social do Ciclo de Vida para os produtos do setor vitivinícola: Resultados preliminares

Paola Karina Sánchez Ramirez; Luigia Petti; Cássia Maria Lie Ugaya 241

Estudo aplicabilidade de dados de relatórios ambientais em Inventários do Ciclo de Vida no Brasil

Liliane Klemann; Cássia Maria Lie Ugaya 246

A biodiversidade na AICV: Conquistas e lacunas fundamentadas nos preceitos da CDB

Marcela Valles Lange; Cássia Maria Lie Ugaya 252

Avaliação da estrutura de Inventários de Ciclo de Vida brasileiros

Tássia Viol Moretti; Cássia Maria Lie Ugaya 258

Avaliação de Ciclo de Vida e suas aplicações na produção animal

Francieli Tatiana Olszensvski; Vamilson Prudêncio da Silva Jr; Sara Meireles; Cristiane Maria de Leis; Fernanda Souza Lenzi; Sebastião Roberto Soares 264

Trabalhos de formação acadêmica do Ciclo de Vida de produtos e serviços no Brasil

Ian Pavani Verderesi; Morgana Decker; Francieli T. Olszensvski; Cristiane M. de Leis; Sebastião Roberto Soares 269

Um estudo regional sem base de dados regional: Será possível?

Marisa Vieira; Carmen Alvarado; Giuseppe Fontanari 274

Comparação do potencial de aquecimento global de um mesmo edifício em diferentes cenários

Juliana Emy Hernandez Nakao 280

O conceito de sistemas produto-serviço e a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida

Sabrina Rodrigues Sousa; Aldo Roberto Ometto 285

Desafios de gestão ambiental e do Ciclo de Vida dos produtos no condomínio moveleiro do APL de móveis do Agreste, Alagoas

Áurea Luiza Quixabeira Rosa e Silva Rapôso; Asher Kiperstok; Sandro Fábio César 291

Comparação do desempenho ambiental de cheques de fibra virgem e fibra reciclada por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Eduardo Toshio Sugawara; Luiz Alexandre Kulay; Gil Anderi da Silva 297

Avaliação de Ciclo de Vida de um elemento estrutural pilar em aço X pilar em concreto armado

Danielly Borges Garcia; Francisco Carlos Rodrigues; Maria Teresa Paulino Aguiar..... 302

A Avaliação de Ciclo de Vida de isoladores cerâmicos: Estudo de caso de seu emprego como brita reciclada

Bruno Fernando Gianelli; Sandro Donnini Mancini; Vladimir Xavier Batista; Luciane Lopes Rodrigues; Mariana Favero; Juliane Ziviani 307

Análise comparativa de inventários de nanocristais de celulose obtidos a partir de fibras vegetais

Ana Claudia Carneiro da Silva Braid; Aline Cavalcanti e Cavalcante; Morsyleide de Freitas Rosa; Eliangela de Moraes Teixeira; Cássia Maria Lie Ugaya; Maria Cléa Brito de Figueirêdo 313

Metodologia para implantação de Ecodesign na Whirlpool Latin America

Américo Guelere Filho; Daniela C. A. Pigosso; Ademir Brescansin; Milton Mondardo; Jackson J. Roth 318

Modelo de avaliação de sustentabilidade: Entegração de ACV, LCC e SLCA para estudo de modais de transportes urbanos de passageiros

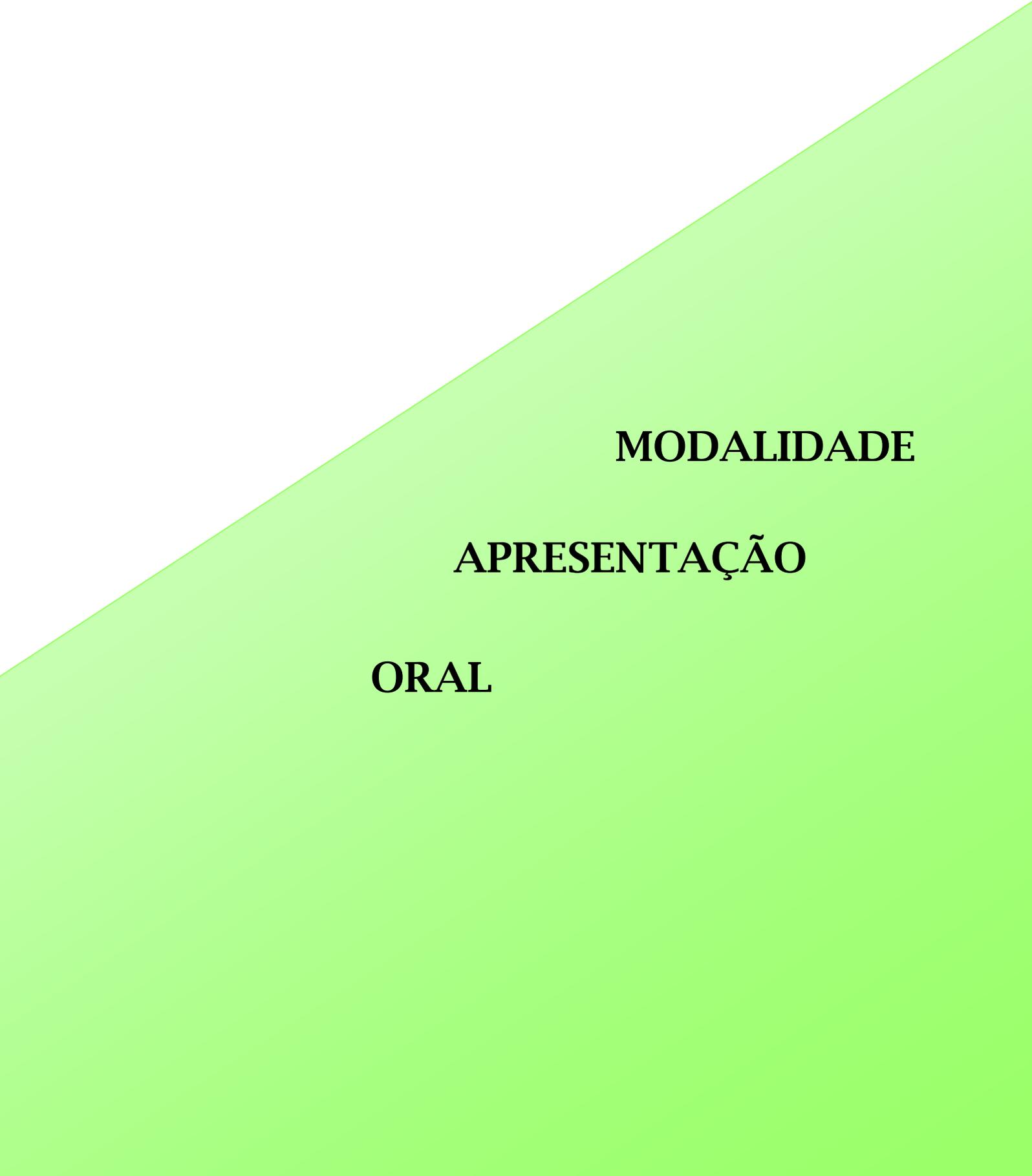
Guilherme Pedroso; Cláudia Echevengúá Teixeira..... 323

O conhecimento e preocupação dos universitários sobre a ACV

Geysler Rogis Flor Bertolini; Loreni Teresinha Brandalise; Odacir Miguel Tagliapietra; Claudio Antonio Rojo; Aline Dario Silveira; Adir Otto Schmidt..... 328

INDICE DE AUTORES 334

PROGRAMAÇÃO 336



MODALIDADE

APRESENTAÇÃO

ORAL



O ESTADO DA ARTE DA APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NO SETOR TÊXTIL E DE VESTUÁRIO

Rachel Horta Arduin ; Sérgio Almeida Pacca*

RESUMO

A partir da década de 1990, com a normalização da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), iniciaram-se estudos deste tipo no setor têxtil e de vestuário. O desenvolvimento de grande parte desses estudos no setor privado resulta no acesso restrito aos resultados, e principalmente às variáveis consideradas. O presente trabalho, balizado em uma revisão bibliográfica sistematizada, apresenta um panorama das ACV publicadas neste setor, bem como as avalia sob alguns parâmetros e exigências do método de avaliação de ciclo de vida apresentado na série ISO 14040. Dentre os estudos avaliados, 60% correspondem a estudos de inventário do ciclo de vida (ICV), e 40% de ACV. Considerando que o setor têxtil e de vestuário está inserido em um mercado globalizado, nota-se que além de quantificar o impacto total dos processos e do transporte entre as etapas, os estudos mais recentes ressaltam as etapas que ocorrem nos países produtores e nos consumidores. A utilização de inventários realizados em outros países, principalmente em estudos em que se considerou parte do processo em países da América Latina, África e Ásia, indica a necessidade de realização de estudos de ACV nesses países para que se conheça o real impacto dos processos e produtos têxteis. A principal semelhança no resultado dos estudos, ainda entre os que avaliaram diferentes produtos têxteis e em escopos geográficos distintos, é o alto impacto da manutenção dos produtos (lavagem, secagem e passadoria) na fase de uso.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação do Ciclo Vida; Produtos têxteis.

INTRODUÇÃO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia que compila e avalia as entradas, saídas e os impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida (ABNT, 2009), ou seja, desde o cultivo, extração da matéria-prima, fabricação, consumo e o pós-consumo que acarreta no descarte.

O primeiro estudo de ciclo de vida foi realizado nos Estados Unidos no final da década de 1960, e considerou apenas o consumo de energia requerido para produzir embalagens (HAUSCHILD, *et al*, 2005). Na década de 1990 o desenvolvimento de estudos de ACV e Inventário do Ciclo de Vida (ICV) aumentou, culminando na normalização da metodologia de ACV (série ISO 14040), e aplicação desta em diversas cadeias produtivas, dentre elas no setor têxtil e de vestuário (CIENCHAŃSKA; NOUSIAINEN, 2005).

De forma geral, os estudos de ACV aplicados à indústria têxtil foram executados para fins de certificações, identificações e comparação de processos, matérias prima, e entre produtos com funcionalidade equivalente (CIENCHAŃSKA; NOUSIAINEN, 2005). Entretanto, muitos destes estudos foram conduzidos na indústria e não possuem acesso livre, ou são publicados apenas parcialmente

* Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Centro de Têxteis Técnicos e Manufaturados. Laboratório de Têxteis e Confecções. Av. Professor Almeida Prado, 532 – Prédio 31. Cidade Universitária, São Paulo, CEP: 05508-901, São Paulo, Brasil. + 55(11) 3767-4659 / rachel@ipt.br.

(DÄHLLOF, 2004), o que dificulta uma avaliação crítica dos resultados obtidos, pois não se tem conhecimento de todas as variáveis consideradas.

A fim de apresentar um panorama de como a metodologia de ACV vêm sendo aplicada no setor desde a década de 1990, bem como dissonâncias e semelhanças nas variáveis consideradas e nos resultados obtidos, o presente trabalho sistematizou alguns estudos de ACV publicados no setor, e os avaliou com base na metodologia de ACV apresentada na série ISO 14040.

AValiação DO CICLO DE VIDA APLICADA A PRODUTOS TÊXTEIS

Dentre os estudos avaliados, relacionados na Tabela 1, os primeiros foram realizados no início da década de 1990 nos Estados Unidos pela Franklin Associates (FRANKLIN ASSOCIATES, 1993; LEVAN, 1998 *apud* FRANKLIN ASSOCIATES, 1992). Estes estudos, bem como outros desenvolvidos nos anos seguintes (ALWOOD *et al.*, 2006; BARBER; PELLOW, 2006) são classificados como estudos de ICV, ou seja, o consumo e emissões quantificados no inventário do ciclo de vida não foram correlacionados à categorias de impacto.

Alguns estudos mais recentes (DÄHLOOF, 2004; ADEME, 2006; LEVI STRAUSS & CO, 2009; GRACE, 2009; NAKATAMI *et al.*, 2010) além de quantificar, correlacionaram, através da aplicação de diferentes métodos na etapa de avaliação do impacto do ciclo de vida, o consumo e as emissões dos processos a diferentes categorias de impacto, sendo então classificados como estudos de ACV. Os impactos mais avaliados foram, respectivamente, consumo de energia, aquecimento global, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade e formação de ozônio troposférico.

Sendo as fibras de algodão e de poliéster as fibras têxteis mais consumidas no mundo (ALWOOD *et al.*, 2006), estas foram avaliadas, individualmente e/ou com outras fibras têxteis, em 85% dos estudos avaliados, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Produtos avaliados nos estudos de ACV e ICV aplicados no setor têxtil e de vestuário.

Estudo	Produto avaliado	Matéria prima têxtil
LEVAN, 1998 <i>apud</i> FRANKLIN ASSOCIATES, 1992	Fralda	100% CO ⁽¹⁾
FRANKLIN ASSOCIATES, 1993	Blusa feminina	100% PES ⁽²⁾
KALLIALA; NOUSIAINEN, 1999	Toalhas e roupas de cama	50% CO e 50 % PES / 50% CO orgânico e 50 % PES/ 100% PES/ 100% CO
DÄHLOOF, 2004	Tecidos para sofá	100% CO / 75% WO ⁽³⁾ e 15% PA ⁽⁴⁾ / 100% PES
ALWOOD <i>et al.</i> , 2006	Camiseta	100% CO
BARBER; PELLOW, 2006	Top de lã	100% WO

Tabela 1. Produtos avaliados nos estudos de ACV e ICV aplicados no setor têxtil e de vestuário. (continuação)

Estudo	Produto avaliado	Matéria prima têxtil
ADEME, 2006	Calça jeans	100% CO
WOOLRIDGE <i>et al.</i> , 2006	Confeccionado	100% CO / 100% PES / 100% CO reciclado / 100% PES reciclado
LEVI STRAUSS & CO, 2009	Calça jeans	100% CO
STEINBERGER <i>et al.</i> , 2009	Camiseta e jaqueta	100% CO / 100% PES
GRACE, 2009	Camiseta	100% CO / 100% PES
NAKATAMI <i>et al.</i> , 2010	Tecido e roupas de garrafa PET	100% PET ⁽⁵⁾ reciclado

Legenda: ⁽¹⁾ Algodão / ⁽²⁾ Poliéster / ⁽³⁾ Lã / ⁽⁴⁾ Poliamida / ⁽⁵⁾ Politereftalato de etileno

A unidade funcional variou bastante nos estudos, não só pelos produtos avaliados serem diferentes, como também porque parte destes delimitou como fronteira do sistema de produto apenas algumas etapas do ciclo de vida, por exemplo, da extração da lã na Nova Zelândia até o transporte desta para a China (BARBER; PELLOW, 2006).

Ao comparar os resultados e as variáveis consideradas em estudos que avaliaram o impacto de um mesmo produto, nota-se que as diferenças quanto à unidade funcional e aos sistemas de produto considerados acarretaram resultados distintos, conforme exemplificado na Tabela 2, indicando a necessidade de se reportar claramente quais as variáveis consideradas.

Tabela 2. Comparação dos resultados e variáveis de estudos que realizaram a ACV para uma calça jeans

Estudo	Unidade Funcional	Potencial de Aquecimento Global
ADEME, 2006	Calça jeans utilizada 1 dia	44g CO ₂ eq
LEVI STRAUSS & CO, 2009	Calça jeans utilizada uma vez por semana em 2 anos	32,5kg CO ₂ eq

ADEME (2006) definiu como unidade funcional uma calça jeans utilizada 1 dia, sendo que esta seria utilizada uma vez por semana em 4 anos, e lavada cerca de 70 vezes antes de ser descartada. Levi Strauss & CO (2009) consideraram como unidade funcional uma calça jeans Levi's 501 utilizada uma vez por semana em 2 anos, ou seja, cerca de 104 vezes e depois descartada. Ainda comparando-se o potencial de aquecimento global de todo o ciclo de vida da calça jeans avaliada no estudo da ADEME (2006), que corresponde a 9,2kg CO₂eq, os resultados continuam notoriamente distintos.

De forma geral, o escopo geográfico dos estudos avaliados majoritariamente concentrou-se, respectivamente, nos Estados Unidos, Europa e Oceania. Os primeiros estudos não consideraram o ciclo de vida dos produtos têxteis inseridos em uma economia globalizada, mas nos últimos anos, alguns estudos, tais como os das calças jeans citados anteriormente, consideraram as fases de agricultura e produção em países da Ásia, África e América Latina, e a etapa de consumo e

manutenção em países da Europa e Estados Unidos (ADEME, 2006; ALWOOD *et al.*, 2006; BARBER; PELLOW, 2006; LEVI STRAUSS & CO, 2009; STEINBERGER *et al.*, 2009; NAKATAMI *et al.*, 2010).

Outra variável que influenciou no resultado dos estudos avaliados foi à periodicidade e o procedimento de manutenção dos produtos têxteis (lavagem, secagem e passadoria) realizado na fase de uso. O impacto da etapa de manutenção dos têxteis foi discutido desde o primeiro estudo de ICV (LEVAN, 1998), e continua a ser abordado em estudos recentes. Steinberger *et al.* (2009) avaliaram uma camiseta 100% algodão produzida na Índia, e uma jaqueta 100% poliéster produzida na China, ambas consumidas na Alemanha. Foi considerado como unidade funcional 100 dias de uma peça sendo utilizada, sendo as camisetas lavadas 50 vezes, e a jaqueta 6 vezes em todo o ciclo de vida. O maior impacto observado para as camisetas de algodão ocorreu na fase de uso na Alemanha, cerca de 70% do consumo de energia e emissão de CO₂, enquanto os maiores impactos da jaqueta ocorreram na fase de produção na Índia. Entretanto, considerando o escopo geográfico dos estudos, foram consideradas práticas de manutenção das peças diferentes das realizadas em alguns países como o Brasil, tanto nos produtos químicos utilizados, como também na temperatura de lavagem, procedimento de secagem e passadoria.

CONCLUSÕES

Considerando a atual tendência do setor têxtil e de vestuário em buscar melhorias nos processos visando reduzir impactos ambientais, e que as mudanças relativas às exigências ambientais no mercado global caminham para uma preocupação holística quanto ao produto, acredita-se que estudos de ACV serão cada vez mais necessários. Entretanto, conforme vem sendo discutido por alguns autores, estes estudos devem ser, preferencialmente, realizados anteriormente ao desenvolvimento de produto visando otimizar os processos e dirimir impactos; e, a fim de que se conheça o impacto de forma detalhada, as variáveis e resultados destes deverão ser apresentados de forma mais completa e transparente, conforme exigido na metodologia descrita na série ISO 14040, permitindo então à compreensão plena dos resultados e a comparação entre os produtos.

Nos estudos cujo escopo geográfico compreendeu países da América Latina, África e Ásia, os autores, na ausência de dados diretos dos processos, utilizaram bancos de dados e/ou outros inventários, muitas vezes realizados em outros países, e com tecnologias diferentes, acrescentando alguns erros no resultado final do estudo. Além da participação de alguns desses países na produção têxtil mundial ser considerável, tais como o Brasil, Índia e China, estes concentram centros de consumo em expansão, configurando-se como relevante a realização de estudos completos de ACV nesses países, ou seja, compreendendo desde a produção ao descarte, a fim de que se conheça a dimensão exata dos impactos.

Sendo a fase de uso dos produtos têxteis responsável pelos maiores impactos no ciclo de vida dos mesmos, pesquisas são requeridas nessa área a fim de reduzir o consumo de água, energia e de produtos

químicos, e também uma maior conscientização dos consumidores para redução da periodicidade de lavagem e realização de melhores práticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA MAÎTRISE DE L'ENERGIE (ADEME). **An Environmental Product Declaration of Jeans**. What to do to reduce the environmental impacts of one's pair of jeans. France, 2006.

ALLWOOD, J. M. et al. **Well dressed?** The present and future sustainability of clothing and textiles in the United Kingdom. University of Cambridge – Institute for Manufacturing, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações, Rio de Janeiro, 2009.

BARBER, A; PELLOW, G. **Life Cycle Assessment**: New Zealand Merino Industry Merino Wool Total Energy Use and Carbon Dioxide Emissions. Auckland, 2006.

CIENCHAŃSKA, D; NOUSIAINEN, P. Cellulosic fibre and fabric processing. In: **Biodegradable and sustainable fibres**. Edited by R. S. Blackburn. Cambridge Woodhead Publishing and The Textile Institute, 2005.

DAHLLÖF, L. **Methodological Issues in the LCA Procedure for the Textile Sector** – A case study concerning fabric for a sofa. Chalmers University of Technology, 2004.

DOMINA, T.; KOCH, K. The Textile Waste Lifecycle. **Clothing and Textile Research Journal**. v.15. p. 96 – 102, 1997.

FRANKLIN ASSOCIATES LTD. **Life Cycle Analysis (LCA)**: Woman's Knit Polyester Blouse. Prepared for American Fibre Manufacturers Association, 1993.

GRACE, P. Life Cycle Assessment of a 100% Australian-Cotton T-Shirt. In: **Climate Change and Cotton Workshop**, Sidney, 2009.

HAUSCHILD, M. et al. From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives. In: **Annals of the CIRP**, 2005.

HAWLEY, J. M. Textile recycling: a system perspective. In: **Recycling in Textiles**. Edited by Youjiang Wang. **Woodhead Publishing**. Cambridge: 2006.

KALLIALA, E. M.; NOUSIAINEN. Life Cycle Assessment: Environmental Profile of Cotton and Polyester-Cotton Fabrics. **AUTEX Research Journal**. v.1. n. 1. p. 8-20, 1999.

LEVAN, S. L. Life Cycle Assessment: Measuring Environmental Impact. In: **Life Cycle Environmental Impact Analysis for Forest Products**. **Forest Products Society**. p. 7-21, 1998.

LEVI STRAUSS & CO. **A Product Lifecycle Approach to Sustainability**. San Francisco, CA, 2009.

NAKATAMI, J. et al. Life-cycle assessment of domestic and transboundary recycling of post-consumer PET bottles. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 15. p. 590-597, 2010.

STEINBERGER, J. K. et al. A spatially explicit life cycle inventory of the global textile chain. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 14. p. 433-455, 2009.

WOOLRIDGE, A. C. Life cycle assessment for reuse/recycling of donated waste textile compared to use of virgin material: An UK energy saving perspective. **Resources Conservation & Recycling**. v. 46. p. 94 – 103, 2006.



PEGADA HÍDRICA DA ÁGUA TRATADA: NECESSIDADE DE ÁGUA PARA A OBTENÇÃO DE ÁGUA

Rita de Cássia Monteiro Marzullo ; Ines Francke; Patrícia Helena Lara dos Santos Matai*

RESUMO

A água é um recurso essencial para a vida. Embora seja um recurso renovável, a água com níveis aceitáveis de qualidade é passível de escassez. Todo e qualquer processo produtivo, de qualquer produto, utiliza água. A água pode estar incorporada ao produto, ser utilizada no processo de produção ou simplesmente ser utilizada como item de limpeza. Geralmente as indústrias submetem a água a um processo de tratamento na chamada ETA- Estação de Tratamento de Água antes que a mesma seja utilizada. Até mesmo a água que chega em nossas torneiras é submetida a um processo de tratamento. Os produtos utilizados na ETA por sua vez também necessitam de água para sua produção, inclusive para diluir a carga de poluentes que deve ser lançada como efluente dentro de parâmetros aceitáveis nos rios. Este estudo, com o uso da metodologia do WFN – *Water Footprint Network* em uma abordagem de Inventários para a Gestão do Ciclo de Vida, com o uso dos inventários do *Ecoinvent*, conclui que são necessários 14,11 litros de água para a obtenção de 1 litro de água tratada de maneira sustentável (sem comprometer os corpos hídricos).

PALAVRAS-CHAVE: Pegada hídrica; Inventários; ACV; Água tratada; ETA; Água virtual.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial para a vida que, apesar de ser renovável, sua disponibilidade está cada dia mais escassa em consequência das altas concentrações de poluentes lançadas nos corpos hídricos, ou seja, a disponibilidade de água dentro de padrões de qualidade aceitáveis tem decaído com o tempo.

O termo “pegada hídrica” ou “*water footprint*” foi inicialmente utilizado dentro de uma abordagem sobre “água virtual”, conceito este introduzido por Tony Allan no início da década de 90 que visava expressar o quanto alguns países tendem a suportar a deficiência hídrica de outros países com a exportação de produtos com um grande requerimento de água para sua produção. Desta forma, a água virtual foi definida como a quantidade de água necessária para a produção de um determinado produto, de forma direta ou indireta (HOEKSTRA, 2003).

O uso da água está presente na produção de qualquer produto acabado destinado ao consumidor, seja ele alimentício ou bem de consumo para a melhoria da qualidade de vida. A água pode estar incorporada ao produto (no caso de alguns alimentos) ou pode simplesmente ter sido utilizada em seu processo produtivo. Este estudo pretende mostrar que necessitamos de água até mesmo para ter água em condições aceitáveis de uso e consumo.

* Universidade de São Paulo. Laboratório de ACV do Instituto de Energia e Eletrotécnica - IEE. Avenida Professor Luciano Gualberto, 1289, Cidade Universitária, Butantã, São Paulo, CEP 05508-010, São Paulo, Brasil. +55(11) 9721-7451/ rita.monteiro@usp.br.

METODOLOGIA

A metodologia de cálculo foi inspirada nos modelos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e no modelo criado pelo *Water Footprint Network* (WFN). Utilizou-se dados dos inventários de ciclo de vida do *Ecoinvent* (2010) de forma não consolidada (por unidade de processo, ou processo elementar).

O cálculo da pegada hídrica, segundo modelo da WFN, contabiliza a soma das águas azul (consumo de água de rios, lagos e poços subterrâneos), verde (requerimento de água necessário para a evapotranspiração* em condições ideais de crescimento de uma cultura) e cinza (grau de poluição das águas). A “água cinza” é definida como a quantidade de água necessária para a diluição da carga ambiental (em massa) contida no efluente de modo que este efluente obedeça as condições locais de padrão de qualidade da água do corpo hídrico receptor. A nomenclatura de “água cinza” também é dada àquela água necessária para rebaixar a temperatura da água de resfriamento de modo que a temperatura de despejo seja aceitável pelo corpo receptor (HOEKSTRA, *et al.*, 2009). A água cinza não significa necessariamente uma entrada de água no sistema, pois normalmente os efluentes são lançados de acordo com a capacidade de suporte do rio e com a utilização de parâmetros menos restritivos para lançamento de efluentes. Entretanto, a água cinza faz parte da pegada hídrica por representar o volume de água que seria necessário para a neutralização total da carga ambiental em massa a ser enviada aos corpos hídricos. Para o cálculo da água cinza neste estudo, foram utilizados os parâmetros sugeridos como padrão de qualidade da água doce classe 1 da resolução 357 do CONAMA (2005), por serem os mais restritivos. O cálculo foi efetuado através da razão da carga de poluentes (em massa) pela concentração máxima sugerida pelo CONAMA para os corpos hídricos classe 1. Apenas a título de comparação de resultados, efetuou-se o cálculo também com os parâmetros sugeridos para o lançamento de efluentes, artigo 34 (menos restritivos). A água ocasionalmente utilizada para resfriamento do processo produtivo não foi inserida no cálculo da água cinza pela ausência do parâmetro “temperatura” na base com os dados utilizados.

A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida, segundo recomendação das normas ISO 14040 e ISO 14044 (ABNT, 2008), sugere que todos os aspectos ambientais relacionados à produção de um determinado produto sejam contabilizados por todo o ciclo de vida em um sistema de análise de inventário para a posterior avaliação do impacto ambiental. Entretanto, como este estudo visa apenas alertar sobre a necessidade de água para a obtenção de água, o sistema de produto analisado abrange somente o processo produtivo dos produtos químicos utilizados em uma Estação de Tratamento de Água, conforme Figura 1.

* ET - Evapotranspiração é a água perdida pela evaporação do solo e transpiração da cultura.

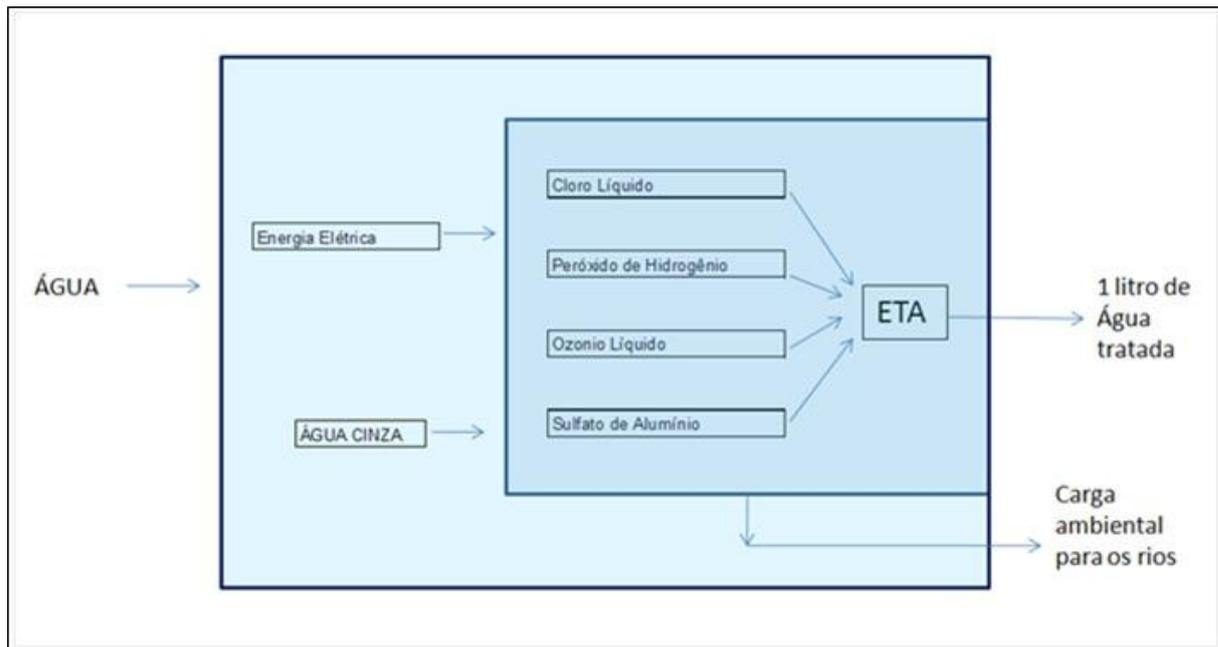


Figura 1. Sistema de produto utilizado para o cálculo da pegada hídrica de 1 litro de água tratada.

Segundo o sistema de produto apresentado na Figura 1, o cálculo da pegada hídrica para a obtenção de 1 litro de água tratada considera a água necessária para a produção de energia elétrica, cloro líquido, peróxido de hidrogênio, ozônio líquido, sulfato de alumínio e a própria água utilizada na estação de tratamento. A energia elétrica utilizada foi a soma do consumo de energia elétrica para a produção dos citados produtos que entram na ETA, além do próprio consumo pela estação. Não foi considerada a água cinza para a produção da energia elétrica. A água cinza que entrou para o cálculo da pegada hídrica diz respeito a água necessária para a diluição da carga ambiental (em massa) total dos processos produtivos dos produtos que são utilizados em uma Estação de Tratamento de Água (maior valor de cada processo).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A água correspondente para cada kwh de energia elétrica utilizada no Brasil foi calculada a partir da matriz elétrica brasileira. Segundo a ANEEL (2010) e os fatores de pegada hídrica sugeridos por Lennes *et al.* (2008) para cada fonte de energia, chegou-se a um fator de pegada hídrica no Brasil de 66,96 litros/kwh, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1. Pegada Hídrica da Geração de Energia Elétrica no Brasil.

Tipo	MATRIZ ELÉTRICA %	ENERGIA GERADA GJ	PEGADA HIDRICA Lenes(2008) m3/GJ	PEGADA HIDRICA Brasil m3
Hidro	68,28	283682,63	22,30	6326122,68
Gás	10,45	43420,66	0,11	4732,85
Petróleo	5,11	21245,43	1,06	22477,66
Biomassa	5,40	22419,58	61,20	1372078,05
Nuclear	1,74	7225,20	0,09	621,37
Carvão Mineral	1,33	5509,09	0,16	903,49
Eólica	0,62	2553,42	0,00	0,00
Importação	7,08	29412,00	22,3	903,49
Total	100,00	415468,01		7727839,60
Fator de pegada hídrica para a energia elétrica no Brasil			18,600 m3/GJ	
			0,067 m3/kwh	
			66,96 litros/kwh	

De acordo com o inventário do *Ecoinvent* (2010), para a obtenção de 1 litro de água tratada (água de torneira), são necessários 0,10 mg de cloro líquido; 0,88 mg de peróxido de hidrogênio; 3,33 mg de ozônio líquido e 6,33 mg de sulfato de alumínio; 1,13 litros de água e 0,00039 kwh de energia elétrica. O inventário consolidado da ETA contabilizando a unidade elementar de cada insumo citado é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Inventário consolidado da ETA.

		Unidade	1,00E-7	8,80E-7	3,33E-6	6,33E-6	1,00E+0	1,00E+0
			cloro líquido	peróxido de hidrogenio	ozônio líquido	sulfato de alumínio	ETA	ETA -total
ENTRADAS								
tecnosfera	energia elétrica	kWh	1,58E-7	4,93E-7	5,00E-5	3,17E-6	3,90E-4	4,44E-4
	água de resfriamento	m3	6,71E-9	1,50E-7	8,00E-8			2,36E-7
	água sem origem especificada	m3	8,82E-11	1,69E-9		1,58E-9		3,36E-9
ÁGUA como recurso	água subterrânea	m3					4,10E-4	4,10E-4
	água de rio	m3					5,13E-4	5,13E-4
	água de lago	m3					2,05E-4	2,05E-4
SAÍDA DE CARGA AMBIENTAL								
Carga ambiental para o rio	Alumínio	kg					1,29E-6	1,29E-6
	DBO	kg		2,29E-10				2,29E-10
	Bromato	kg	1,28E-11					1,28E-11
	Clorato	kg	9,74E-11					9,74E-11
	Clorito	kg	6,96E-10	3,34E-10			5,04E-6	5,04E-6
	Solventes clorados	kg	2,78E-14					2,78E-14
	Cloro	kg					1,00E-7	1,00E-7
	DQO	kg		8,27E-10				8,27E-10
	Hidrocarbonetos aromáticos	kg		3,30E-13				3,30E-13
	Peroxido de hidrogenio	kg		5,28E-10				5,28E-10
	mercurio	kg	8,44E-15					8,44E-15
	Nitrato	kg		1,79E-10				1,79E-10
	Fosfato	kg		1,10E-11				1,10E-11
	Sólidos inorganicos	kg	2,28E-13					2,28E-13
	Sulfato	kg	3,67E-10					3,67E-10
	Sólidos em suspensão	kg		1,33E-10				1,33E-10
	Carbono orgânico total	kg		2,64E-10				2,64E-10

Segundo o inventário consolidado da ETA apresentado na Tabela 2 e a pegada hídrica para obtenção da energia elétrica apresentado na Tabela 1, temos que para a obtenção de 1 litro de água tratada são necessários 0,03 litros de água somente pela utilização da energia elétrica no processo produtivo de seus insumos. Para cada litro de água tratada, temos também que são necessários 1,13 litros de água como recurso. A água que representa um parâmetro de neutralização da carga de poluentes lançada nos efluentes (água cinza) é mais representativa. Com o uso dos parâmetros mais restritivos de classificação dos corpos hídricos (classe 1), para cada litro de água tratada, são necessários 0,0000422 litros de água para a neutralização do mercúrio lançado pelo processo produtivo do cloro líquido; 0,0000763 litros de água para a neutralização da DBO do processo produtivo do peróxido de hidrogênio e 12,95 litros de água cinza necessários para a diluição da carga de alumínio lançada pela própria estação de tratamento. Assim sendo, a pegada hídrica de 1 litro de água tratada é de 14,11 litros. A resolução CONAMA, artigo 34, não estipula parâmetros para lançamento das cargas de alumínio, cloro líquido ou DBO em efluentes. Neste caso, a água cinza seria insignificante e desprezível, sendo a pegada hídrica total apenas o uso da água como recurso somado à pegada hídrica da energia elétrica, totalizando 1,16 litros.

CONCLUSÃO

Concluimos que a água é um recurso em estado crítico de utilização, pois se necessita da água em si para a diluição da carga de poluentes e para que a própria água possua um nível aceitável de qualidade. Este estudo também conclui que para o cálculo da pegada hídrica, de modo que a mesma possa ser utilizada como um indicador comparativo de sustentabilidade da qualidade da água dos corpos hídricos, parâmetros mais restritivos de qualidade da água devem ser utilizados para o cálculo da água cinza (como no caso dos parâmetros sugeridos pelo CONAMA para corpo d'água classe 1). Outra conclusão a ser observada sobre o cálculo da pegada hídrica de um produto é que os inventários do ciclo de vida não devem ser consolidados pelo fato do impacto ser regional, ou seja, tanto as retiradas de água para cada processo produtivo como o lançamento da carga ambiental são em diferentes bacias hidrográficas. Também como conclusão, podemos citar que o que diferencia a pegada hídrica de produtos iguais em países diferentes, além do processo produtivo, é a diferença na pegada hídrica da matriz energética assim como os parâmetros mais restritivos de qualidade da água que podem variar de país para país.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil>>. Acesso em: fev. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações, Rio de Janeiro, 2009.

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

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução 357**. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>.

ECOINVENT. **Banco de Dados Suíço de Inventários do Ciclo de Vida**; versão 2.2. (2010). Disponível em: <<http://www.ecoinvent.org>>.

HOEKSTRA, A. Y. (ed.) (2003) **Virtual water trade**: Value of Water Research Report Series No.12, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands, www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf, December 2002

HOEKSTRA, A. Y., et al. (2009). **Water Footprint Manual, State of the art**. Water Footprint Network; University of Twente, Enschede, Netherlands. 2009. p. 131.

LENNES, P. W. G.; HOEKSTRA, A. Y; van der MEER, TH. H. (2008). **Water footprint of bio-energy and other primary energy carriers**; Water Footprint Network; University of Twente, Enschede, Netherlands. March 2008.



DESENVOLVIMENTO DE FATORES DE NORMALIZAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS REGIONAIS PARA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE PRODUTOS NO ESTADO DE SÃO PAULO

André Luiz Tachard ; Aldo Roberto Ometto*

RESUMO

A normalização é uma importante etapa da Avaliação do Ciclo de Vida, uma vez que fornece uma unidade comum, permitindo a comparação das diferentes categorias de impacto. A referência de normalização mais utilizada considera o impacto das atividades totais da sociedade num certo período de tempo. Estes dados são inexistentes no Brasil para impactos regionais e locais, de forma que este trabalho reporta o início do preenchimento dessa lacuna, com os fatores de normalização para as categorias “acidificação” e “eutrofização”, no estado de São Paulo. Tais fatores foram calculados com base em um inventário das estimativas anuais de aporte ao meio ambiente de substâncias contribuintes para estas categorias. Conforme esperado, os fatores (ou referências) de normalização encontrados foram diferentes daqueles por hora utilizados no Brasil, baseados em dados europeus. Entre as razões que explicam esta diferença estão a baixa emissão de SOx devido a matriz energética brasileira, o uso de etanol com combustível e o despejo de esgoto sem tratamento nos corpos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: ACV; Normalização; Acidificação; Eutrofização.

INTRODUÇÃO

Dentre as fases que compõem a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), encontra-se a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), que conta com a etapa denominada “normalização”, um importante procedimento por fornecer uma unidade comum que permite a comparação de diferentes impactos ambientais. O objetivo da normalização é entender melhor a magnitude relativa de cada resultado de indicador do sistema de produto sob estudo.

O procedimento de normalização é realizado por meio do uso das chamadas “referências de normalização” (ou “fator de normalização”), como apresentado na equação 1.

$$NI_i = CI_i / N_{cat} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

NI_i = impacto normalizado para a categoria “i”;

CI_i = impacto caracterizado (ou potencial de impacto) para a categoria “i”;

N_{cat} = referência de normalização da categoria.

A referência de normalização mais comumente usada considera os impactos do total de atividades da sociedade de uma região em um dado período de referência (e.g. 1 ano). Para impactos regionais e locais, a normalização deve ser idealmente feita com referências representativas da região onde as emissões ocorrem. Referências de impactos regionais, calculados a partir de um inventário de

* Universidade de São Paulo. Escola de Eng. de São Carlos. Departamento de Engenharia de Produção. Av. Trabalhador São-carlense, 400, Centro, São Carlos, CEP: 13566-590, São Paulo, Brasil. andretachard@hotmail.com.

emissões de contribuintes, são ainda inéditos no panorama brasileiro. Assim, dados europeus são utilizados, pois os esforços para agregar características regionais aos estudos de ACV desenvolvidos no Brasil estão em sua fase inicial.

Nesse contexto, este trabalho relata a pesquisa que iniciou o processo de desenvolvimento de fatores de normalização para categorias de impacto regionais, primeiramente para a acidificação e para a eutrofização, tendo como escopo geográfico o estado de São Paulo (TACHARD, 2010). Esta limitação espacial fez-se necessária em vista ao próprio conceito de impacto regional, bem como às dimensões continentais do Brasil.

METODOLOGIA

A referência de normalização para cada categoria de impacto, N_{cat} , apresentada no denominador da equação 1, é normalmente calculada de acordo com a equação 2:

$$N_{cat} = \frac{\sum_i^n m_i * EF_{i,cat}}{P} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

m_i é a quantidade emitida da substância “i”, contribuinte à categoria;

EF_i é o fator de equivalência da substância “i” para a categoria;

P é a população da região.

A variável “P” da equação 2 encontra-se definida para o escopo deste projeto: é o número de habitantes do estado de SP no ano-referência de 2008, ou seja, 41 milhões de pessoas, segundo o IBGE. Assim, buscou-se a geração anual em SP das substâncias contribuintes às categorias analisadas (variável “m”), que deveriam ser multiplicadas pelos seus respectivos fatores de equivalência (“EF”). A definição das substâncias contribuintes às categorias analisadas, bem como seus fatores de equivalência, foram obtidos a partir dos métodos EDIP 97 (WENZEL *et al.*, 1997) e CML 2001 (GUINÉE *et al.*, 2001): esses métodos têm valores coincidentes para os fatores de equivalência da acidificação e da eutrofização.

Para fins de cálculo de fatores de normalização, estimativas significativas são realizadas a partir dos cálculos dos aportes ao meio ambiente das seguintes substâncias (STRANDDORF *et al.*, 2005), todas elas consideradas neste projeto (Tabela 1):

Tabela 1. Lista de substâncias contribuintes e seus respectivos fatores de caracterização para a acidificação e eutrofização. (Fonte: Wenzel *et al.*, 1997; Guinée *et al.*, 2001)

Acidificação		Eutrofização (Enriq. de nutrientes)			
Substância	EF _{acid} (g SO ₂ / g)	Substância	EF _{eutrof.} (g NO ₃ ⁻ / g)	EF (N) (g N / g)	EF (P) (g P / g)
NO ₂ ; NO _x	0,70	NO ₂ ; NO _x	1,35	0,30	-
NO	1,07	NO	2,07	0,47	-

Tabela 1. Lista de substâncias contribuintes e seus respectivos fatores de caracterização para a acidificação e eutrofização. (Fonte: Wenzel *et al.*, 1997; Guinée *et al.*, 2001). (continuação)

Acidificação		Eutrofização (Enriq. de nutrientes)			
NH ₃	1,88	NH ₃	3,64	0,82	-
SO ₂ ; SO _x	1,00	N-total	4,43	1	-
		P-total	32,03	-	1

As estimativas anuais de emissão foram computadas a partir da análise das seguintes “Forças condutoras” (Wenzel *et al.*, 1997; EEA, 2008; BOUWMAN *et al.*, 2002; STRANDDORF *et al.*, 2005): a) Fontes móveis (veículos); b) Indústrias; c) Termelétricas; d) Esgoto doméstico (computando o uso de detergente em pó); e) Uso de fertilizantes; f) Dejetos animais; g) Emissões do setor sucroalcooleiro (queimadas e uso da vinhaça).

Foi realizada uma ampla revisão bibliográfica sobre cada um dos setores acima descritos, em busca de dados que permitissem estimar o aporte ao meio ambiente das substâncias selecionadas. Foram pesquisados especialmente documentos e relatórios dos órgãos ambientais do estado de SP, estatísticas de população animal e humana disponíveis no IBGE, anuários e estatísticas do setor agrícola e de pecuária. Estimativas apresentadas em bibliografia específica (livros técnicos e artigos científicos), como o teor médio de N e P em excretas, índices de volatilização de NH₃ e geração de poluentes a partir de queimadas, foram também utilizadas nos cálculos. Todas as fontes encontram-se detalhadas em Tachard (2010).

Buscou-se, por fim, que os dados de geração anual fossem os mais atuais possíveis, ou seja, computados no ano de 2009 (relacionados ao ano-base 2008). Definiu-se, também, que dados defasados em mais de 5 anos deveriam ser desprezados e novas estimativas / outras fontes deveriam ser realizadas / consultadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são apresentados os principais resultados encontrados em Tachard (2010), com o registro do inventário de substâncias realizado e o cálculo dos fatores de normalização. A Tabela 2 reúne sinteticamente os valores de estimativa de geração das substâncias contribuintes a estas categorias.

Tabela 2. Estimativas de aporte anual ao ambiente de substâncias contribuintes à acidificação e / ou à eutrofização no estado de SP.

Substâncias e fontes	Aporte, em t / ano	Substâncias e fontes	Aporte, em t / ano
SO_x (acid.)	84.270	N-total (eutrof.)	392.929
Fontes móveis	22.096	Esgoto doméstico	167.895
Indústrias	62.174	Uso de fertilizantes	102.800
NO_x (NO₂) (acid. / eutrof.)	986.437	Dejetos animais	117.095
Fontes móveis	765.879	Uso da vinhaça	5.139
Indústrias	44.470	P-total (eutrof.)	44.259
Termelétricas	12.320	Esgoto doméstico (excreções)	22.710
Queimadas	163.768	Esgoto doméstico (detergente em pó)	4.949
NH₃ (acid. / eutrof.)	296.933	Uso de fertilizantes	8.050
Indústrias	8	Dejetos animais	8.211
Uso de fertilizantes	93.720	Uso da vinhaça	339
Dejetos animais	202.005		
Queimadas	1.200		

Adificação

Com essas estimativas, e a partir dos fatores de equivalência discriminados na Tabela 1, a referência de normalização para a acidificação foi assim calculada:

$$N_{cat} = \frac{\sum_i^n m_i * EF_{i,cat}}{P}$$

Equação 2

$$Normref_{acid.} = \frac{(m_{SOx} \times EF_{SOx} + m_{NOx} \times EF_{NOx} + m_{NH3} \times EF_{NH3})}{P}$$

$$= [(84.270 \times 1 + 986.437 \times 0,70 + 296.933 \times 1,88)] / 41.000.000$$

$$Norm.ref acid. = 0,0325 \text{ t SO}_2 \text{ -eq / hab. / ano} = \mathbf{32,5 \text{ kg SO}_2 \text{ -eq / hab. / ano}}$$

O valor encontrado para o estado de São Paulo é bem abaixo tanto de países europeus com população semelhante (Espanha, 63 kg SO₂ -eq / hab. / ano; Polônia 60 kg SO₂ -eq / hab. / ano) quanto da maioria dos demais países daquele continente. Algumas razões explicam esta produção per capita mais reduzida do que a média na Europa. Em primeiro lugar, a geração de SO_x no estado é relativamente baixa, pois a produção de eletricidade é baseada na geração hidrelétrica, contrastando com a queima de combustíveis fósseis, em especial o carvão, nos países europeus. O uso do etanol em larga escala nos automóveis paulistas é outro fator que contribui para a menor emissão de óxidos de nitrogênio e enxofre – na Europa, metade dos carros vendidos é equipada com motores diesel. Comparando com os países europeus, o emprego do etanol no Brasil atenua um pouco os efeitos danosos do óleo diesel aqui empregado em veículos pesados, com um teor de enxofre muito acima daqueles países. Por fim, a geração per capita é influenciada também pela grande população do estado:

com 41 milhões de habitantes, São Paulo tem um número de habitantes comparável a países como a Espanha, o que eleva o denominador do cálculo do fator de normalização.

Eutrofização

Com as estimativas apresentadas, e a partir dos fatores de equivalência discriminados na Tabela 1, a referência de normalização para a eutrofização foi assim calculada:

$$N_{cat} = \frac{\sum_i^n m_i * EF_{i,cat}}{P} \quad \text{Equação 2}$$

$$\begin{aligned} \text{Norm.ref}_{eutrof.} &= [(m_{NOx} \times EF_{NOx} + m_{NH3} \times EF_{NH3} + m_{N-tot} \times EF_{N-tot} + m_{P-tot} \times EF_{P-tot})] / P \\ &= (986.437 \times 1,35 + 296.933 \times 3,64 + 392.929 \times 4,43 + 44.259 \times 32,03) / 41.000.000 \\ \text{Norm.ref eutrof.} &= 0,1358 \text{ t NO}_3^- \text{-eq / hab. / ano} = \mathbf{136 \text{ kg NO}_3^- \text{-eq / hab. / ano}} \end{aligned}$$

Ou, tratando do nitrogênio e do fósforo separadamente:

$$\begin{aligned} \text{Norm.ref}_{eutrof.} &= [(m_{NOx} \times EF_{NOx} + m_{NH3} \times EF_{NH3} + m_{N-tot} \times EF_{N-tot})] / P \\ &= (986.437 \times 0,30 + 296.933 \times 0,82 + 392.929 \times 1) / 41.000.000 \\ \text{Norm.ref eutrof.} &= 0,0227 \text{ t N -eq / hab. / ano} = \mathbf{22,7 \text{ kg N -eq / hab. / ano}} \end{aligned}$$

$$\text{Normref}_{eutrof.} = \frac{(m_{P-tot} \times EF_{P-tot})}{P} = (44.259 \times 1) / 41.000.000$$

$$\text{Norm.ref eutrof.} = 0,00107 \text{ t P -eq / hab. / ano} = \mathbf{1,1 \text{ kg P -eq / hab. / ano}}$$

A quantidade de nutrientes provenientes dos esgotos domésticos é, claramente, a principal indutora dos processos de eutrofização já observados no estado. As estimativas realizadas para o estado de São Paulo estão dentro da ordem de grandeza esperada. A principal diferença entre os valores europeus situa-se no fator de normalização para a eutrofização que considera isoladamente a geração de fósforo. O valor aqui encontrado, 1,1 kg P-eq/ hab/ ano, muito maior que as estimativas para a Dinamarca e a Europa (0,8 e 0,4 kg P-eq/ hab/ ano), é reflexo de uma região com baixo percentual de tratamento de esgoto. O valor mundial estimado por estudiosos, abaixo do encontrado para São Paulo, pode ser explicado pela menor dosagem de nutrientes nas excreções da população global, em razão de déficit nutricional, bem como um uso muito menor de fertilizantes fosfatados na agricultura.

CONCLUSÕES

Os fatores de normalização encontrados neste estudo são efetivamente diferentes dos europeus, e mostram-se mais pertinentes para serem utilizados na fase de normalização da ACV em SP e, na ausência de outros dados regionais, em todo o Brasil. As principais razões para estas diferenças estão associadas ao menor uso de combustíveis fósseis na matriz energética paulista, o uso

de etanol em veículos de pequeno porte e o baixo percentual de tratamento de esgotos domésticos. Outras diferenças em relação às práticas na Europa são o menor uso de fertilizantes, a prática de queimadas e o emprego de detergentes em pó contendo substâncias fosfatadas. Para o estado de São Paulo, dentre os setores avaliados neste trabalho, as emissões provenientes de veículos e o lançamento de esgoto doméstico sem tratamento (ou inadequado) apresentam-se como protagonistas que merecem especial atenção.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações, Rio de Janeiro, 2009.

BOUWMAN, A.F.; van VUUREN, D. P.; DERWENT, R. G.; POSCH, M. (2002). A Global Analysis of Acidification and Eutrophication of Terrestrial Ecosystems. **Water, Air, & Soil Pollution**, 141, 349 – 382

GUINÉE, J.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; van OERS, L.; SLEESWIJK, A. W.; SUH, S.; UDO DE HAES, H. A.; de BRUIJN, H.; van DUIN, R.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2001). Handbook on Life Cycle Assessment. **Operational guide to the ISO standards**. Volume 1, 2a, 2b and 3. CML, Leiden.

STRANDDORF, H. K.; HOFFMANN, L.; SCHMIDT, A. (editores). (2005). **Update on Impact Categories, Normalisation and Weighting in LCA**. Selected EDIP 97 - data. Danish Environmental Protection Agency. Environmental Project Nr. 995.

TACHARD, A. L. R. S. **Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para Avaliação do Ciclo de Vida de produtos no estado de São Paulo**. 2010. 165 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. (1997). **Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development**. 1st edition. London: Chapman & Hall, United Kingdom.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA CONSEQUENCIAL – VISÃO DO GP2

Vivian Carolina Ferreira Muniz ; Gil Anderi da Silva*

RESUMO

O presente trabalho é resultado de reflexões internas do Grupo de Prevenção da Poluição – GP2 – da USP sobre ACV Consequencial. São apresentados: método de execução, vantagens/desvantagens, diferenças com a ACV Atribucional e aplicações.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação do Ciclo de Vida; Consequencial; Atribucional.

INTRODUÇÃO

Mudanças climáticas e outras ameaças ambientais têm estado mais em foco durante os últimos anos. Para o conhecimento desses desafios, considerações ambientais têm que ser integradas a um número de diferentes tipos de decisões feitas tanto por administrações empresariais, individuais e públicas, e formadores de opiniões. Informações sobre aspectos ambientais de diferentes sistemas são então necessárias e muitas ferramentas e indicadores para avaliar e referenciar impactos ambientais de diferentes sistemas têm sido desenvolvidos (FINNVEDEN *et al.*, 2009). Dentre as várias técnicas de gestão ambiental (avaliação de risco, avaliação de desempenho ambiental, auditoria ambiental e avaliação de impacto ambiental), uma que tem se destacado com este objetivo é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (ABNT, 2009).

A ACV enfoca os aspectos ambientais e os impactos ambientais potenciais (uso de recursos naturais, incluindo o solo e as conseqüências de liberações para o meio ambiente) ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, desde a aquisição das matérias-primas, passando pela produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final (ABNT, 2009).

O desenvolvimento de métodos de execução de estudos de ACV ganhou impulso na década de 90 do século passado e sinalizou para uma distinção entre dois tipos de método: a ACV atribucional e a ACV consequencial. Esta distinção de terminologia foi formalizada em um workshop ocorrido em 2001, no qual foi estabelecido que o objetivo do enfoque consequencial é a modelagem das conseqüências ambientais das mudanças marginais associadas ao produto em estudo (MATHIESEN *et al.*, 2009).

Como o enfoque consequencial apresenta uma abordagem nova da ACV, ainda existem visões distintas e, algumas vezes, divergentes desta abordagem na comunidade internacional da ACV, seja na área acadêmica, seja fora dela.

Neste contexto, o Grupo de Prevenção da Poluição da Universidade de São Paulo – GP2 – decidiu submeter à comunidade brasileira da ACV o resultado de suas reflexões sobre o tema.

* Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química. Av. Professor Lineu Prestes, 580, bloco 18, Cidade Universitária, São Paulo, CEP: 05424-970, São Paulo, Brasil. +55(11) 3091-2213 / vcfmuniz@hotmail.com.

METODOLOGIA

No seio da comunidade internacional da ACV, o método convencional da ACV – ACV atribucional – tem sido criticado pelo fato de não suportar decisões baseadas em cenários futuros. Como resposta a esta deficiência, a ACV consequencial tem sido proposta como um método mais apropriado para avaliar conseqüências ambientais futuras provocadas pelo uso do produto em estudo (SANDÉN *et al.*, 2006).

Para chegar à “visão do GP2 sobre ACV consequencial” foram executadas as seguintes atividades: pesquisa bibliográfica visando o levantamento dos diferentes conceitos e formas de abordagem da ACV consequencial; estudo aprofundado dos conhecimentos obtidos nessa pesquisa; reflexão e discussão sobre os conceitos formados após o estudo formação da proposição aqui apresentada.

Diferença conceitual entre as metodologias

Muitas proposições têm sido feitas em relação à adequação da aplicação dos dois tipos de ACV.

A ACV atribucional pode ser definida como tendo seu foco na descrição das correntes físicas de matéria e de energia, ambientalmente relevantes, de entrada e de saída do ciclo de vida de um sistema de produto ou de um seu subsistema.

A ACV consequencial pode ser definida como tendo seu foco na descrição de como esses fluxos ambientalmente relevantes irão interferir em decisões futuras (CURRAN *et al.*, 2005).

A diferença conceitual entre ACV atribucional e consequencial pode ser melhor observada na Figura 1:

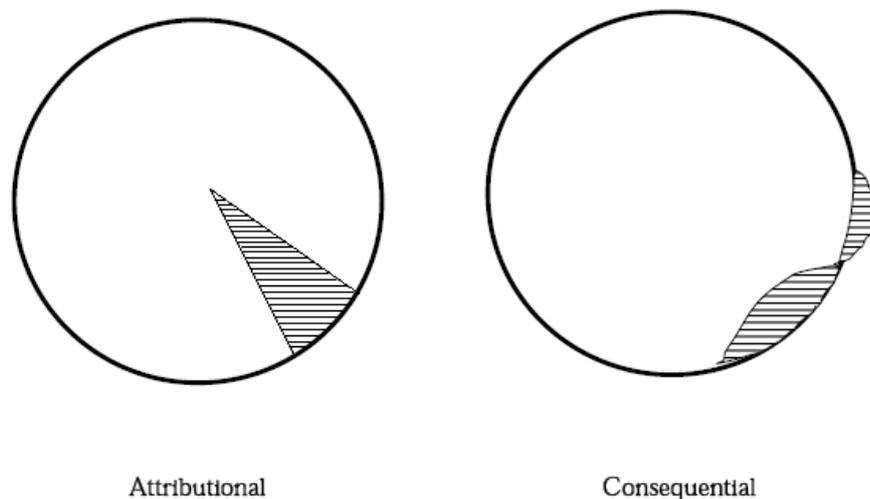


Figura 1. Diferença conceitual entre ACV atribucional e consequencial. (Adaptado: Weidema, 2003).

Os círculos representam a carga ambiental total do planeta em um dado intervalo de tempo. No círculo da esquerda, a área hachurada representa a carga ambiental de um sistema de produto, calculada pela ACV atribucional. No círculo da direita, a área hachurada representa as potenciais variações da carga ambiental decorrentes do uso do produto em estudo (WEIDEMA, 2003).

Escolha dos dados

Os diferentes focos da ACV atribucional e consequencial são refletidos nas muitas escolhas metodológicas da ACV. Uma delas é a escolha entre os dados a serem usados na modelagem de subsistemas do ciclo de vida. Quais dados são mais relevantes para modelar um sistema depende do objetivo do estudo. Deve ser decidido onde usar um dado de um sistema específico ou um dado representando uma média de processos similares e onde usar dados representando um desempenho marginal (TILLMAN, 2000).

Os dados médios para um sistema são aqueles representando as cargas ambientais médias para produzir uma unidade do bem e/ou serviço do sistema. Os dados marginais representam os dados realmente afetados por uma pequena mudança nas correntes de entrada e saída dos bens e/ou serviços de um sistema nas cargas ambientais do sistema (FINNVEDEN *et al.*, 2009). Se a mudança estudada for grande, será necessário usar técnicas de cenários que incluem as mudanças sociais necessárias (WEIDEMA, 1999).

A ACV atribucional exclui o uso de dados marginais. Em vez disso, devem ser usados alguns tipos de dados médios refletindo as correntes físicas reais ou dados específicos de um sistema estudado. Por outro lado, em ACV consequenciais, os dados marginais são usados quando relevantes para o propósito de avaliação das conseqüências de uma decisão (FINNVEDEN *et al.*, 2009).

Estudo de mercado

A ACV atribucional é baseada na suposição implícita de que um aumento no uso de um produto no ciclo de vida investigado irá resultar em um aumento correspondente na produção daquele produto (EKWALL e WEIDEMA, 2004). Isto ocorre porque a ACV atribucional não considera os dados e tecnologias marginais.

O estudo do mercado deve ser feito para identificar as tecnologias marginais que serão usadas na aplicação da ACV consequencial e, assim, delimitar o sistema baseado no mercado.

Alocação e expansão do sistema

Em relação a como lidar com a alocação de co-produtos, a ACV atribucional geralmente baseia a alocação no valor relativo dos produtos e co-produtos, seja por massa ou outros parâmetros. Na ACV consequencial, entretanto, a alocação é evitada pela expansão do sistema (se a subdivisão técnica do processo for impossível). Expandir o sistema significa que as entradas e saídas são

inteiramente descritas para o produto de interesse (geralmente o produto principal). Subsequentemente, na ACV consequencial, o sistema de produto é expandido para incluir os produtos evitados (DALGAARD *et al.*, 2008).

Previsão de dados

O foco básico da ACV consequencial é estudar as consequências ambientais de possíveis mudanças quando mudado o sistema do produto (substituição de produto, alteração na demanda). Para isso, devem-se estudar diferentes métodos para fazer essas previsões (a curto, médio e longo prazo) e analisar qual a consequência no futuro de uma decisão tomada hoje.

Segundo Weidema (2003), para a ACV consequencial é relevante prever: as condições futuras do mercado determinando quais as substituições de produto futuras terão lugar; as condições geográficas e tecnológicas dos processos futuros e as trocas ambientais futuras desses processos.

Comparação em resultados para as duas ferramentas

Pode ser observada na Tabela 1 uma comparação prática entre as duas metodologias.

Tabela 1. Principais características da ACV atrib. e conseq. (Adaptado: Thomassen *et al.*, 2008).

PARÂMETRO	ACV Atribucional	ACV Consequencial
Sinônimo	Status quo	Orientado pelas mudanças
Tipo de pergunta respondida	Calculista	Análise de conseqüências de mudanças
Dados	Dados médios históricos ou dados específicos de um sistema	Dados marginais futuros
Conhecimentos requeridos	Mecanismos físicos	Mecanismos físicos e de mercado
Unidade funcional	Representa uma situação estática	Representa uma mudança no volume
Fronteiras do sistema	Processos estáticos	Processos afetados por mudanças na demanda
Expansão do sistema	Opcional	Obrigatória
Alocação de co-produtos	Usada frequentemente	Nunca é usada

CONCLUSÃO

Na realização de um estudo de ACV de um produto ou serviço, a definição do objetivo e escopo do estudo é fundamental para a escolha de qual metodologia de ACV será aplicada. A definição da metodologia determina os caminhos a serem traçados no estudo, desde a escolha dos dados, as delimitações do sistema, até o estudo ou não de previsões de dados.

Foi possível observar que há limitações metodológicas tanto para a ACV atribucional como para a ACV consequencial. No caso da ACV atribucional, por exemplo, há incertezas com relação à escolha subjetiva do método de alocação de co-produtos. Já no caso da ACV consequencial, os resultados podem ser mais sensíveis e mais suscetíveis a incertezas devido às inclusões de estudo da

tendência e projeções do mercado para a escolha dos dados e tecnologias marginais e para a previsão de dados.

Recomenda-se a realização de novos trabalhos que mostrem a aplicabilidade da ACV consequential em estudos de caso e também estudos de caso comparativos das duas metodologias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

CURRAN, M. A. et al. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. **Journal of Cleaner Production**, 13, 2005.

DALGAARD, R. et al. LCA of soybean meal. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 13, 2008.

EKVALL, T.; WEIDEMA, B. P. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 9, 2004.

FINNVEDEN, G. et al. Recent developments in life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, 91, 2009.

MATHIESEN, B. V. et al. Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. **Journal of Cleaner Production**, 17, 2009.

SANDÉN, B. A. et al. Positive and negative feedback in consequential life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, 15, 2006.

THOMASSEN, M. A. et al. Attributional and consequential LCA of milk production. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 13, 2008.

TILLMAN, A. M. Significance of decision-making for LCA methodology. **Environmental Impact Assessment Review**, 20, 2000.

WEIDEMA, B. et al. Marginal production technologies for life cycle inventories. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 4, 1999.

WEIDEMA, B. Market information in life cycle assessment. **Environmental Project n. 863**, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, 2003.



INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DE PORCELANATO ESMALTADO OBTIDO VIA ROTA ÚMIDA DE PROCESSAMENTO

Luiz Alexandre Kulay ; Adriana Petrella Hansen; Gil Anderi da Silva*

RESUMO

O Brasil se destaca no cenário mundial de produção de cerâmica de revestimento, segmento que se consagra também por proporcionar impactos ambientais negativos, tanto em termos de consumo de recursos, como de geração de rejeitos. O presente estudo se propôs a dar uma contribuição para o tema, examinando o perfil de desempenho ambiental de um bem de uso relativamente freqüente no setor em questão: o porcelanato esmaltado. A fim de atender de maneira satisfatória a tal intento, efetuou-se a aplicação da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida com abordagem limitada à elaboração do Inventário de Ciclo de Vida (ICV), e escopo do ‘berço ao portão’. Para efeito de quantificação, tomou-se por unidade funcional “*produzir 1000 kg de porcelanato esmaltado branco*”. Como cobertura tecnológica, considerou-se a via úmida de produção. As cargas ambientais mais significativas associadas ao porcelanato residem no gás natural – consumido na atomização e sinterização de peças; e nos transportes de matérias-primas minerais, desde as minerações, até o processamento. A fim de melhorar o desempenho ambiental do porcelanato foram sugeridas modificações de processo nos méritos do aumento de eficiência no uso de ar quente, e da revisão dos transportes de insumos.

PALAVRAS-CHAVE: Porcelanato esmaltado; Inventário de Ciclo de Vida; ICV; Cerâmica.

INTRODUÇÃO

A cerâmica para revestimento constitui segmento da indústria de transformação de capital intensivo, inserido na área de materiais não-metálicos que gera bens como azulejos, pastilhas, lajotas, grés, e pisos e porcelanatos de uso regular na construção civil.

O Brasil tem papel importante nesse mercado em nível mundial. Tanto isso é verdade que em 2008, o país ocupou o segundo lugar entre os produtores – ao fabricar 713 milhões de m² de áreas recobertas – e o quinto posto entre os exportadores – ao superar os 305 milhões de m² de revestimentos comercializados com o exterior (ANFACER, 2009).

Os porcelanatos se destacam entre os revestimentos em decorrência das tendências arquitetônicas e decorativas atuais. Por outro lado a indústria de revestimentos, de forma geral, e a de porcelanatos, em específico, demonstram desempenho ambiental questionável. Tal afirmação se fundamenta na intensiva extração de recursos naturais de origem mineral pelo setor – que apenas em 2008 debitou do patrimônio nacional mais de seis milhões de toneladas de argilas, caulim, filito, rochas feldspáticas, talco, carbonatos e quartzo; e no significativo consumo de eletricidade e de combustíveis fósseis (ANFACER, 2009).

* Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química. Av. Prof. Luciano Gualberto, tr. 3, nº. 308, Cidade Universitária, São Paulo, CEP: 05508-900, São Paulo, Brasil. +55(11) 3091-2213 / luiz.kulay@poli.usp.br.

Atenta a tais circunstâncias, uma importante corporação do setor de revestimentos cerâmicos decidiu reavaliar suas atividades com vistas a melhorar o desempenho de um de seus principais produtos – o porcelanato esmaltado branco – em termos de Ecoeficiência.

Para auxiliar no atendimento desse propósito, empregou-se a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) uma técnica de diagnóstico de envergadura sistêmica, própria para análises dessa natureza. A aplicação da ACV foi limitada quanto à abrangência, a uma abordagem do tipo "berço–ao–portão da fábrica"; e, em termos metodológicos, esta se restringiu a elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV). O presente estudo traz o resultado desta análise, bem como sugere ações de melhoria a partir de tais levantamentos.

BREVE CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE PRODUTO EM ESTUDO

O processo por via úmida apresenta maior qualidade do produto final. Este fato por si, já justificaria a adoção de tal tecnologia no processamento de revestimentos tais como o porcelanato. No entanto, problemas operacionais e custos de produção altos fazem com que apenas 31% do produto nacional sejam obtidos por tal rota tecnológica (ANFACER, 2009).

Por serem claros, os revestimentos obtidos pela via úmida são formulados partindo-se de argilas, caulim, filito, feldspatos, talco, carbonatos e quartzo (QUINTERO *et al.*, 1995). Uma mistura gerada desses recursos naturais é moída a úmido, e homogeneizada em moinho de bolas. O produto da moagem – a barbotina – deverá ser seco e atomizado.

Assim, o material é bombeado para câmara de secagem ventilada com ar aquecido a 500 – 600°C pela queima de gás natural. A pulverização da barbotina no meio faz evaporar instantaneamente a água, formando partículas de dimensão reduzida (45 – 1700 µm) e perfil arredondado (RIBEIRO, VENTURA e LABRINCHA, 2001). Os granulados secos são separados do ar quente e úmido, seguindo para conformação por prensagem.

Pereira (2004) reporta que a pressão exercida sobre o pó, entre 20 – 50 MPa, busca deformar e realocar as partículas gerando um produto compacto conhecido por revestimento verde.

O revestimento verde tem seu teor de umidade ajustado a 1% em massa por meio de outra secagem com ar aquecido a 170°C. O acabamento superficial do porcelanato se dá por esmaltação, a partir de fritas cerâmicas de natureza vítrea que recobrem a superfície da peça suporte. O esmalte compõe-se de caulim, areia, pigmentos e óxidos. O processo se encerra com a sinterização da peça. Oliveira (2008) recomenda que a sinterização ocorra entre 1000-1100°C de acordo com o tipo de fritas. Também neste caso é usual empregar gás natural para produção de energia. Na sinterização ocorrem transformações da estrutura da matéria como eliminação de água, combustão de orgânicos, e colapso de retículos minerais argilosos que conferem estabilidade química, dureza e compactação ao revestimento. As emissões atmosféricas decorrentes da queima, e as peças fora de

especificação são as principais perdas do processo. O produto final é conhecido no setor como porcelanato queimado e esmaltado.

Por motivos de confidencialidade, outros pormenores do sistema em análise não puderam ser apresentados neste documento. No entanto, a descrição supramencionada ilustra de maneira fiel e suficiente a obtenção do porcelanato esmaltado em termos de tecnologia para os fins a que este estudo se destina.

AValiação DO CICLO DE VIDA DO PORCELANATO ESMALTADO

O estudo de ACV do processamento do porcelanato esmaltado foi fundamentado na padronização metodológica da norma ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009). Assim, foram estabelecidos para efeito de definição de escopo, os seguintes requisitos técnicos:

a) *Sistema de Produto*: este consiste do porcelanato esmaltado branco. Admitiu-se para efeito de análise que sua formulação compõe-se de: 50% argilas; 19% filito; 17% feldspato; 10% caulim e 4% talco (% mássica e base seca). Como formulação do esmalte empregou-se: 58% SiO₂; 11% ZrO₂; 10% CaO; e 21% de outros constituintes (% mássica e base úmida).

b) *Função*: produzir porcelanato esmaltado.

c) *Unidade Funcional*: produzir 1000 kg de porcelanato esmaltado.

d) *Fronteiras do Sistema de Produto*: compreenderam todas as etapas de processamento do porcelanato desde a extração de recursos minerais, até o acabamento do produto.

Foi também contemplado o transporte de matérias-primas entre as minas e a planta fabril; além da produção e do transporte de gás natural, de água de processo, e de energia elétrica.

e) *Tipo de dados*: os consumos de recursos e gerações de rejeitos associados à fabricação de porcelanato advêm de dados primários disponibilizados pela organização interessada na ACV. O mesmo ocorreu com os aspectos ambientais relacionados aos transportes de insumos. Os demais processos elementares foram modelados a partir de dados secundários.

f) *Critérios de exclusão*: foram desconsideradas do ICV cargas ambientais com contribuições cumulativas em termos mássicos ou energéticos inferiores ao patamar de 2%. Foram também excluídas cargas ambientais de baixa significância ambiental, nos termos estabelecidos pela norma ABNT NBR ISO 14044 para tal requisito.

g) *Critérios de Qualidade dos dados*: Cobertura temporal: dados primários foram levantados continuamente durante quatro meses, ao longo do biênio 2008-2009. Cobertura Geográfica: compreende os Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, nos sítios em que se localizam as minas de extração de rocha e a unidade de produção de porcelanato. Por fim, considerou-se a via úmida de processamento por cobertura tecnológica da obtenção do bem.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O ICV do porcelanato esmaltado branco foi produzido com o auxílio da ferramenta computacional SimaPro 7 – versão 7.2.4 (PRECONSULTANTS, 2009). A partir desta análise foram determinados exatos 772 aspectos ambientais. A Tabela 1 traz valores consolidados para vinte e sete aspectos ambientais de entrada e saída medidos em suas unidades específicas – de bases mássicas, volumétricas, e de área, por 1000 kg de porcelanato esmaltado – para as condições definidas de realização da ACV.

Uma análise deste conteúdo indica que os consumos de minerais para produção e acabamento do porcelanato aparecem com cargas ambientais significativas do processo, ainda que as perdas materiais da mineração variem de maneira significativa, entre 4 – 7%.

São expressivos os consumos de gás natural – na atomização e sinterização da peça – e de óleo cru, para produção de diesel – no transporte de matérias-primas. Como 43,7% da demanda de gás natural para regiões Sul e Sudeste do país são supridos via importação desde a Bolívia (BEN, 2009), as cargas ambientais a ele associadas – via perdas e emissões geradas, sobretudo no transporte – foram atribuídas ao porcelanato.

Tabela 1. ICV da produção de 1000 kg de porcelanato esmaltado branco.

Substancia	Compartimento	Aspecto Ambiental (/1000 kg de porcelanato esmaltado branco)
Correntes de Entrada		
Gás natural (m ³)	Recurso natural	2.05E+02
Ar atmosférico (kg)	Recurso natural	2.25E+03
Água (kg)	Recurso natural	8.79E+02
Argila (kg)	Recurso natural	5.09E+02
Filito (kg)	Recurso natural	1.93E+02
Feldspato (kg)	Recurso natural	1.73E+02
Caolinita (kg)	Recurso natural	1.02E+02
Talco (kg)	Recurso natural	4.23E+01
Petróleo cru (kg)	Recurso natural	4.88E+01
Correntes de Saída		
Energia residual na forma de calor (MJ)	Rejeito energético	2.70E+03
CO ₂ (fóssil) (kg)	Emissão atmosférica	2.42E+02
CO ₂ (transporte) (kg)	Emissão atmosférica	1.54E+02
NO _x (kg)	Emissão atmosférica	1.66E+00
CO ₂ (biogênico) (kg)	Emissão atmosférica	1.30E+00
CO (kg)	Emissão atmosférica	4.92E-01
CH ₄ (fóssil) (kg)	Emissão atmosférica	3.59E-01
SO _x (kg)	Emissão atmosférica	3.25E-01
CH ₄ (kg)	Emissão atmosférica	2.38E-01
CH ₄ (biogênico) (kg)	Emissão atmosférica	1.26E-01
N ₂ O (kg)	Emissão atmosférica	1.75E-02

Tabela 1. ICV da produção de 1000 kg de porcelanato esmaltado branco. (continuação)

Substancia	Compartimento	Aspecto Ambiental (/1000 kg de porcelanato esmaltado branco)
Correntes de Saída		
Particulado < 10 µm (fonte estacionaria) (kg)	Emissão atmosférica	1.86E-01
Particulado < 10 µm (fonte móvel) (kg)	Emissão atmosférica	9.13E-02
DQO (kg)	Efluente líquido	1.34E-01
DBO ₅ (kg)	Efluente líquido	1.19E-01
Resíduos de processo (kg)	Resíduo sólido	3.20E+01
Uso e Transformação do Solo		
Ocupação do solo (mineração) (m ² a)	Uso do solo	1.53E-01
Transformação do solo (mineração) (m ² a)	Uso do solo	3.99E-02

Da mesma forma, 71,1% e 80,3% dos totais respectivamente de DQO e DBO apontados na Tabela 1 decorrem da extração de gás natural de poços brasileiros localizados *off-shore*.

Emissões atmosféricas de óxidos de enxofre e nitrogênio – SO_x e NO_x, de gases de efeito estufa como dióxido de carbono e oxido nitroso – CO₂ e N₂O, e material particulado com granulométrica inferior a 10µm proveniente de fontes móveis advêm em sua totalidade do transporte de minerais desde as áreas de extração. Isso se explica pelos deslocamentos, que variam entre 45 e 650 km, características do óleo diesel, e pelas condições de conservação dos veículos empregados nessa atividade.

Destaquem-se por fim, aspectos ambientais associados ao uso e transformação do solo, e a emissão de partículas de fonte estacionária de dimensão inferior a 10µm gerados das minerações de feldspato e caulim. Deve-se salientar que os inventários de ciclo de vida desses materiais foram gerados a partir de dados secundários e assim, a validade dos resultados merece ser mais bem explorada.

CONCLUSÕES

A adoção de medidas que racionalizem o uso de energia no processo, que melhorem suas lógicas de controle, e reduzam perdas por arraste de material particulado pela chaminé são indicadas para diminuição de cargas ambientais associadas ao gás natural.

No tocante ao transporte, alterações geográficas dos locais de extração de matérias-primas e/ou de processamento do porcelanato seriam ações naturais para melhoria de desempenho ambiental. Esta ação, no entanto, poderia resultar em impactos socioeconômicos significativos. Assim sendo e, de maneira alternativa, sugere-se examinar a substituição dos veículos transportadores por modelos mais modernos.

O estudo seguirá com o detalhamento das soluções propostas. Os constrangimentos ambientais gerados em decorrência de tais modificações serão novamente examinados por meio da

ACV. Além disso, o caso em análise será objeto de aplicação de técnicas capazes de examinar as dimensões econômica e social da sustentabilidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

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

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE FABRICANTES DE CERÂMICA PARA REVESTIMENTO. Estatísticas do Setor. **Anuário Eletrônico 2008**. Disponível em: <<http://www.anfacer.org.br/>>. Acesso em: 31 mai. 2009.

BRASIL. **Balanco Energético Nacional – BEN**. Ministério de Minas e Energia. Brasília. 2009. 194pg.

OLIVEIRA, M. C. **Guia técnico ambiental da indústria de cerâmicas branca e de revestimentos**. São Paulo: CETESB, 2008.

QUINTEIRO, E.; CASTRAL JR., J.; PINATTI, A. & BOSCHI, A. O. Estudo comparativo de massas de revestimento para processamento via seca e via úmida. In: Anais XXXIX Congresso Brasileiro de Cerâmica. Águas de Lindóia, 1995. **Anais**. Águas de Lindóia ABC. 2: p.434-439.

PEREIRA, S. W. **Análise ambiental do processo produtivo de pisos cerâmicos**. Aplicação de avaliação do ciclo de vida. 2004. F.122. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)– Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2004.

RIBEIRO, M. J.; VENTURA, J. M.; LABRINCHA, J. A. A Atomização como Processo de Obtenção de Pós para a Indústria Cerâmica. **Cerâmica Industrial**. (6) – No. 5. 2001 – pg.1-7.

PRECONSULTATS. **SimaPro 7** – versão 7.2.4. ©PreConsultants Amersfoort, the Netherlands. 2009.



INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DO PINHÃO MANSO DESTINADO À PRODUÇÃO DE BIODIESEL

Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura* ; Gil Anderi da Silva; Luiz Alexandre Kulay; Bruno Galvêas Laviola

RESUMO

O pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) é uma espécie produtora de óleo não comestível com potencial para a produção de biodiesel. É amplamente cultivada na Ásia para este fim. No Brasil, os primeiros cultivos comerciais de pinhão manso foram implantados recentemente e estão prestes a atingir o estágio produtivo. O interesse por esta cultura deve-se à sua rusticidade e adaptabilidade às mais diversas condições *edafoclimáticas*, inclusive a solos marginais e degradados, inaptos para a produção de alimentos. Entretanto, esta é uma espécie exótica e ainda não completamente domesticada, que em algumas regiões do Brasil tem sido cultivada como monocultura e em grande escala. Os impactos ambientais da cultura do pinhão manso para produção de biodiesel no Brasil merecem estudo. O objetivo deste trabalho é contribuir para a avaliação do desempenho ambiental desta cultura, por meio da realização do inventário de um dos sistemas componentes do ciclo de vida do biodiesel de pinhão manso, a produção de grãos, considerando condições de cultivo adotadas no Brasil. Este trabalho será futuramente expandido, avaliando-se outros sistemas de produção de grãos e abrangendo-se outros sistemas do ciclo de vida do produto.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação do Ciclo de Vida; Produção agrícola; *Jatropha curcas* L.

INTRODUÇÃO

A demanda mundial por biocombustíveis, dentre eles o biodiesel, é crescente e o Brasil tem potencial para se tornar um grande produtor e exportador. O biodiesel é um combustível alternativo ao petrodiesel, derivado de óleos vegetais ou de gordura residual animal. Apresenta propriedades semelhantes às do petrodiesel e pode ser usado em motores que operem em ciclo diesel, com a vantagem de gerar uma queima mais eficiente.

Dentre as oleaginosas empregadas para a produção de biodiesel, o pinhão manso é uma espécie promissora, por apresentar uma elevada produtividade de óleo por área – 1,5 t/ha (ABPPM, 2009). Atualmente, há cerca de 60 mil hectares de área plantada de pinhão manso no Brasil, nas regiões Centro-Oeste, Norte e Sudeste e estimativas da Associação Brasileira de Produtores de Pinhão Manso (ABPPM) indicam que a área plantada deve alcançar 750 mil hectares em 2020. Os plantios comerciais de pinhão manso no país foram iniciados em 2006 e só agora atingem a maturidade, quando passam a expressar sua máxima capacidade produtiva. As condições técnicas para a produção de grãos de pinhão manso no Brasil ainda estão sendo consolidadas. Para a fase agrícola, um dos sistemas de produção mais adotados é o cultivo mínimo, com operações de manejo, colheita e pós-colheita manuais, estudado neste trabalho.

* Embrapa Meio Ambiente. Rod. SP 340, Km 127,5, Caixa Postal 69, Jaguariúna, CEP: 13820-000, São Paulo, Brasil. +55(19) 3311-2700 / marília@cnpma.embrapa.br.

O interesse pela cultura do pinhão manso se deve à sua adaptabilidade a áreas marginais e degradadas, inaptas para a produção de alimentos. Além disso, é uma cultura perene e mobilizadora de mão-de-obra, potencial geradora de renda e empregos. Por outro lado, é uma espécie exótica e ainda não completamente domesticada. No contexto prospectivo da incorporação do biodiesel de pinhão manso à matriz energética brasileira, os potenciais impactos ambientais associados à sua produção nas condições tecnológicas praticadas no país devem ser avaliados. Assim sendo, propôs-se um projeto de pesquisa para tratar do tema. O presente estudo, que consiste na primeira etapa desta incursão de pesquisa, avaliou o desempenho ambiental da produção de grãos de pinhão manso, com nível de elaboração de um Inventário de Ciclo de Vida (ICV). Para tanto, adotou-se uma abordagem do tipo “berço–ao–portão”, restrita à etapa agrícola de produção.

INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DOS GRÃOS DE PINHÃO MANSO

Definição do Objetivo e Escopo

O objetivo do presente estudo é avaliar o desempenho ambiental da produção de grãos de pinhão manso nas condições agrícolas em que é praticada no Brasil.

Dado que a estrutura metodológica deste estudo baseou-se na norma ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009), para a definição de escopo foram estabelecidos os seguintes requisitos:

- a) Sistema de Produto: grãos de pinhão manso, cuja composição apresenta teores médios (base mássica) de casca de 35,5–47,7%; amêndoa, de 50–65%; e óleo, de 24–34%.
- b) Função: produzir grãos de pinhão manso para a síntese de biodiesel.
- c) Unidade Funcional: produzir grãos de pinhão manso para a síntese de biodiesel em 1 ha de área por 20 anos.
- d) Tipo de Dados: os consumos de recursos na produção de grãos de pinhão manso advêm de dados secundários coletados em fontes bibliográficas adequadas e atuais, sendo as principais Dias *et al.*, 2007; Laviola, 2009; Paulino, 2009; e Whitaker & Heath, 2008.
- e) Critérios de Exclusão: por ser este um estudo prospectivo; pelo fato da cadeia produtiva do pinhão manso não estar completamente estabelecida; e pela escassez de dados, foram consideradas no ICV todas as entradas que atendessem ao padrão tecnológico definido.
- f) Critérios de Qualidade dos Dados. Cobertura temporal: os dados usados na determinação do ICV de grãos de pinhão manso estão compreendidos entre 2006 e 2010. Cobertura geográfica: abrange as atuais regiões produtoras brasileiras, Centro-Oeste, Sudeste e o estado de Tocantins. Cobertura tecnológica: o sistema produtivo em análise emprega o cultivo mínimo e o trabalho manual nas etapas de manejo da cultura, colheita e pós-colheita e adota por referência o sistema de produção recomendado por Dias *et al.* (2007), ajustado por Laviola (2009), para o Cerrado Mineiro e para a pequena escala de produção.

- g) Fronteiras do Sistema de Produto: foram abrangidas pelo sistema de produto a produção de mudas e a produção de grãos de pinhão manso, incluindo o beneficiamento pós-colheita. Dentro dos limites do sistema de produto não são usados meios de transporte. Por serem adotados processos manuais, não há consumo de óleo diesel e energia elétrica. As Figuras 1 e 2 apresentam os processos elementares e os aspectos ambientais de entrada e saída da produção de mudas e de grãos de pinhão manso, respectivamente.
- h) Procedimentos de alocação: assumiu-se a geração de um único produto, já que os resíduos vegetais congelados atualmente não têm uso.

Inventário do Ciclo de Vida

Para a elaboração do inventário da produção de mudas de pinhão manso (Tabela 1), assumiu-se que para a implantação de 1 ha da cultura, na densidade de 1250 plantas/ha e com uma porcentagem de perdas de 10%, são necessárias 1375 mudas e 1,14 m³ de substrato.

O consumo de água foi calculado considerando-se o volume médio consumido desde o início da emergência das mudas de pinhão manso até o seu estágio final, usando saco plástico de 500 cm³ e diferentes substratos, equivalente a 0,81 L de água/muda. Considerou-se que o superfosfato simples contém 18,4% de P₂O₅ (KULAY, 2000) e que o cloreto de potássio (KCl) contém 63,65% de K₂O (SILVA, RIBEIRO & KULAY, 2006). Os sacos para mudas são compostos por polietileno de baixa densidade linear (LLDPE), cuja massa equivalente a 7 g/unidade. Assumiu-se o uso de 2 sementes/saco de muda e o peso médio da semente de 0,54g. Considerou-se o uso de 27 pastilhas de 27g de fosfato de alumínio como desinfestante.



Figura 1. Sistema de produção de mudas de pinhão manso. Em verde, entradas; em vermelho, saídas do sistema.

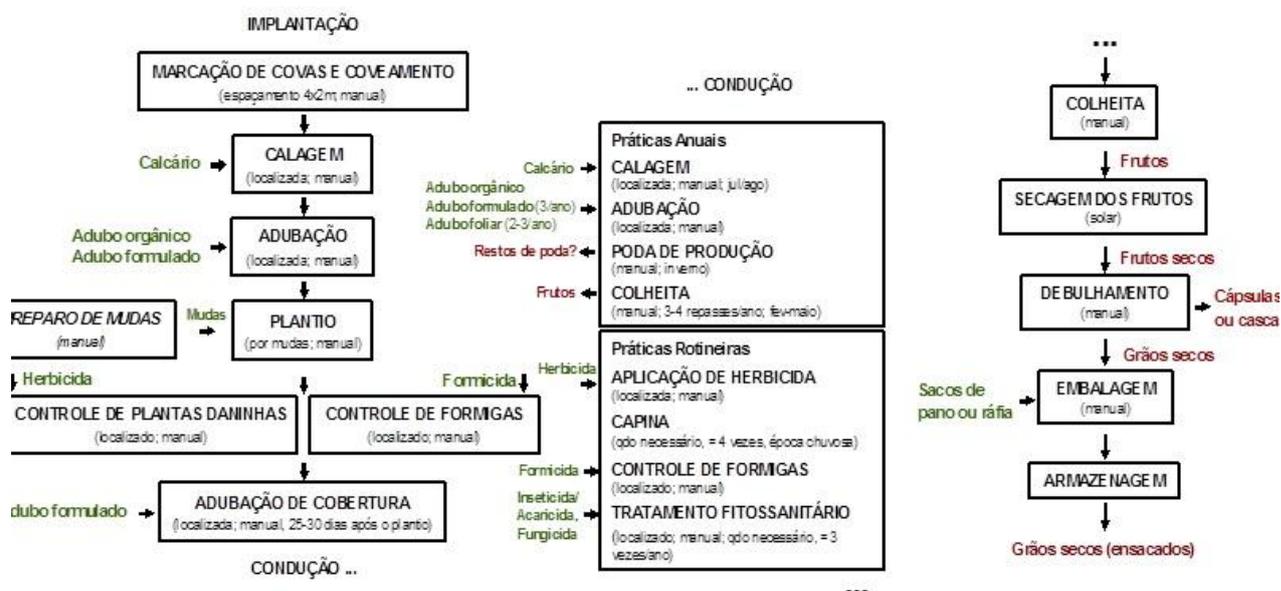


Figura 2. Sistema de produção de grãos de pinhão manso. Em verde, entradas; em vermelho, saídas do sistema.

Para a construção do inventário da produção de grãos de pinhão manso, para a implantação e a manutenção de 1 ha por 20 anos (Tabela 1), tomou-se por base a referência de Dias *et al.* (2007), ajustada por Laviola (2009). Os ajustes corresponderam à transformação dos valores, originalmente calculados para uma densidade de 1111 plantas/ha, para a densidade de 1250 plantas/ha, exceto para o herbicida e o formicida. Considerou-se a aplicação de herbicida para todos os anos; a partir do 3º ano, considerou-se um consumo de herbicida equivalente a 80% do usado nos anos anteriores; a partir do 4º ano, considerou-se um consumo de formicida equivalente a 50% do usado no 3º ano. Considerou-se o uso de calcário durante toda a produção, na quantidade indicada para os primeiros anos, e desconsiderou-se o uso de gesso.

O fertilizante formulado correspondeu a: 0 a 1 ano, 20-00-15; após 1 ano, 20-10-15. Considerou-se que a uréia contém com 46,67% de N (SILVA, RIBEIRO & KULAY, 2006). O fertilizante foliar era composto por ácido bórico (com 17% de B), sulfato de zinco (com 20% de Zn), KCl, sulfato de cobre (com 13% de Cu) e enxofre (com 80% de S). Adotou-se as quantidades de fertilizante foliar/ha/ano indicadas no capítulo “Custos e Rentabilidade” de Dias *et al.* (2007), considerando 5 elementos químicos e quantidades iguais de cada elemento.

Tabela 1. Inventário da produção de mudas e grãos de pinhão manso, para a implantação e manutenção de 1 hectare por 20 anos.

Entradas e saídas do sistema	Produção de mudas	Produção de grãos	Total
Saídas conhecidas para a tecnosfera			
Mudas de pinhão manso (p)	1,38E+03		
Grãos de pinhão manso secos (kg)		7,95E+04	7,95E+04
Entradas conhecidas da natureza (recursos)			
Terra de subsolo, extraída para uso (kg)	1,24E+03		1,24E+03
Água, origem natural não específica (m ³)	1,11E+00	2,8E+01	2,91E+01

Tabela 1. Inventário da produção de mudas e grãos de pinhão manso, para a implantação e manutenção de 1 hectare por 20 anos. (continuação)

Entradas e saídas do sistema	Produção de mudas	Produção de grãos	Total
Entradas conhecidas da tecnosfera (recursos)			
Sementes de pinhão manso (kg)	1,49E+00		1,49E+00
Mudas de pinhão manso (p)		1,38E+03	
Esterco (kg)	1,03E+02	2,00E+04	2,01E+04
Calcário (kg)	2,28E+00	4,60E+03	4,60E+03
Uréia, como N (kg)		2,46E+03	2,46E+03
Superfosfato simples, como P ₂ O ₅ (kg)	1,05E+00	1,18E+03	1,18E+03
Cloreto de potássio, como K ₂ O (kg)	3,57E-01	1,86E+03	1,86E+03
Ácido bórico, como B (kg)		2,09E+00	2,09E+00
Sulfato de zinco, como Zn (kg)		2,46E+00	2,46E+00
Sulfato de cobre, como Cu (kg)		1,59E+00	1,59E+00
Enxofre comercial, como S (kg)		9,84E+00	9,84E+00
Fosfeto de alumínio (kg)	7,29E-01		7,29E-01
Glifosato (kg)		1,64E+01	1,64E+01
Inseticidas (kg)		6,35E+01	6,35E+01
Fungicidas (kg)		4,28E+01	4,28E+01
Nonil fenoxi poli (etilenoxi) etanol (kg)		8,1E+00	8,1E+00
Polietileno, LLDPE (kg)	9,63E+00		9,63E+00

Ainda não existem no Brasil produtos fitossanitários aprovados para a cultura do pinhão manso. Trabalhou-se com a hipótese de serem utilizados: como herbicida, o Glifosato; como formicida, o Fipronil; como inseticida, o Tiametoxam e Lambda-cialotrina e a Abamectina; como fungicida, o Tiofanato metílico; como espalhante adesivo, o Nonil fenoxi poli (etilenoxi) etanol. Optou-se por este adjuvante por haver registro de seu uso em experimentos com pinhão manso e por ser compatível com todos os tipos de agroquímicos. São necessários 40,50 L do produto comercial/ha/20 anos; a concentração do princípio ativo no produto é de 20% m/v.

DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

Apesar da cultura do pinhão manso ser considerada pouco exigente quanto a nutrientes e resistente a pragas e doenças, o ICV da produção de grãos mostrou um consumo elevado de calcário e fertilizantes, particularmente o orgânico e o nitrogenado. Embora o consumo de produtos fitossanitários não seja elevado em termos absolutos, é alto, comparado ao de outras oleaginosas perenes. Cabe lembrar que este inventário corresponde a uma produção também elevada, de 79,5 t de grãos de pinhão manso secos. Também deve-se considerar que, por se tratar de uma cadeia produtiva ainda em estabelecimento, soluções como o aproveitamento de resíduos vegetais e agroindustriais da própria cadeia, que poderiam reduzir o aporte de insumos externos, ainda não têm sido praticadas. Até o momento, não existem tecnologias alternativas ao controle químico de pragas e doenças. O amadurecimento da cadeia produtiva do pinhão manso e a oferta de novas tecnologias poderá alterar este quadro. Por fim, deve ser ressaltado que aspectos importantes não foram incluídos neste ICV,

como as emissões geradas no sistema de produto, devido à indisponibilidade de dados. Assim sendo, este trabalho não pode ser considerado conclusivo, mas sim uma primeira contribuição ao tema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações, Rio de Janeiro, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE PINHÃO MANSO. Disponível em: <<http://www.abppm.com.br>>. Acesso em: 17 jul. 2009.

DIAS, L. A. S. et al. **Cultivo de pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) para produção de óleo combustível**. Viçosa, MG: UFV, 2007. 40 p.

KULAY, L. A. **Desenvolvimento de modelo de análise de ciclo de vida adequado às condições brasileiras: aplicação ao caso do superfosfato simples**. 2000. 141f. Dissertação (Mestrado em Engenharia)- Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo. 2000.

LAVIOLA, B. G. Pesquisador da Embrapa Agroenergia. **Comunicação pessoal**. 2009.

PAULINO, J. **Crescimento e qualidade de mudas de pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) produzidas em ambiente protegido**. 2009. 96f. Dissertação (Mestrado em Ciências)- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SILVA, G. A.; RIBEIRO, P. H.; KULAY, L. A. Avaliação do desempenho ambiental dos fertilizantes químicos produzidos no Brasil. In: XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 2006. **Anais...** 2006.

WHITAKER, M.; HEATH, G. **Life Cycle Assessment of the use of *Jatropha* biodiesel in Indian locomotives**. Golden: NREL, 2008. 88 p.



A INFLUÊNCIA DA EXPANSÃO DO ESCOPO DE INVENTÁRIO NOS RESULTADOS DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (GEE) DA MATRIZ ELÉTRICA BRASILEIRA

*Diego Lima Medeiros**; Asher Kiperstok; Sérgio Telles de Oliva

RESUMO

Depois da constatação do potencial impacto que as mudanças climáticas podem causar a humanidade, foram tomadas algumas ações como a aprovação do Protocolo de Kyoto e a composição de esquemas de controle e transação de emissões. Uma etapa fundamental nesses programas é a quantificação das emissões de gases de efeito estufa, mais conhecida como a etapa de inventário, onde são contabilizadas emissões diretas e/ou indiretas de uma atividade. Para tornar essa etapa menos custosa e menos cansativa, são frequentemente utilizados fatores de emissão específicos que foram previamente calculados a partir de inventários. No presente trabalho foi avaliada a influência das diferentes abordagens de Escopo que estão sendo utilizadas em inventários de gases de efeito estufa. Nesse caso analisou-se o fator de emissão resultante do setor de geração e distribuição de energia elétrica do país. A partir dos resultados encontrados, foi constatada a necessidade da elaboração de metodologias específicas para cálculo de inventários de gases de efeito estufa. Essa metodologia deve, de forma padronizada, dar um suporte mais realístico a tomada de decisão referente ao impacto no clima.

PALAVRAS-CHAVE: Inventário; Escopo; Gases de Efeito Estufa; Energia Elétrica; Avaliação do Ciclo de Vida.

INTRODUÇÃO

As emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) advindas das atividades humanas são apontadas como a causa do aquecimento global (IPCC, 2007). Cada GEE têm um Potencial de Aquecimento Global (PAG) específico. O PAG do dióxido de carbono é utilizado como referência, sendo assim, todos os outros GEE são convertidos para equivalentes de dióxido de carbono (CO₂e) através dos fatores de conversão dados pelo IPCC (2007). Na contabilização das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) são construídos inventários a fim de levantar todas as emissões atribuídas a uma unidade de referência (processo, produto ou serviço) resultando no indicador de CO₂.

Um inventário de GEE pode ter diferentes abrangências de escopos. Eles são divididos em três tipos. O Escopo 1 quantifica apenas as emissões diretas de uma unidade de processo. As emissões relacionadas à aquisição de energia, que ocorrem fora dos limites da unidade, por exemplo, a aquisição de energia elétrica são contabilizadas no Escopo 2. O inventário de Escopo 3 contabiliza qualquer outra emissão indireta realizada por terceiros e que de alguma forma tem relação com o processo ou produto avaliado. A abordagem de inventário de Escopo 3 considera ainda fontes importantes que estão ao longo da cadeia de valor. O conceito de Ciclo de Vida (ISO 14040, 2009) tenta fazer uso da abordagem de Escopo 3 da forma mais abrangente possível, mas ainda carece de algumas definições.

* Escola Politécnica/UFBA – Rede TECLIM. Departamento de Engenharia Ambiental. Rua Profº Aristides Novis, 02, 4º andar, Federação, Salvador, CEP: 40.210-630, Bahia, Brasil. +55(71) 3235-4436, Fax: +55(71) 3283-9892 / diegomedeiros350@gmail.com.

Um dos fatores de emissão mais importantes para a construção de inventários de GEE esta relacionado ao consumo de energia elétrica, no caso do Brasil é o Sistema Interligado Nacional (SIN). Ele reflete todas as fontes de energia que são transformadas para energia elétrica e consumidas no país. Estes fatores são utilizados nas quantificações do Escopo 2 que são obrigatórias em inventários de GEE devendo ser transparentes e exatos, para garantirem a qualidade do inventário.

Uma análise crítica sobre as abordagens que vem sendo utilizadas na quantificação e reporte de inventários de GEE foi desenvolvida neste trabalho, utilizando dados da literatura acerca da emissão de energia elétrica consumida no país.

EMISSÕES DE GEE DA ENERGIA ELÉTRICA BRASILEIRA

Os fatores de emissão de GEE são originados a partir de inventários. A depender da abordagem utilizada o resultado da emissão de uma unidade funcional (ex. gramas de CO₂/kWh de energia elétrica) pode variar significativamente.

O Programa Brasileiro GHG Protocol, principal referência para calcular inventários de GEE corporativos no Brasil, sugere o uso do fator de emissão do consumo de energia elétrica fornecido pelo Ministério de Ciência e Tecnologia. A Tabela 1 mostra os resultados do fator de emissão em gramas de CO₂ por kWh de energia elétrica para os últimos quatro anos.

Tabela 1. Fatores de Emissão. (Fonte: MCT, 2009).

Fator Médio Anual	gCO ₂ /kWh
Ano - 2006	32,3
Ano - 2007	29,3
Ano - 2008	48,4
Ano - 2009	24,6

Os valores da Tabela 1 representam as emissões do Sistema Interligado Nacional, ou seja, da geração e distribuição de energia elétrica no país.

Algumas rotulagens ambientais e esquemas de controle e transação de emissões de GEE são mais criteriosos e exigem também a abordagem das emissões do Escopo 3 nos inventários de GEE. O primeiro modelo a expressar as emissões provenientes da geração e distribuição de energia elétrica no Brasil em termos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) resultou em um valor de emissão de 122 g CO₂e*/kWh (COLTRO *et al.*, 2003).

Um grupo de excelência em Análise do Ciclo de Vida da Universidade de Stuttgart na Alemanha compilou um inventário de GEE para a energia elétrica consumida no Brasil. O inventário chamado de *dataset BR: Power grid mix* representa o somatório das emissões de cada fonte que

* CO₂ equivalente ou CO₂e é uma unidade para comparar a força radioativa de um Gás de Efeito Estufa qualquer em termos de dióxido de carbono. Fonte: www.bsi-global.com/PAS2050

compõe a matriz elétrica brasileira, considerando também a energia consumida pelas próprias usinas e as importações. O resultado desse inventário foi de 718,56 g CO₂e/kWh (GABI, 2006).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

É notório que a expansão do inventário para o Escopo 3 causa um aumento significativo no fator de emissão, a exemplo do MCT (2009) e Coltro *et al.* (2003). As emissões do inventário de Escopo 3 também variam a depender dos seus limites e suposições adotadas, como foi visto nos resultados de Coltro *et al.* (2003) e Gabi (2006).

Foi entendido que a abordagem de Escopo 3 consegue quantificar melhor a realidade das emissões dos GEE de um produto ou unidade de produção. Mas ela também carece de definições nos seus limites, para que seja ampla e consistente sem correr o risco de haver dupla contabilização quando incorporado na prática.

A Inglaterra saiu na frente quando criou uma metodologia para quantificar emissões de GEE numa iniciativa conjunta entre a BSI *British Standards*, UK *Defra*^{*} e o *Carbon Trust* resultando no PAS 2050 que se baseia nos métodos de Avaliação de Ciclo de Vida já existentes e estabelecidos pela ISO 14040[†] e ISO 14044[‡], especificando requisitos para a avaliação do ciclo de vida das emissões de GEE provenientes de mercadorias e serviços (BSI-PAS 2050:2008).

Algumas iniciativas como a do *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) junto com o *World Resources Institute* (WRI), instituições que desenvolveram o GHG Protocol (2010), estão desenvolvendo duas normas, uma para inventário de GEE de produto e outra para inventário de GEE corporativo, *Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard and a Corporate Accounting and Reporting Standard: Guidelines for Value Chain (Scope 3) Accounting and Reporting*, a fim de atender melhor a necessidade de quantificação do Escopo 3. Outra iniciativa vem da *International Organization for Standardization* (ISO) que está prestes a lançar a norma internacional ISO 14067 para Pegada de Carbono de Produtos, e também há uma proposta para a norma de Pegada de Carbono de Corporações (FINKBEINER, 2009).

CONCLUSÃO

A contabilização das emissões do Escopo 3 significam um grande avanço no suporte a tomada de decisão mais sustentável, pois ela contabiliza as emissões que foram negligenciadas pelo Escopo 1 trazendo mais robustez aos inventários de GEE.

Visto que as próximas normas de quantificação de inventários de GEE requisitarão também as emissões do Escopo 3, é preciso que o Brasil forneça novos fatores de emissão além de um inventário de

* Department for Environment Food and Rural Affairs.

† ISO 14040:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.

‡ ISO 14044:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.

insumos básicos que atendam aos novos requisitos a fim de prevenir futuros riscos e consolidar o mercado nacional de carbono.

O Brasil tem a vantagem de possuir uma das matrizes elétricas mais limpas do mundo, a qual reflete nas emissões de carbono dos seus produtos. Isso pode representar um diferencial competitivo em um mercado cada vez mais exigente e que busca uma economia de baixo carbono.

A utilização da abordagem de Escopo 3 é uma forma de fomentar o pensamento do Ciclo de Vida pelas empresas e promover uma visão mais holística da sustentabilidade na cadeia de valor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações, Rio de Janeiro, 2009.

BSI PAS: 2050. **Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services**. BSI copyright, October 2008. Disponível em: <www.bsi-global.com/PAS2050>. Acesso em: 8 set. 2010.

COLTRO, L.; GARCIA, E. E. C.; QUEIROZ, G. de C. Life Cycle Inventory for Electric Energy System in Brazil. **International Journal of Life Cycle Assessment** 8 (5) 290-296 (2003).

FINKBEINER, M. Carbon footprint – opportunities and threats. Editorial, **International Journal of Life Cycle Assessment** (2009) 14:91-94.

GABI 4, *Software* and Database for Life Cycle Engineering. **BR:Power grid mix**. Documentation GaBi databases, PE INTERNATIONAL GmbH, Stuttgart, 2006. Disponível em: <http://documentation.gabi-software.com/sample_data/processes/%7Bceb36eee-1612-4101-81a8-0fb8aeac9032%7D.xml>. Acesso em: 4 mar. 2010.

GHG PROTOCOL. **Especificações do Programa Brasileiro GHG Protocol**: Contabilização, Quantificação e Publicação de Inventários Corporativos de Emissões de Gases de Efeito Estufa. Execução FGV CES (Centro de Estudos em Sustentabilidade) e WRI (World Resources Institute), 2010. Disponível em: <<http://www.ghgprotocolbrasil.com.br>>. Acesso em: 8 ago. 2010.

IPCC - Chapter 2. **Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing**. 2007 p. 212. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch>>. Acesso em: 27 mai. 2009.

MINISTÉRIO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). **Fatores de Emissão de CO2 para utilizações que necessitam do fator médio de emissão do Sistema Interligado Nacional do Brasil, como, por exemplo, inventários corporativos**. 2008, Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/305499.html#ancora>>. Acesso em: 27 fev. 2010.

AGRADECIMENTOS

Programa Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologia (INCT) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/MCT)



ADAPTAÇÃO DOS ICVS DE PALMA (DENDÊ) NO BRASIL

Tiago Barreto Rocha* ; Cássia Maria Lie Ugaya

RESUMO

O progressivo crescimento do consumo de combustíveis tem levado governo e sociedade a reformular as fontes de energia. No Brasil, dentre as alternativas em curto prazo, os biocombustíveis líquidos derivados da biomassa têm recebido apoio do governo e dos diferentes seguimentos da sociedade. Uma análise criteriosa dos impactos ambientais da produção, distribuição e uso dos biocombustíveis, todavia, é condição vital para verificar a sustentabilidade dessa alternativa. Para tanto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é a metodologia que melhor se adapta a esse tipo de abordagem, por permitir o estudo desde a extração dos recursos naturais ao descarte final do produto. No entanto, para obtenção de ACVs comparáveis, os Inventários do Ciclo de Vida, precisam estar harmonizados. O objetivo desse estudo foi discutir os critérios de harmonização de inventários de biocombustíveis no Brasil, apresentando uma primeira aproximação para a harmonização do inventário de biodiesel de palma (dendê).

PALAVRAS-CHAVE: ACV; Biodiesel; Sustentabilidade.

INTRODUÇÃO

Em face da crescente preocupação mundial, a produção de energia por meio de fontes renováveis tem ganhado destaque nas agendas dos governos em todo o mundo, dentre as quais merecem destaque os combustíveis líquidos, por ser largamente utilizado nos sistemas de transporte. Isto é constatado pelos dados do *Internacional Energy Outlook* que afirma que o consumo de combustíveis líquidos pode aumentar em aproximadamente 20% até 2035 (EIA, 2010).

No contexto mundial, o Brasil vem sendo apontado como uma grande potência para produção de biocombustíveis líquidos. De acordo com a ANP (2009), somente a produção brasileira de biodiesel saltou de 404 milhões de litros em 2007 para 1,16 bilhões de litros em 2008 e a perspectiva é de que esta produção aumente ainda mais nos próximos anos.

Almeida Neto *et al.* (2004) ressaltam que a sustentabilidade ecológica na produção e o uso de um biocombustível devem considerar aspectos específicos, destacando-se: o monitoramento de toda a cadeia de produção do biocombustível (cultivo, processamento, uso/conversão e destinação dos resíduos), limites da capacidade de regeneração dos recursos naturais (solo, água, etc.), de tal modo que a taxa de utilização não supere a de renovação e evite possíveis concorrências no consumo de recursos naturais utilizados, como por exemplo, água e terra.

O estudo das inter-relações entre a produção de energia e os efeitos ambientais ao longo de todas as atividades do ciclo de vida de um determinado produto é um assunto atual da pesquisa,

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais (PPGEM). Núcleo de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida da UTFPR. Av. Sete de Setembro, 3165, Rebouças, Curitiba, CEP: 80230 – 901, Paraná, Brasil. tiagoaeon@gmail.com.

conhecida na literatura especializada por Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV é eficaz para avaliação dos impactos ambientais associados a um produto ou serviço desde a extração até o descarte.

No entanto, para o desenvolvimento da ACV, a coleta e disponibilização de informações, também denominado de Inventário do Ciclo de Vida (ICV), são decisivas e, portanto, devem ser conduzidas com máxima transparência e confiabilidade. Apesar de a norma ISO 14044 (ISO, 2006) apresentar requisitos para ICVs o caráter genérico pode conduzir os praticantes a desenvolverem ICVs com diferentes padrões que impossibilitam, por conseguinte, que os estudos possam ser comparados.

O objetivo desse estudo foi adaptar os dados do ICV de estudos brasileiros da produção do cacho de dendê, a ser utilizado em ICVs de biodiesel de palma (dendê), para que eles possam ser comparados, entre si, e com outros ICVs de biocombustíveis disponíveis em base de dados internacionais.

METODOLOGIA

Em um primeiro momento foi feita uma busca por estudos publicados como dissertação ou tese que compreendesse os temas: ICV/ACV ou balanço de energia de biodiesel de palma (dendê) no Brasil.

O próximo passo consistiu na adaptação dos ICVs encontrados. Para realização dessa etapa, os diversos estudos identificados foram analisados extraindo a maior quantidade de informações que pudessem compor o inventário do ciclo de vida de acordo com o modelo do Frischknecht *et al.* (2007). O modelo escolhido para adaptação é o mesmo utilizado na maior base de dados de ICV do mundo (*Ecoinvent*) sendo, portanto, largamente utilizada por praticantes de ACV.

A adaptação dos dados existentes e o inventário dos dados ausentes foram feitos de acordo com procedimentos de cálculo detalhados a seguir.

As quantidades de insumos agrícolas e consumo de Diesel foram correlacionadas ao processo elementar, produção de 1kg de cacho de dendê de acordo com as equações 1 e 2.

$$Cd = A \times (P/Qd) \quad \text{Equação 1}$$

$$Ci = Qi/P \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

P é a Produtividade (kg/ha.ano)

Ci corresponde à quantidade de insumo consumida (kg/kg)

Qi corresponde a quantidade de insumo apresentada nos estudos (kg/há)

Qd consiste na quantidade de Diesel (l.ano)

A é a área total plantada (ha)

Cd corresponde ao consumo de Diesel (l/kg)

As emissões de amônia, óxido nitroso, e fósforo, derivadas da aplicação de fertilizantes não foram inventariados para região amazônica, sendo utilizado o seguinte procedimento para o tratamento

desses dados ausentes: considerou-se a emissão de amônia correspondente a 2% da quantidade de nitrogênio contida no fertilizante utilizado (ANDERSEN *et al.*, 2001).

As emissões diretas de N₂O, NO e nitrato foram obtidas de Schmidt (2007) para região da Malásia e adaptados à quantidade de fertilizantes no Brasil de acordo com a equação 3:

$$E = (Er/Qfr) \times Qf \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

E é a emissão (NO ou N₂O) (kg/kg) e,

Er são as emissões de referência na Malásia (kg/kg)

Qfr é a quantidade do fertilizante utilizado como referência na Malásia (kg/kg)

Qf é a quantidade de fertilizante no Brasil (kg/kg)

De acordo com Schmidt (2007), as emissões de fósforo para água correspondem a 2,9% da quantidade de fósforo contida no fertilizante na Malásia. O mesmo fator foi utilizado no caso brasileiro.

As emissões de dióxido de carbono pela conversão de floresta em plantação de dendê (transformação do uso do solo), foram estimadas usando a seguinte equação 4:

$$EC = (ECf - ECd) / P \times 25 \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

EC corresponde às emissões de dióxido de carbono

ECf é o estoque de carbono na floresta, obtido de Cowie et al. (2006)

ECd corresponde ao estoque de carbono no dendê obtido de Cowie et al. (2006)

P é a Produtividade (kg/ha.ano)

O seqüestro de carbono foi considerado igual à quantidade de carbono contido em 1kg de cacho de dendê. Em seguida, para garantir às regras do modelo escolhido os dados foram inseridos no *software* Ecoeditor 2.0*. A comparabilidade foi verificada utilizando o *software* SimaPro7 com o modelo de impacto CML 2001 considerando 4 categorias de impacto: Acidificação, eutrofização, aquecimento global 100a e uso da terra.

Para avaliação da incerteza dos gases causadores de aquecimento global, como por exemplo, as emissões de dióxido de carbono pela mudança do uso da terra, foi utilizada matriz pedigree e análise de monte Carlo como apresentado em Alvarado, 2006. Os coeficientes de variação para categoria aquecimento global são apresentados na Figura 1.

* O *software* Ecoeditor 2.0 foi criado pelo instituto alemão, ifu hamburg GmbH, no intuito de auxiliar o desenvolvimento de ICVs com os padrões da base de dados ecoinvent.

RESULTADOS

Foram identificados dois estudos para produção de cacho de dendê no Brasil, a saber, Fernandes (2009) para região da Bahia e Costa (2008) para região da Bahia e Amazônia. A Tabela 1 mostra o ICV da produção de cacho de dendê adaptado às regras do modelo proposto.

Todos os dados disponíveis nos estudos precisaram de tratamento para atender às regras do modelo. Para o caso da região amazônica alguns dados não puderam ser tratados devido à ausência de informações para repetibilidade do cálculo sendo, portanto, considerados como dados ausentes.

Tabela 1. Quantificação do processo "produção de cacho de dendê".

Nome	Unidade	Comp.	Subcomp.	Amazônia	Bahia	Brasil
Produto de Referência						
Cacho de dendê	kg			1	1	1
Fluxos para o ambiente						
Amônia	kg	ar	baixa população	4,97E-04	7,04E-04	5,38E-04
Monóxido de dinitrogênio	kg	ar	baixa população	1,50E-04	5,67E-04	2,33E-04
Óxido de nitrogênio	kg	ar	baixa população	7,07E-05	2,67E-04	1,09E-04
Dióxido de Carbono, transformação solo	kg	ar	baixa população	2,61E-01	9,91E-01	4,05E-01
Fósforo	kg	água		2,15E-05	6,73E-05	3,05E-05
Nitrato	kg	água		5,67E-03	2,14E-02	8,77E-03
Fluxos do ambiente						
Dióxido de carbono, no ar	kg	ar		1,14E+00	1,14E+00	1,14E+00
Ocupação de solo	m ²			5,26E-01	2,00E+00	8,16E-01
Fluxos da tecnosféra						
Cloreto de potássio, como K ₂ O	kg			2,61E-02	2,78E-02	2,64E-02
Urea, como N	kg			7,11E-03	2,68E-02	1,10E-02
Superfosfato Triplo, como P ₂ O ₅	kg			7,11E-03	2,22E-02	1,01E-02
Transporte caminhão, 7.5-16t, EURO3	tkm			0,00E+00	1,90E-04	3,75E-05
Mg	kg			1,42E-03	0,00E+00	1,14E-03
SO ₂	kg			4,74E-04	0,00E+00	3,80E-04
CaO	kg			4,74E-04	0,00E+00	3,80E-04
Glifosato	kg			9,05E-05	0,00E+00	7,27E-05
Diesel	l			2,87E-03	1,28E-03	2,56E-03

■ Dados ausentes

■ Dados tratados

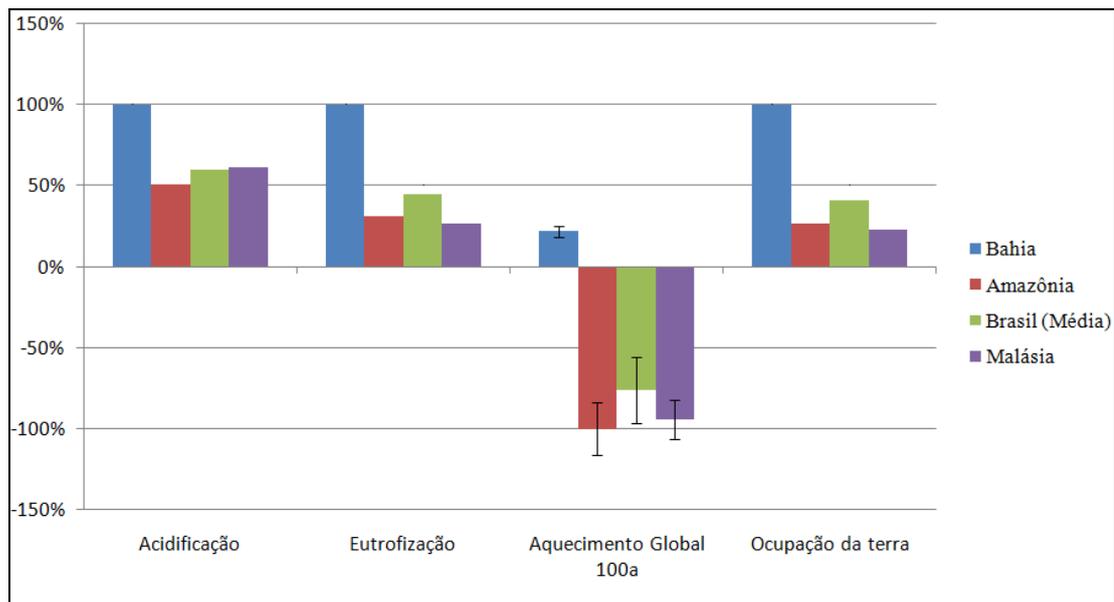


Figura 1. Impacto caracterizado. (Fonte: Método CML 2001).

Como visto na Figura 1, os dados adaptados para as duas regiões do Brasil, puderam ser comparados, entre si e com dados internacionais disponíveis na base de dados *Ecoinvent*.

O resultado da comparação permite, com algumas ressalvas quanto à incerteza dos dados, apontar qual seria a melhor alternativa para produção de cacho de dendê. É importante ressaltar, entretanto, que não existe uma alternativa que seja melhor em todas as categorias de impacto podendo-se recorrer aos elementos adicionais da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de os estudos de inventário de palma no Brasil estarem detalhados, os dados no formato como são apresentados, não atendem a todos os requisitos da base de dados *Ecoinvent*, exigindo um esforço de formatação e adaptação da informação disponível.

Na maioria dos casos, por se tratar de estudos de avaliação energética, as emissões decorrentes da fertilização, bem como as emissões de CO₂ da transformação do uso do solo foram estimadas ou desconsideradas.

Algumas pressuposições assumidas para obtenção de dados ausentes diminuem a qualidade da informação exigindo estudos de incerteza para todas as categorias de impacto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA NETO, J. A.; CRUZ, R. S.; ALVES, J. M.; PIRES, M. M.; ROBRA, S.; PARENTE, E. Balanço energético de ésteres metílicos e etílicos de óleo de mamona. **I Congresso Brasileiro de Mamona**. Campina Grande, 2004.

ALVARADO, C. 2006. **Interpretation, Sensitivity and Uncertainty**. Apresentação Pré Consultants, 2006. Disponível em: <http://simapro.rmit.edu.au/AdvancedPPT/Sensitivity_and_uncertainty.ppt>. Acesso em: 11 out. 2010.

ANDERSEN J. M. et al. **Ammonia emission from agriculture since the mid 80ies**. Faglig rapport fra DMU, nr. 353, Danmarks Miljøunder-søgelse, Miljøministeriet, 2001, Copenhagen.

BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP). **Dados estatísticos: vendas de combustíveis**. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br>>. Acesso em: 10 fev. 2010

COSTA, R. E. **Inventário do Ciclo de Vida do Biodiesel obtido a partir do Óleo de palma para as condições do Brasil e da Colômbia**. 2007. 149f. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal de Itajubá – UNIFEL, Itajubá 2007.

COWIE, A. L. et. al. Does soil carbon loss in biomass production systems Negate the greenhouse benefits of bioenergy? **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 11, p.979-1002, 2006.

ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION (2010), **International Energy Outlook 2010**. Energy Information Administration (EIA), Washington DC.

FERNANDES, I. L. **Avaliação energética e ambiental da produção de óleo de dendê para biodiesel na região do baixo sul, Bahia, Brasil**. 2009. 158f. Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Ilhéus 2009.

FRISCHKNECHT, R. et al. **Ecoinvent**: overview and methodology, Data v 2.0. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 68 p, 2007.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14044**: Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2006.

SCHMIDT, J. H. **Life Cycle Assessment of Rapessed Oil and Palm Oil**. Parte 3: Life cycle inventory of rapeseed oil and palm oil. 276f. Tese de Ph.D, Department of Development and Planning Aalborg University, 2007.



EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DA COMBUSTÃO DO ÓLEO DIESEL DO TRANSPORTE RODOVIÁRIO DE CARGA NO BRASIL PARA ACV

João Paulo Stadler*; Silvia Rosa da Costa Corrêa; Leandro Andrade Pegoraro; Cássia M. Lie Ugaya

RESUMO

Estudos de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) são importantes para análises de eficiência e consequentemente impactos ambientais causados por um processo. No Brasil, observa-se a escassez de estudos de ICV em várias áreas, o que pode ser ocasionado pela falta de dados oficiais e concisos, principalmente sobre o transporte rodoviário de carga, tema desse artigo. O processo de transporte está presente em todos os ciclos de vida de produto por isso, são de extrema importância os estudos das emissões dessa fase do processo. O ICV do Transporte Rodoviário de Carga tem o objetivo de estudar as diversas fontes de emissão dessa fase, sendo que as emissões ocasionadas pela queima de diesel combustível são as mais significativas. Com o intuito de comparar a eficiência ambiental e estimar as emissões geradas pelo transporte de cargas, determinou-se, nesse estudo, fatores de emissão de CO, NOx, NHMC, MP e CO₂ em gramas por tonelada-quilômetro útil, isto é, a quantidade, em massa, emitida ao se transportar uma tonelada de produto por um quilômetro.

PALAVRAS-CHAVES: ICV; Fatores de emissão; Transporte de carga; Brasil.

INTRODUÇÃO

A fase de análise de inventário do ciclo de vida (ICV) consiste na coleta e processamento de dados de entrada e saída associados ao sistema em estudo (ABNT, 2009). Ressalta-se que em países onde há exigências legais (a exemplo da França, México) ou de mercado consumidor (Suíça, EUA, Japão), os ICVs têm crescido substancialmente. A organização dos dados de forma sistemática auxilia na realização de ACVs. Além disso, pode servir de base de informações para estudos de impacto ambiental.

O Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) (Finep/Cnpq) apoia o projeto ICV. Uma das entregas deste projeto é o ICV do transporte rodoviária de carga no Brasil.

Klemann e Ugaya (2008) realizaram um estudo de ICVs de caminhões com o uso do *Ecoinvent* e três métodos de AICV. As autoras identificaram que a maior parte dos impactos ambientais decorrentes do ciclo de vida do caminhão ocorria durante o uso. No uso final do combustível os parâmetros mais importantes são o consumo de combustível (l/km), as emissões de gases e material particulado, a distância transportada (km), e o fator de carga (%), o qual é definido como a proporção (de massa) da carga transportada e carga máxima (capacidade) de um veículo (TANNER *et al.*, 2003).

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais (PPGEM). Núcleo de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida da UTFPR. Av. Sete de Setembro, 3165, Rebouças, Curitiba, CEP: 80230 – 901, Paraná, Brasil. +55(41) 3310-4873 / jp.stadler@gmail.com.

O presente estudo tem como objetivo identificar as emissões de poluentes atmosféricos durante o uso de caminhões no Brasil a fim de que estes dados possam ser utilizados em ICVs do transporte rodoviário de carga.

METODOLOGIA

O primeiro passo constituiu-se na identificação de fontes de coletas de dados ambientais, como o 1º Inventário de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores (MMA, 2010) e de dados específicos do transporte no Brasil apresentados no Anuário da Indústria Automobilística Brasileira (ANFAVEA, 2010) e na definição da função – transporte de carga; da unidade funcional – o transporte de tonelada de carga por quilômetro (TKU) e do fluxo de referência – grama de emissão de poluente por TKU.

Em seguida, para determinar a frota de caminhões por faixa em 2009, conforme a classificação da Anfavea (2010), (Tabela 1), utilizou-se a Equação 1 que relaciona os dados de licenciamento por faixa, de 2002 a 2009, (ANFAVEA, 2010) aplicados à curva de sucateamento (Figura 1).



Figura 1. Curva de Sucateamento.

$$\text{Frota por faixa} = \sum_{i=1}^n L_i \times (1 - s_{n-i})$$

Equação 1

Onde:

L_i é o licenciamento sucateado (de 2002 a 2009);

s é a taxa de sucateamento correspondente à idade do veículo MMA (2010);

n , o número de anos.

Dos valores de frota por faixa, calculou-se a porcentagem de cada faixa em relação à frota total. Essas porcentagens foram multiplicadas pela frota de 2009 (1.635.528), apresentada pela Anfavea (2010), para que se obtivesse o valor de frota por faixa (Tabela 1).

Tabela 1. Estimativa da Frota por Faixa de Caminhões em 2009.

Faixa	Participação	Frota
Semileve	9,12%	149.153
Leve	24,88%	406.998
Médio	11,71%	191.531
Semipesado	26,60%	434.997
Pesado	27,69%	452.849
Total	100,00%	1.635.528

Com a estimativa da frota por faixa e a partir dos dados de distância percorrida pelos caminhões em função da idade (MMA, 2010) foi possível determinar a quilometragem percorrida por cada faixa de caminhão em 2009 (Tabela 2) de acordo com a Equação 2.

$$Quilometragem = \sum_{i=1}^n F_i \times d_i \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

F_i é a frota de cada ano por faixa;

d é a distância percorrida pela frota de acordo com a idade;

n é idade da frota.

A partir dos valores de carga útil por faixa apresentadas pela revista Transporte Mundial (2009) determinou-se os valores máximos e mínimos de carga útil (Tabela 2). Com os valores de quilometragem por faixa e de carga útil determinou-se os valores de tonelada-quilômetro útil (Tabela 2), de acordo com a Equação 3.

$$TKU = km.C.f \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

km é a quilometragem;

C é o valor de carga útil;

f é o fator de carga - valor que indica quantas viagens o caminhão faz carregado em relação a todas as viagens.

Para o inventário, utilizou-se o fator de 70%, obtido por meio de questionários com caminhoneiros apresentados por Pegoraro *et al.* (2010).

A emissão de CO; NOx; NMHC e MP (Tabela 3) do transporte rodoviário de carga em 2009 no Brasil foi obtida visualmente por meio do *software* Corel Draw®12, dos gráficos de emissão para veículos do ciclo diesel publicados em MMA (2010).

A divisão das faixas de caminhão em MMA (2010) foi feita de forma diferente a da Anfavea (2010), sendo assim, considerou-se a faixa leves do MMA (2010) correspondente às semileve e leve no inventário e a faixa pesados corresponde às semipesados e pesados, já a faixa médio é comum nas duas fontes.

Tabela 2. Quilometragem percorrida em 2009, Carga Útil e Tonelada-quilômetro útil por Faixa.

Classificação por Faixa	Quilometragem Percorrida (km)	Peso Total do Veículo ¹	Máximo		Mínimo	
			Carga Útil (t)	TKU	Carga Útil (t)	TKU
Semileve	4.627.796.545	3,5 t < PBT < 6 t	3.022	9,79E+09	1.590	5,15E+09
Leve	12.612.534.108	6 t ≤ PBT < 10 t	6.100	5,39E+10	3.840	3,39E+10
Médio	8.308.844.797	10 t ≤ PBT < 15 t	10.250	5,96E+10	8.540	4,97E+10
Semipesado	40.579.608.801	PBT ≥ 15 t e PBTC < 40 t	16.720	4,75E+11	10.600	3,01E+11
Pesado	42.244.977.630	PBT ≥ 15 t e PBTC ≥ 40 t	32.000	9,46E+11	12.847	3,80E+11

¹PBT: Peso Bruto Total; PBTC: Peso Bruto Total Combinado.

Como a emissão de CO₂ não consta no MMA (2010). A liberação de CO₂ (Tabela 3) foi obtida por meio da reação estequiométrica (Equação 4) em que 1 grama de óleo Diesel (considerando-o como C₁₃H₂₈) emite 3,109 g de CO₂ (os valores de massas molares foram retirados de CRC (2005)).



Para estimar a emissão de CO₂ foi necessário determinar o consumo de Diesel em quilogramas, para tal utilizou-se a Equação 5 que relaciona a quilometragem percorrida por faixa *km*; a densidade, *D*, do óleo Diesel, em kg/m³ (BRASIL, 2006) e a autonomia (MMA, 2010) *A* em km/L.

$$\text{Consumo de Diesel} = \frac{km \cdot D \cdot 1000}{A} \quad \text{Equação 5}$$

Como há emissão de CO e NMHC, a combustão não foi completa e por isso, estes valores foram retirados dos obtidos anteriormente.

Por fim, determinou-se os fatores máximos e mínimos de emissão dos poluentes em gramas por TKU para cada faixa de veículo (Tabela 4).

Tabela 3. Emissões de CO, NO_x, NMHC, MP e CO₂ do transporte rodoviário de carga em 2009 no Brasil.

Classificação do caminhão por faixa	Poluente (t)				
	CO	NO _x	NMHC	MP	CO ₂
Semileve	1,30E+04	4,00E+02	8,00E+03	3,30E+04	1,21E+05
Leve	1,30E+04	4,00E+02	8,00E+03	3,30E+04	4,21E+05
Médio	1,30E+04	7,00E+02	5,00E+03	2,70E+04	3,40E+05
Semipesado	3,70E+04	2,60E+03	5,20E+04	1,61E+05	3,96E+06
Pesado	3,70E+04	2,60E+03	5,20E+04	1,61E+05	4,13E+06

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O valor utilizado para comparação de eficiência das faixas em termos de emissão de poluentes foi o fator de emissão em g/TKU (Tabela 4).

Tabela 4. Fatores máximos e mínimos de Emissão, em g/TKU, por faixa.

Poluente	TKU	Classificação do caminhão por faixa				
		Semileve	Leve	Médio	Semipesado	Pesado
CO	Máximo	1,3279	0,2414	0,2181	0,0779	0,0391
	Mínimo	2,5239	0,3835	0,2617	0,1229	0,0974
NO _x	Máximo	0,0409	0,0074	0,0117	0,0055	0,0027
	Mínimo	0,0777	0,0118	0,0141	0,0086	0,0068
NMHC	Máximo	0,8172	0,1485	0,0839	0,1095	0,0550
	Mínimo	1,5532	0,2360	0,1007	0,1727	0,1369
MP	Máximo	3,3709	0,6128	0,3233	0,3390	0,1701
	Mínimo	6,4068	0,9734	0,5436	0,5347	0,4238
CO ₂	Máximo	12,3232	7,8176	5,7365	8,3389	4,3680
	Mínimo	23,4218	12,4186	6,8384	13,1534	10,8801

Na Tabela 4, os dados correspondem à quantidade, em gramas, emitida do poluente para cada tonelada transportada por quilômetro percorrido. Desta forma, na fase de uso do caminhão, a faixa que apresentou melhor eficiência, analisando os fatores de emissão de CO, NO_x, NMHC, MP e CO₂, foi a dos caminhões pesados. Em contrapartida, para o Mínimo, considerando os fatores emissão de todos os poluentes, no transporte foi a faixa semileve. Pode-se perceber também que o poluente emitido em maior quantidade por TKU foi o CO₂, seguido do Material Particulado e com menor emissão, o NO_x.

CONCLUSÃO

O bom desempenho do caminhão pesado para as emissões apresentadas nos resultados, deve-se, provavelmente a sua grande capacidade de carga útil, (vide Tabela 2) visto que, tem a capacidade de transportar mais do que 75% do seu peso total. Enquanto que as outras faixas transportam menos de 70% do seu peso.

Uma das constatações preliminares do estudo de ICV do Transporte Rodoviário de Carga foi a dificuldade da obtenção de dados. Observou-se durante o estudo deste ICV que há falta de dados oficiais consistentes sobre o fator de carga, carga útil e frota por faixa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações, Rio de Janeiro, 2009.

ANUÁRIO DA INDÚSTRIA AUTOMOBILÍSTICA BRASILEIRA. Disponível em: <<http://www.Anfavea.com.br/anuario.html>>. Acesso em: 05 set. 2010.

BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Bicombustíveis. **Resolução nº 15 de 19/7/2009**. Disponível em <www.fecombustiveis.org.br/juridico-resolucoes/anp/resolucao-anp-n-15-de-17.7.2006-dou-19.7.2006.html>. Acesso em: 05 set. 2010.

CRC. **CRC handbook of chemistry and physics**: a ready-reference book of chemical and physical data. 86th ed. Boca Raton: CRC, c2005.

KLEMMANN, L.; UGAYA, C. M. L. Determinação de prioridades por meio da identificação de impactos ambientais no transporte rodoviário de carga a partir de inventários pré-existentis. In: **I Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida (ICBGCV)**, 29 a 31 de Outubro de 2008. Curitiba, Paraná.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. Disponível em: <www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/inventarioveicular_05042010_182.pdf>. Acesso em: 05 set. 2010.

PEGORARO, L. A.; CORREA, S. R. C.; STADLER, J. P.; UGAYA, C. M. L. Metodologia para a coleta de dados da fase de uso de caminhões do transporte rodoviário de carga no Brasil para a utilização em ACVs. **II Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida**, Florianópolis 2010 (submetido à análise).

REVISTA TRANSPORTE MUNDIAL. nº 75, ano 7. setembro de 2009.

TANNER, T. M.; NYLAND, C. A.; BRAAM, J.; COELHO, V.; MAURICE, B.; HENDRIKS, N. J. B.; MÄLKKI, H.; VOLD, M.; WESSMAN, L. H. Energy, Transport, and Waste Model. In: **ANGELINE S. H. de Beaufort-Langeveld, Rolf Bretz**, Roland Hischer, Mark Huijbregts, Pascale Jean, Toini Tanner, Gert van Hoof. (edited by). Code of life-cycle inventory practice. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 2003. ISBN 1-88061105809.



CONSIDERAÇÕES A RESPEITO DAS ABORDAGENS PARA A RECICLAGEM DE MATERIAIS EM ESTUDOS DE ACV

Alex Rodrigues Nogueira ; Gil Anderi da Silva; Luiz Alexandre Kulay*

RESUMO

A reciclagem de materiais é uma atividade de grande destaque atualmente, visto que pode contribuir para que o impacto decorrente das interações humanas com o meio ambiente seja minimizado. Entretanto, não existe um consenso firmado a respeito da forma mais adequada para a modelagem desta atividade em estudos de ACV, de modo que a abordagem fica a critério de valores subjetivos das partes envolvidas na execução do estudo. Neste contexto, o presente trabalho visa à identificação de padrões comuns em meio às diferentes abordagens para a reciclagem em estudos de ACV. Os resultados obtidos indicam que a elaboração de modelos para a reciclagem é fortemente influenciada pelo destino dado ao material reciclado (o qual pode permanecer no próprio Sistema de Produto, ou ser encaminhado a um Sistema de Produto distinto). Ainda, no caso da reciclagem em ciclo aberto os modelos variam segundo a abordagem consequencial ou atribucional, sendo esta última considerada a que melhor representa a realidade física em estudo.

PALAVRAS-CHAVE: Reciclagem; Avaliação do Ciclo de Vida; Alocação; Modelagem.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a sociedade tem voltado a sua atenção para os impactos ambientais decorrentes do atendimento de suas necessidades. Como consequência, surge a busca por novas formas de interação com o meio ambiente, visando à continuidade das ações humanas. Neste contexto, pode-se dizer que a reciclagem é uma atividade de destaque e que pode contribuir para que este novo paradigma seja estabelecido (WEIDEMA, 2003; GREEN, 2007).

Em geral, são vários os benefícios associados à reciclagem, sendo a redução do consumo de recursos naturais, e do descarte de materiais ainda reaproveitáveis os benefícios usualmente apontados (GREEN, 2007). Porém, a análise das eventuais vantagens decorrentes da reciclagem deve ser feita de forma quantificada e sistêmica. Assim, a ferramenta mais adequada neste caso é a Avaliação do Ciclo de Vida – ACV (BAUMANN e TILMANN, 2004; ISO, GREEN, 2007).

Por outro lado, a ACV é uma ferramenta ainda em desenvolvimento, e cuja execução ainda apresenta aspectos não consolidados (WEIDEMA, 2003; REAP *et al.*, 2008). Um exemplo, é a modelagem de sistemas de produto que envolvam a reciclagem de materiais. Para esta situação, não há consenso na comunidade científica a respeito da abordagem mais adequada (EKVALL & FINNVEDEN, 2001; RAMÍREZ, 2009; REAP *et al.*, 2008).

Com isso, o estabelecimento de premissas e a escolha do tratamento a ser dado às cargas ambientais ficam influenciados por valores pessoais das partes envolvidas na execução do estudo

* Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química. Grupo de Prevenção da Poluição (GP2). Av. Professor Luciano Gualberto, travessa 3, 380, Cidade Universitária, São Paulo, CEP: 05508-900, São Paulo, Brasil. arnogueira@usp.br.

(EKVALL & FINNVEDEN, 2001; RAMÍREZ, 2009). Portanto, como a abordagem da reciclagem é variada, os resultados de cada estudo tornam-se incompatíveis (REAP *et al.*, 2008).

Dado o contexto apresentado anteriormente, este trabalho tem como objetivo analisar as diferentes abordagens para a reciclagem de materiais, quando da modelagem dos sistemas de produto em estudos de ACV.

METODOLOGIA

Inicialmente, foi realizada uma consulta a trabalhos publicados sobre o tema, na forma de artigos científicos em periódicos especializados, de relatórios técnicos, bem como de livros sobre ACV, além das normas da série ISO 14040.

Durante a consulta, enfatizou-se a identificação das diferentes abordagens adotadas para o tratamento da reciclagem de materiais em estudos de ACV.

Finalmente, mesmo tratando-se de um ponto ainda não consolidado em relação ao método de execução de estudos de ACV, buscou-se padrões comuns no que diz respeito à elaboração de modelos para a reciclagem.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Formas de reciclagem de materiais ao longo do Ciclo de Vida

Basicamente, o reaproveitamento de materiais ao longo do Ciclo de Vida de um produto pode ser agrupado em duas categorias distintas. O grande diferencial entre cada uma delas é o destino dado ao material, em relação às fronteiras do Sistema de Produto.

Conforme apresentado na Figura 1, a primeira das possibilidades considera que o material não atravessa as fronteiras do Sistema. Trata-se, portanto, da reciclagem em ciclo fechado (BAUMANN & TILLMAN, 2004; RAMÍREZ, 2009). Enquadram-se nesta categoria: o reuso (indicado pela corrente A); e a reciclagem de produtos pós-uso ou de sobras dos próprios processos produtivos, que são aproveitadas como matéria-prima para a fabricação do mesmo produto (indicadas pelas correntes B, C e D, respectivamente).

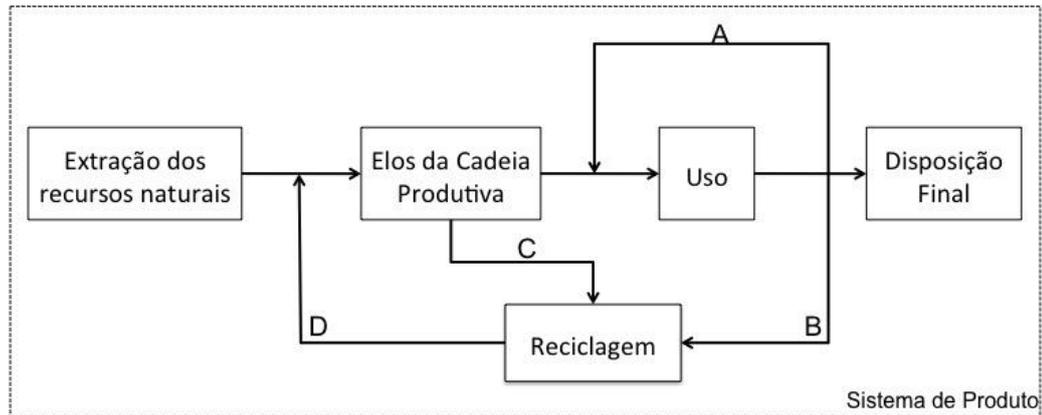


Figura 1. Exemplos de situações envolvendo a reciclagem em ciclo fechado.

Já na segunda possibilidade de reciclagem de materiais ao longo do Ciclo de Vida – indicada na Figura 2 – considera-se que há fluxo de produtos através da fronteira do Sistema, de forma que o material passa a ser aproveitado para o atendimento de uma função distinta. Assim, trata-se da reciclagem em ciclo aberto (RAMÍREZ, 2009; FRISCHKNECHT, 2010).

É importante, entretanto, observar que o material a ser encaminhado para o outro Sistema de Produto pode ser gerado tanto ao longo da cadeia produtiva (como indicado pela corrente B), quanto após a etapa de uso (corrente A). Tal diferenciação deve ser considerada durante a execução do estudo, pois pode influenciar a modelagem.

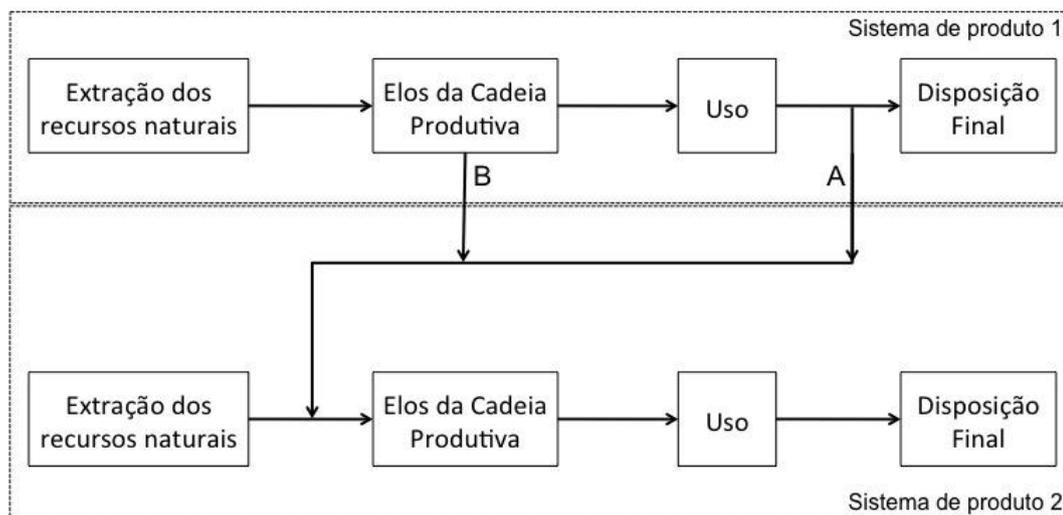


Figura 2. Exemplos de situações envolvendo a reciclagem em ciclo aberto.

Possíveis abordagens para a reciclagem durante a modelagem do Sistema de Produto

A primeira abordagem identificada para o tratamento da reciclagem em estudos de ACV tem como referência a situação apresentada na Figura 1. Neste caso, parte-se da premissa de que não há fluxo de produto através da fronteira do Sistema.

Assim, como os fluxos de matéria e energia ficam restritos ao Sistema de Produto, as cargas ambientais associadas a esta atividade são atribuídas somente à função atendida pelo Sistema

(EKVALL & FINNVEDEN, 2001; BAUMANN & TILLMAN, 2004). Logo, mesmo sendo situações envolvendo a reciclagem de materiais, o tratamento é considerado simples.

As demais abordagens consideradas neste estudo dizem respeito às situações apresentadas na Figura 2, cuja premissa estabelece que os materiais sejam reaproveitados em um Sistema de Produto diferente daquele no qual eles são descartados (ou seja, são usados para o atendimento de uma outra função).

Inicialmente, a solução para o cenário apresentado na Figura 2 passava pela alocação das cargas ambientais entre o Sistema que fornece o material para a reciclagem, e aquele que usa o material reciclado. Neste caso, o desafio consistia da escolha dos critérios para a alocação das cargas, com destaque para: contribuição mássica; contribuição energética; valor de mercado; qualidade do material reciclado; número de usos futuros etc. (RAMÍREZ, 2009).

Porém, atualmente esta abordagem não é mais compartilhada por toda a comunidade envolvida com a execução de estudos de ACV. Há quem defenda a idéia de que a reciclagem faz com que a produção de novas quantidades de matéria-prima virgem não seja necessária. Assim, o Sistema de Produto que fornece o material para a reciclagem deveria ser beneficiado por tal fato (EKVALL & FINNVEDEN, 2001; WEIDEMA, 2003; FRISCHKNECHT, 2010).

Neste caso, propõe-se a expansão das fronteiras do Sistema de Produto, de modo que todas as atividades afetadas como consequência da reciclagem passem a ser consideradas no estudo. Com isso, a carga ambiental associada a novos processos que forem necessários para que a reciclagem ocorra é somada à do Sistema de Produto em estudo, ao passo que as cargas da produção evitada em função da reciclagem são subtraídas do Sistema.

Há ainda outra abordagem possível, para o caso de produtos que deixam o sistema após o seu uso. Esta alternativa parte da premissa de que o produto é concebido para atender a funções determinadas. Neste contexto, as cargas ambientais geradas ao longo do Ciclo de Vida devem ser atribuídas somente à função atendida pelo produto (RAMÍREZ, 2009; FRISCHKNECHT, 2010).

Assim, quando há reciclagem em ciclo aberto, uma nova função passa a ser atendida, e, como resultado, nenhuma parcela de carga ambiental é dividida entre o Sistema de Produto que fornece o material para a reciclagem (ao qual são atribuídos os impactos associados à extração dos recursos naturais e beneficiamento da matéria-prima, bem como fabricação e uso do respectivo produto) e aquele que recebe o material reciclado (ao qual são atribuídos os impactos de coleta e reciclagem do produto descartado do Sistema anterior, bem como a fabricação, uso e eventual disposição final do produto reciclado). Ou seja, o material reciclado entra no Sistema de Produto subsequente como fluxo elementar (FRISCHKNECHT, 2010).

É importante salientar que esta abordagem não é aplicável para o caso em que o material a ser reciclado não passou pela etapa de uso. Tal diferenciação é fundamental para se evitar que o fluxo de produtos que não atenda a uma função seja considerado elementar, isto é, para evitar que cargas ambientais sejam geradas, sem atribuí-las a uma função.

A solução para o impasse colocado ao longo deste trabalho poderia ser objeto de diretrizes da *International Organization for Standardization* (ISO). Muito embora a ISO tenha abordado o tema em suas normas, ela não o fez de forma conclusiva até o momento.

A instituição reconhece a subjetividade da alocação em casos como os citados até o momento, e sugere que se proceda a divisão do Sistema de Produto, ou a sua expansão, respectivamente. A ISO prossegue sugerindo que, na impossibilidade de se aplicar as alternativas anteriores, seja feita a alocação das cargas ambientais segundo critérios físicos, ou com base em alguma relação entre os fluxos de produto afetados (ISO, 2000). Porém, a ISO não entra em detalhes a respeito de como se expandir o Sistema, e estabelece que tais decisões devem ficar a cargo das partes envolvidas na execução do estudo. Pode-se, assim, concluir que as normas não contribuem para a solução do problema (FRISCHKNECHT, 2010).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A reciclagem é uma atividade pujante, e capaz de contribuir para que o impacto das interações humanas com o ambiente seja reduzido. Ainda, são vários os benefícios a ela associados, sendo que a ACV é a única ferramenta que pode quantificá-los de forma sistêmica. Entretanto, uma das limitações da ACV é, justamente, a falta de consolidação quanto à forma mais adequada para a modelagem de cenários envolvendo a reciclagem. Como consequência, a elaboração dos modelos é influenciada por valores pessoais e subjetivos das partes envolvidas no estudo, o que prejudica a comparação de estudos diferentes.

Neste trabalho, chama a atenção a situação em que ocorre a reciclagem de materiais em ciclo aberto, para a qual não foi identificada uma abordagem única, que pudesse ser recomendada. Mesmo assim, são feitas duas recomendações, quais sejam:

- Adotando-se a abordagem consequencial, a solução deverá envolver a expansão do Sistema de Produto, segundo metodologia específica;
- Adotando-se a abordagem atribucional, o executor do estudo deverá fazer uma distinção entre os fluxos de produto que saem do Sistema anteriormente à etapa de uso (para os quais, deve ser feita a alocação), e os fluxos de produto que deixam o Sistema pós-uso (que entram no Sistema subsequente como fluxos elementares).

Esta última abordagem é considerada a mais condizente com a realidade física representada pelo Sistema de Produto, razão pela qual é recomendada. Afinal, este é o objetivo da modelagem: representar a realidade da forma mais fiel possível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAUMANN, H.; TILLMAN, A. M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application.** Lund, Sweden: Studentlitteratur AB, 2004, 544 p.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041 – a critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 9, 2001, p. 197-208.

FRISCHKNECHT, R. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. **International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 15 (7), 2010, p.666-671.

GREEN, J. A. S. (Ed.). **Aluminium recycling and processing for energy conservation and sustainability**. Materials Park, OH: ASM International, 2007, 267 p.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14044**: Environmental management: life cycle assessment: requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2006, 54 p.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO/TR 14049**: Environmental management: life cycle assessment: examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis (technical report). Geneva: ISO, 2000, 43 p.

RAMÍREZ, P. K. S. **Análise de métodos de alocação utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida**. 2009. 138f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)- Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S.; BRAS, B. A survey on unresolved problems in life cycle assessment – part 1: goal and scope and inventory analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13 (4), 2008, p. 290-300.

WEIDEMA, B. P. **Market information in Life Cycle Assessment**. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency, 2003, 147 p. (Relatório do projeto nº 863).



AVALIAÇÃO SOCIAL DO CICLO DE VIDA: A CONTRIBUIÇÃO DOS INDICADORES SOCIAIS PARA DECISÕES SUSTENTÁVEIS

*Camila do Nascimento Cultri**; *Yovana Maria Barrera Saavedra*; *Aldo Roberto Ometto*

RESUMO

A integração dos fatores sociais, econômicos e ambientais é uns dos principais desafios para as ciências atuais atenderem e consolidarem estratégias com vistas à sustentabilidade. Na Gestão do Ciclo de Vida isso não é diferente, mas para estas interfaces se consolidem cada uma das ênfases deve estar desenvolvida e alicerçada na metodologia de ACV. A Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) recentemente tem recebido destaque, principalmente no Guia da UNEP/SETAC (2009) e da Norma ISO 26000 (2010). Com o objetivo de apresentar o estágio atual da ASCV, este artigo utilizou-se a pesquisa exploratória e descritiva com as técnicas de pesquisa bibliográfica e documental para enfatizar as características e limitações da ASCV. Os indicadores sociais obtiveram ênfase neste estudo, pois sustentam resultados que podem ser incluídos nas Subcategorias de Indicadores Sociais via Inventários para a realização de uma Avaliação Social do Ciclo de Vida.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação Social do Ciclo de Vida; Indicador Social.

INTRODUÇÃO

A Avaliação do Ciclo de Vida surge como uma abordagem de apoio para gerenciar todo o ciclo de vida de um produto. Os estudos de ACV podem atuar sobre diferentes perspectivas que abrange o viés ambiental, econômica ou social, ou ainda a dimensão da sustentabilidade. A ABNT CB/38 (2009) define Ciclo de Vida são “estágios consecutivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou de sua geração a partir de recursos naturais até a disposição final”. Através da Gestão do Ciclo de Vida é possível o acompanhamento da rota do produto desde a concepção da idéia até o final da vida do produto, incluindo sua retirada do mercado, tratamento e destinação final.

A *Life Cycle Assessment* (LCA) ou Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) auxilia na tomada de decisões e na identificação de oportunidades para melhoramento do desempenho sustentável do produto em vários aspectos que incluem o planejamento estratégico e a manufatura, a partir da avaliação de impactos associados ao “sistema produtivo”, à função “produção” e ao elemento “produto” (SILVA, 2005 e MILLANI, 2007).

Os princípios da sustentabilidade sempre estiveram aliados ao pensamento do ciclo de vida. Na Gestão do Ciclo de Vida a integração dos fatores sociais, econômicos e ambientais para uma avaliação de sustentabilidade de determinada cadeia produtiva é uns dos principais desafios. Com vistas a sucumbir esta dificuldade, pesquisadores vêm estudando detalhadamente cada uma destas

* Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. Departamento de Engenharia de Produção. Grupo de Pesquisa em Engenharia do Ciclo de Vida. Av. Trabalhador Saocarlense, 400, Centro, São Carlos, CEP: 13566-590, São Paulo, Brasil. +55(16) 3373-8287 / cultri@usp.br.

abordagens sugerindo o aprimoramento de cada interface no âmbito da metodologia de estudo ambiental, econômico e social.

Uma disparidade facilmente percebida ocorre em termos da quantidade de estudos e da consolidação dos métodos de análise. Os estudos ambientais já encontram compiladas as categorias com seus indicadores em vários métodos que permitem avaliação e análise comparativa dos impactos ambientais dos produtos, como por exemplo, através do método *Environmental Design of Industrial Products* (EDIP) e possível analisar impactos via categorias de eutrofização, ecotoxicidade e emissões atmosféricas. Inclusive há diversos *softwares* disponíveis, por exemplo, SIMAPRO e GABi que podem auxiliar nas análises (WENZEL *et al.* 1997; OMETTO, 2005; HAUSCHILD & WENZEL 1998). Em contrapartida, a abordagem social ficou adormecida provavelmente por algumas características que refletem sua abstração e intangibilidade, fato que pode ser observado na ausência de *softwares*.

Nesse sentido, este artigo objetiva apresentar o estágio atual da Avaliação Social do Ciclo de Vida, enquanto técnica para a identificação de problemas e potenciais riscos sociais para os atores envolvidos em toda a cadeia produtiva. Nas próximas linhas segue a revisão bibliográfica com atribuições e limitações da ASCV enquanto técnica para análise de impactos sociais de produtos.

O CONTEXTO DA AVALIAÇÃO SOCIAL DO CICLO DE VIDA

A questão social de como incluir os critérios sociais e socioeconômicos na LCA vem sendo discutida há quase duas décadas pela *The Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC). Como marco inicial das iniciativas que propunham a inclusão de categorias sociais, destaca-se o trabalho de (FAVA *et al.*, 1993) “*A Conceptual Framework for Life Cycle Impact Assessment*”, apresentado no *Workshop Report* da SETAC, o qual sugeriu como categoria o bem-estar social. Entretanto, somente após quase duas décadas foi publicado o “*Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*” (BENOIT & MAZIJN, 2009) como resultado dos projetos da UNEP/SETAC para incentivar a ASCV. Nesta mesma via, outro recente destaque é norma ISO 26000 – *Guidance on Social Responsibility* que está para ser publicada, a qual apresentara diretrizes para a responsabilidade social.

A Avaliação Social e Socioeconômica do Ciclo de Vida é uma técnica que objetiva avaliar os aspectos sociais e socioeconômicos, assim como os impactos potenciais, sejam eles diretos ou indiretos, ao longo do ciclo de vida de um produto. Considerando etapas do processo de extração de matéria-prima, manufatura, distribuição, uso, reuso, reciclagem e disposição final do produto.

De acordo com Benoit *et al.* (2010), a ASCV permite a identificação de questões fundamentais de modo a avaliar e relatar as condições sociais na produção, uso e disposição de produtos. Segundo estes autores, a melhor utilização da ASCV ocorre ao conduzi-la para aumentar do conhecimento, a partir de informações consistentes para tomada de decisões baseadas em escolhas que

promova melhoria nas condições sociais relacionadas aos ciclos de vida de produto. Em outras palavras, isto corresponde ao uso da ASCV para identificação e, aprendizagem sobre, a comunicação e publicação dos impactos sociais em relatórios, para planejamento de estratégias e ações, assim como para a gestão de políticas de informação e práticas de compras.

Bassi *et al.* (2009) complementam sobre a relevância de se fazer uso das informações da ASCV para tomada de decisões em estratégias tanto a nível gestão e quanto de facilidades que possam melhorar o desempenho social nos processos e no ambiente de trabalho. Tal que diferentes públicos podem ser os interessados na avaliação social, por exemplo, há estudos realizados para decisões sobre investimentos (METHOT, 2005), *design* (SCHMIDT *et al.* 2004, GAUTHIER, 2005), gestão industrial (CAÑEQUE, 2002; SCHMIDT, *et al.* 2004; DREYER, *et al.* 2006; NAZARKINA & Le BOCQ, 2008), consumidores (SPILLEMAECKERS, *et al.* 2004) e decisões públicas (HUNKELER, 2006).

Indicadores sociais: elementos fundamentais para decisões em negócios sustentáveis

Os propulsores de uma ASCV bem sucedida são os indicadores sociais e suas respectivas categorias de impactos. Para Jannuzzi (2001) *apud* Critchii Júnior (2007), indicadores sociais são medidas normalmente quantitativas que possuem significado social e são utilizados para quantificar ou operacionalizar um conceito social. Complementarmente, Jorgensen & Le Bocq *et al.* (2008) explicam que impactos sociais são definidos como aqueles que causam dano ou benefícios a uma área de proteção. Assim, na ASCV os indicadores representam o significado dos danos sociais ou dos danos potenciais diretos que podem refletir sobre uma área de proteção.

Diferentes objetos podem ser abordados nos estudos de ASCV, dentre eles estão os impactos sociais sobre os trabalhadores, comunidade local, consumidores, sociedade e/ou cadeias produtivas considerados pelo guia da UNEP/SETAC (2009) como categorias de *stakeholder* que permitem análise a partir das subcategorias e seus indicadores. As caracterizações dos indicadores de um ASCV podem ser classificadas de acordo com as categorias de impacto que as incluem, ou seja, eles são declarados em função do número e tipo de ocorrência em função de cada categoria de impacto.

Os impactos sociais diferentemente dos ambientais não necessariamente estão demarcados por uma alteração física. Em outras palavras é notório que um produto gera modificações no ambiente e isto pode ser resumido observando-se a geração de resíduos, poluição ou qualquer forma de subproduto que poderão ser contabilizados em categorias de avaliação de impactos. Entretanto, esta lógica sofre algumas restrições para ser aplicada no campo social, por exemplo, se adotarmos “educação” como um indicador para mensurar o conhecimento que determinado engenheiro aplicou num protótipo poderemos obter um resultado direto, todavia quando este produto passa a ser produzido em escala e a produção de um mesmo produto dura um longo período, torna-se difícil estimar quanto desse indicador contempla a real contribuição do conhecimento desse engenheiro.

As fronteiras dos sistemas sociais contrapõe a opinião de alguns autores, Dreyer *et al.* (2006) e Spillemaeckers *et al.* (2004), por exemplo, discutem que a maioria dos impactos sociais não tem nenhuma relação com os próprios processos, mas tem influencia suficiente para com o desempenho das companhias na execução dos processos. Assim, a ênfase não é no impacto social do processo, mas no desempenho da companhia com relação ao seu impacto social. Em contrapartida, Schmidt *et al.* (2004) mantém que o foco no processo, entendendo este á base para a avaliação social tal como no padrão utilizado pelas avaliações ambientais.

Na ASCV, o tipo de indicador de referencia pode ser quantitativo, qualitativo ou qualitativo/descritivo. No grupo dos quantitativos aparecem os indicadores que podem ser baseados em medidas, como por exemplo, aqueles que pode ser quantificados em unidades físicas. Entre os semi-quantitativos estão os eventos que podem ser apresentados em “scores”, tal como contagens, isto inclui “scores” para pontuação de um evento como, por exemplo, desempenho marcado em “sim” ou “não”. E entre os qualitativos estão à classificação dos impactos diretos e indiretos.

Manhart & Griebhammer (2006) consideram que os principais indicadores sociais relacionados a um produto estão relacionados aos efeitos positivos ou negativos particularmente severos, diretamente atribuídos ao sistema de produto ou aos aspectos de utilidade, cujo impacto decorrente dos efeitos indiretos do uso do produto usualmente gera efeitos sobre os consumidores e sociedade. Os autores consideram que quatro grupos são afetados num estudo de ASCV, são eles: recurso humano (trabalhadores/empregados), comunidade local, consumidores e sociedade. Sendo que na fase de avaliação são analisadas características relacionadas à vida e longevidade, saúde, autonomia, segurança pessoal, segurança patrimonial e tranqüilidade, igualdade de oportunidades, participação e influência, herança e cultura, produtividade humana e recursos (capital natural e antropogênico).

Outro exemplo de indicadores apresentado por Spillemaeckers *et al.* (2004) para medir desempenho social é “saúde profissional e segurança”. Eles usam fontes estatísticas baseadas na frequência de acidentes, e também, incluem indicadores que podem ser observados em treinamentos sobre saúde e segurança dos empregados, na presença de comitê de saúde e segurança, na política formal para saúde e segurança, assim como vários outros indicadores que são traduzidos em números através do uso de sistemas de marcadores.

Em uma esfera micro, alguns autores sugerem o estudo dentro do ambiente de trabalho. Hunkeler (2006) definiu como indicador as horas de trabalho, para ele os requisitos mínimos para uma vida saudável e digna são: saúde, dignidade e atendimento das necessidades básicas. Na outra via, observa-se que Dreyer, Hauschild & Schierberk (2006) trabalham com indicadores mais genéricos do contexto macroeconômico, sendo de interesse os indicadores sobre dignidade humana e bem-estar.

A amplitude do assunto social, que por envolver pessoas tem reflexo em todas as atividades humanas, requer o detalhamento das relações com foco no objeto que se pretende estudar. Este requisito é rigoroso porque está estritamente relacionado com a contribuição que o estudo almeja

alcançar com relação a diferentes decisões tal como de investimentos, design, gestão industrial ou decisões públicas.

Conseqüentemente, as seleções das categorias de impacto social implicam possibilidades e limitações peculiares em uma ASCV. Portanto, é necessário estabelecer critérios e esclarecer quais padrões são utilizados em cada tipo de avaliação, de modo a minimizar distintas percepções sobre os resultados. Isto se torna relevante, pois, quanto mais completo e detalhado o escopo, melhores serão as condições de realização do estudo e alcance do objetivo pretendido.

Entre uma das principais barreiras para aplicação e uso da ASCV destaca-se que a quantificação de impactos em indicadores sociais, pois parte dos recentes inventários sociais recebem apenas tratamento qualitativo do tipo sim/não como ocorreu no trabalho de Blom & Solmar (2009). Outro desafio observado por Cultri, Saavedra e Ometto (2010), consiste na falha casual se o indicador for baseado no número de ocorrência de eventos, pois o equívoco pode estar relacionado ao sistema de registro das ocorrências e não propriamente ao evento. Isto se ocorre quando se observa a tentativa de estudar a fatores intangíveis e abstratos como, por exemplo, intelecto, corrupção, compromissos éticos, enraizamento na cultura organizacional, governança corporativa ou diálogo com partes interessadas.

CONSIDERACOES FINAIS

Nos últimos anos as publicações da ASCV vêm ganhando atenção em eventos e periódicos de Gestão do Ciclo de Vida. Grande parte dessa disseminação deve-se ao Guia da UNEP/SETAC o qual apresentou fatores chave de sucesso para promover estudos com objetivo e escopo social, inventario de avaliação de impactos e interpretação das fases de uma ASCV. Todavia, a consolidação de uma lista com indicadores sociais relevantes para as Subcategorias dos inventários da ASCV, bem como a fidedignidade das fontes de dados do inventario, ainda esta longe de ser utilizadas como modelo de referencia. Isto pode ser observado nos estudos dos autores apresentados, onde cada qual apresenta diferentes ênfases que foram apresentadas através dos diversos indicadores, por exemplo, bem-estar, saúde e segurança dos empregados, atendimento das necessidades básicas e dignidade humana.

Outro ponto que pode ser observado diz respeito à quantificação dos indicadores sociais, ou seja, muitas vezes não é possível encontrar dados quantitativos para análises. Isto acaba sofrendo inferências do perfil do analista que esta conduzindo a ASCV, pois neste caso ele poderá transformar os dados em dados semi-quantitativos.

Quanto aos dados qualitativos, observa-se também que ocorre do procedimento de avaliação qualitativa se tornar exaustivo e extenso devido ao grande número de processos normalmente considerados nas fronteiras do sistema. Além disso, a falta de exatidão, limitação de acesso ou indisponibilidade de dados muitas vezes compromete o recolhimento de dados necessários para

sustentar os inventários utilizados pelas Subcategorias de Indicadores Sociais nas Avaliações Social do Ciclo de Vida.

Finalmente, conclui-se que a integração das dimensões sociais, econômicas e ambientais é proeminente para a sustentabilidade na gestão do ciclo de vida. Todavia, conclui-se que o eixo ASCV por estar em estágio “iniciante” carece incentivos para seu desenvolvimento e aprimoramento. Considera-se a falta de recursos humanos capacitados para lidar com questões multidisciplinares é um desafio a ser superado. Outro ponto que carece atenção é alta quantidade e diversidade de indicadores sociais, em decorrência da complexidade dos termos e dificuldades para interpretação foram pouco explorados pelos trabalhos até agora publicados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BASSI, A.; YUDKEN, J.; RUTH, M. Climate Policy Impacts on the Competitiveness of Energy-Intensive Manufacturing Sectors, **Energy Policy** 37 (2009): 3052–3060.

BENOIT, C.; MAZIIN, B. Eds., 2009. **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products**. Social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development. UNEP-SETAC Life-Cycle Initiative. ISBN 978-92-807-3021-0

BENOIT, C.; NORRIS, G. A.; VALDIVIA, S.; CIROTH, A.; MOBERG, A.; BOS, S.; PRAKASH, C.; UGAYA C. M. L.; BECK, T. The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! **International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 15, pp. 156-163, Feb 2010.

BLOM, M.; SOLMAR, C. **How to Socially Assess Biofuels: A Case Study of the UNEP/SETAC Code of Practice for social- economical LCA**. Luleå University of Technology, 2009.

CAÑEQUE, F. C. **Evaluación de la situación laboral de empresas: El Análisis del Ciclo Vida como herramienta para el Desarrollo Sostenible**. Departamento de Economía i Organización de Empresas, Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain, 2002.

CRITCHII JUNIOR, A. **Incorporação de Indicadores Sociais Relacionados ao Trabalho à Avaliação de Ciclo de Vida: Estudo de caso em uma Indústria Metalmecânica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e de Materiais)- Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

CULTRI, C. N.; SAAVEDRA, Y.; OMETTO, A. R. Indicadores sociais como subsídios para a Avaliação Social do Ciclo de Vida: uma revisão da literatura. **Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, São Carlos, 2010.

DREYER, L.; HAUSCHILD, M.; SCHIERBECK, J. A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 11 (2) 88–97, 2006.

FLYSJÖ, A. **Indicators as a Complement to Life Cycle Assessment – A Case Study of Salmon**. Presentation held 17th of June 2006, Lausanne

GAUTHIER, C. Measuring Corporate Social and Environmental Performance: The Extended Life-Cycle Assessment. **J Bus Ethics** 59 (1–2) 199–206, 2005.

HAUSCHILD, M.; WENZEL, H. **Environmental Assessment of Products**. Cambridge: Chapman & Hall, 1998. 565 p., v. 2.

HUNKELER, D. Societal LCA Methodology and Case Study. **International Journal of Life Cycle Assessment** 11 (6) 371–382, 2006.

SCHMIDT, I.; MEURER, M.; SALING, P.; KICHERER, A.; REUTER, W.; GENSCHE, C. O. SEEbalance [®]: Managing sustainability of products and processes with the socio-eco-efficiency analysis by BASF, **Greener Management International**, pp. 79-94, 2004.

JØRGENSEN, A.; LE BOCQ, A.; NAZARKINA, L.; HAUSCHILD, M. Methodologies for social life cycle assessment, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 13, pp. 96-103, 2008.

MANHART, A.; GRIEBHAMMER, R. **Social impacts of the production of notebook PCs** – Contribution to the development of a Product Sustainability Assessment (PROSA). Öko-Institut, Freiburg, Germany, 2006.

MILLANI, T. J. **Subsídios à Avaliação do Ciclo de Vida do pescado**: avaliação ambiental das atividades de piscicultura e pesque-pague, estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu. Dissertação (Mestrado)-Ciência da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

SPILEMAECKERS, S. et al. **Integrated Product Assessment** – The Development of the Label 'Sustainable Development' for Products Ecological, Social and Economical Aspects of Integrated Product Policy. Belgian Science Policy, Belgium, 2004.

OMETTO, A. R. (2005). **Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos EDIP, Exergia e Emergia**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)– Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

UNEP. **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products**. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative at UNEP, CIRAI, FAQDD and the Belgium Federal Public Planning Service. Publicação 2009. Disponível em: <<http://lcinitiative.unep.fr/>>. Acesso em: 22 abr. 2010.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. **Environmental Assessment of Products**: Methodology, tools and case studies in product development. Norwell: Kluwer Academic Publishers, 1997. 564 p., v. 1, 2. ed.



METODOLOGIA PARA A COLETA DE DADOS DA FASE DE USO DE CAMINHÕES DO TRANSPORTE RODOVIÁRIO DE CARGA NO BRASIL PARA A UTILIZAÇÃO EM ACVS

*Leandro Andrade Pegoraro**; *Silvia Rosa da Costa Corrêa*; *João Paulo Stadler*; *Cássia M. Lie Ugaya*

RESUMO

Este artigo apresenta uma proposta de metodologia para a coleta de dados referentes à fase de uso de caminhões do transporte rodoviário de carga no Brasil para a utilização em estudos de avaliação do ciclo de vida (ACVs). Para tanto, foram consultadas as metodologias de bancos de dados de inventário do ciclo de vida pré-existentes, tais como o *Ecoinvent* e *ILCD Handbook* e as recomendações da SETAC. Com base nas considerações apresentadas, foi elaborado e validado um questionário para a coleta daqueles dados. A etapa posterior contou com a aplicação dos questionários às empresas de transporte rodoviário de carga, motoristas e caminhoneiros, ambos com atuação em nível nacional. As perguntas foram relacionadas ao consumo de Diesel, óleo lubrificante, baterias, pneus, massa transportada, fator de carga, entre outras. Como resultado direto, percebeu-se que a abordagem proposta pela metodologia, auxiliará na coleta de dados para o desenvolvimento de um inventário do ciclo de vida do transporte rodoviário de carga no país.

PALAVRAS-CHAVE: Inventário do Ciclo de Vida; Transporte rodoviário de carga; Brasil.

INTRODUÇÃO

O transporte rodoviário de carga é um estágio do ciclo de vida potencialmente gerador de impactos ambientais e que está presente no ciclo de vida de praticamente todos os produtos. De acordo com Schroeder e Castro (1996), o modal rodoviário no Brasil apresenta uma predominância como decorrência de um processo histórico (da década de 50), devido à implantação da indústria automobilística no país e a mudança da capital para o Centro-Oeste, o que impulsionou a construção de novas rodovias. Desta forma, é de extrema importância a elaboração de um Inventário do Ciclo de Vida (ICV) do transporte rodoviário de carga para o Brasil, uma vez que os estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no mundo todo, inclusive no Brasil, têm sido realizados por meio do uso de banco de dados de inventário e métodos para a avaliação do impacto de origem estrangeira, principalmente da Europa. No entanto, esses bancos de dados não refletem a realidade das condições brasileiras, pois foram desenvolvidos a partir de dados específicos dos países ou regiões de origem (PEGORARO, 2008).

Assim, para tornar os estudos de ACV brasileiros mais condizentes com a realidade do país, está em desenvolvimento o banco de dados de inventário nacional, apoiado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) (Finep/Cnpq) sob a coordenação do IBICT que conta com a participação da

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais (PPGEM). Núcleo de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida da UTFPR. Av. Sete de Setembro, 3165, Rebouças, Curitiba, CEP: 80230-901, Paraná, Brasil. +55(41) 3310-4873 / leandropegoraro@hotmail.com.

UTFPR como responsável pelo desenvolvimento dos *datasets* do transporte rodoviário de carga no Brasil.

Diante do exposto acima, este estudo tem por objetivo propor uma metodologia para o ICV do transporte rodoviário de carga no Brasil para estudos de ACV.

Inventário do Ciclo de Vida no Transporte Rodoviário

A fase de Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) na ACV envolve a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto (ABNT, 2009) tais como exemplo a energia, matérias-primas, emissões atmosféricas, para a água, para o solo, resíduos sólidos entre outros (CURRAN, 2006). A UNEP (1996) indica que estes dados, para cada processo, são obtidos, por exemplo, de literatura, de estudos de ACV, da indústria e de registros do governo. A coleta destes dados é a etapa mais demorada e talvez a mais difícil de todas as atividades de uma ACV (UNEP, 1996). Assim, a modelagem de um inventário do transporte fornece dados sobre as intervenções ambientais causadas pelos estágios de transporte para completar estudos de ACV.

Spielmann *et al.* (2007) citaram que no ICV do transporte rodoviário (carga) do *Ecoinvent*, há três módulos de transporte: a) Operação do veículo; b) Infraestrutura de transporte; e, c) Frota de veículos. Assim, somente a Operação do veículo será adotada, a qual considera os processos diretamente relacionados ao funcionamento dos veículos. Com foco no consumo de combustível e emissões para o ar (com ênfase nas emissões de particulados). Há distinção entre médias da Suíça e européias. A unidade de referência para a operação é tonelada quilômetro [tkm] e, no caso de transporte rodoviário é veículo quilômetro [vkm].

No ICV do transporte no *Ecoinvent* foi definida a unidade funcional em 1 tkm, também recomendada por Tanner *et al.* (2003) sendo que os fluxos ambientais da atividade dependem tanto da massa quanto da distância transportada. Uma tonelada quilômetro é definida como a unidade de medida de transporte de bens que representa o transporte de uma tonelada de bens por certo meio de transporte por um quilômetro (SPIELMANN *et al.*, 2007). No *Ecoinvent* os veículos de transporte rodoviário consideram vans de entrega e caminhões de 3,5t a > 32t. Esses caminhões são classificados de acordo com os limites europeus de emissão em Euro 3 a 5 (SPIELMANN *et al.*, 2007). Portanto, diferente dos em uso no Brasil.

Já no *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*, que apresenta um conjunto de documentos técnicos que provê uma base e coerência para a qualidade dos dados, métodos, e estudos de ACV, somente é considerado para o módulo de transporte rodoviário, a fase de uso do caminhão, ou seja, a produção do caminhão, disposição final do veículo e a cadeia de produção do combustível não são incluídas (IES, 2009).

A Figura 1 apresenta os sistemas de produto nos inventários do *Ecoinvent* e do ILCD.

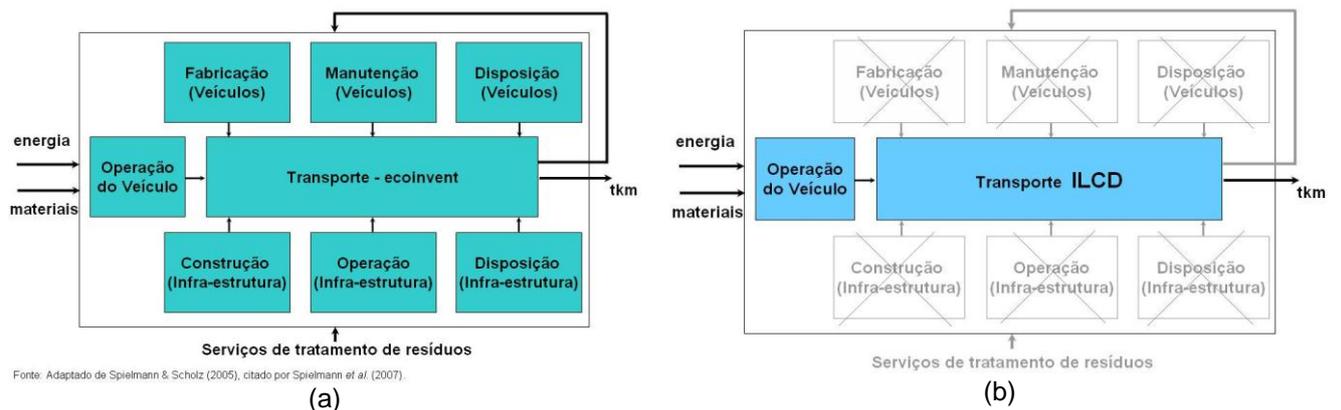


Figura 1. Sistemas de produto dos serviços de transporte no *Ecoinvent* (a) e no ILCD Handbook(b).

Tanner *et al.* (2003) citaram que na elaboração de um inventário do transporte, a fase de uso dos combustíveis é mais importante ser considerada do que a extração e a produção do combustível. Nesta mesma linha, Klemann e Ugaya (2008) identificaram que os impactos ambientais mais significativos, no caso do transporte rodoviário de carga ocorrem durante a fase de uso dos caminhões, utilizaram para isso a base de dados de inventário do *Ecoinvent* e os métodos de avaliação de impacto: Ecoindicator 99, EDIP 97, CML 2000 e Impact 2002+.

A influência da carga depende do tamanho, razão peso-volume e retorno da viagem de carga. Tipicamente, entre 40% e 70% da capacidade máxima do caminhão é usada. São também importantes, o desgaste de pneus, o consumo (l/km), as emissões de gases e material particulado, a distância transportada (km), e o fator de carga (%), o qual é definido como a proporção (de massa) da carga transportada e carga máxima (capacidade) de um veículo (TANNER *et al.*, 2003).

METODOLOGIA

Para a coleta dos dados referentes à fase de uso dos caminhões no Brasil, a classificação dos mesmos, foi realizada conforme a Anfavea (2010) (Tabela 1).

A etapa seguinte consistiu na elaboração de um questionário conforme os passos recomendados por Labes (1998), para a coleta dos dados da fase de uso dos caminhões, com questões relacionadas ao consumo de combustível, baterias, pneus entre outros. Na terceira etapa o questionário foi validado em uma empresa de atuação nacional do setor de transporte rodoviário de carga. A etapa posterior consistiu na aplicação de 80 questionários por meio de visitas às empresas de transporte, assim como a aplicação do mesmo a motoristas de empresas e caminhoneiros autônomos.

Tabela 1. Classificação dos caminhões por faixa de peso e participação na estimativa da frota Brasileira.

Classificação dos caminhões de acordo com a Anfavea	Participação**	Frota estimada - 2009
Semileve	3,5 t < PBT < 6 t	9,12%
Leve	6 t ≤ PBT < 10 t	24,88%
Médio	10 t ≤ PBT < 15 t	11,71%
Semipesado	PBT ≥ 15 t e CMT ≤ 45 t (Caminhão-chassi)	26,60%
	PBT ≥ 15 t e PBTC < 40 t (Caminhão-trator)	
Pesado	PBT ≥ 15 t e CMT > 45 t (Caminhão-chassi)	27,69%
	PBT ≥ 15 t e PBTC ≥ 40 t (Caminhão-trator)	
Total		100,00%
		1.635.528*

PBT- Peso Bruto Total, CMT - Capacidade Máxima de Tração e PBTC - Peso Bruto Total Combinado

* o valor total da frota foi distribuído na participação por tipo de caminhão calculada em ** Stadler et al (2010).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os questionários foram aplicados no Paraná, a empresas de transporte e postos de parada de caminhões em Curitiba e cidades vizinhas, para motoristas de caminhões que percorrem todas as regiões do país e em alguns casos, Argentina e Chile, e que transportavam dentre outras cargas: móveis, aço, açúcar, grãos, papel, cimento, cal, combustível, cereais.

A Tabela 2 apresenta os principais resultados médios obtidos pelos questionários.

Constatou-se que quanto maior o peso do caminhão, maior a durabilidade do óleo lubrificante. Os caminhões pesados, que são maioria na frota do país, apresentaram os maiores valores de quilometragem média percorrida por mês (18.822,55 km), e de massa média transportada (352,19 t) e o pior consumo médio de combustível (2,30 km/l). Valor próximo dos 2,5 km/l divulgados pelo Inventário Nacional de Emissões do Ministério do Meio Ambiente, citado em (STADLER, *et al.* 2010).

Tabela 2. Resultados médios das questões abordadas no questionário para o uso dos caminhões no Brasil.

Questões	Tipos de caminhões			
	Leve	Médio	Semipesado	Pesado
Idade média dos caminhões	15,14	13,89	16,00	10,68
Diesel (consumo médio km/l)	5,72	3,18	2,88	2,30
Quilometragem média percorrida no mês	16.457,14	13.038,46	17.983,33	18.822,55
Massa transportada por mês (t)	35,31	194,64	212,50	352,19
Quantidade média de pneus por tipo de caminhão	7,14	10,46	15,83	26,14
Durabilidade média - pneus novos	67.500,00	95.416,67	85.000,00	91.846,00
1a. Recapagem	75.000,00	75.600,00	75.000,00	67.219,51
2a. Recapagem	75.000,00	65.000,00	-	52.500,00
Volume de óleo do motor (l)	13,92	18,54	22,67	26,69
Durabilidade média do óleo do motor (km)	10.142,86	12.076,92	13.583,33	18.352,94
Número de baterias	1,14	1,29	1,67	1,94
Durabilidade média da bateria (ano)	2,82	1,80	1,50	1,69
Fator de Carga	58%	73%	75%	79%

Os dados de consumo de combustível (km/l) são úteis para a estimativa das emissões de gases e material particulado da combustão do diesel por tipo de caminhão. Já os dados relacionados ao consumo de pneus, além da possibilidade de gerar dados de emissão de material particulado devido à

abrasão (associados à quilometragem percorrida), podem fornecer também dados de geração de resíduos de borracha, lona e aço das carcaças.

A durabilidade e a quantidade de baterias fornecerão dados sobre o balanço de massa das quantidades de ácido sulfúrico, chumbo e polipropileno por tipo de caminhão, por ano.

Finalmente, o fator de carga fornece informações sobre como o veículo opera, ou seja, se toda a capacidade de carga é utilizada. Neste contexto, o fator de carga é utilizado para a determinação da unidade funcional, a exemplo da tonelada-quilômetro. O fator de carga médio aplicado para o país, foi de 70%, o qual está alinhado ao fator de 70% adotado por Barreto (2007) no Brasil.

CONCLUSÃO

Verificou-se que há informações limitadas para o uso específico em inventários do ciclo de vida no país. E devido ao elevado número de empresas, bem como a quantidade de caminhoneiros que atuam no Brasil, constatou-se grande dificuldade com relação ao interesse e acesso para entrevistas às empresas e aos motoristas. O que, conseqüentemente, contribuiu para o baixo número de questionários respondidos.

Por outro lado, o conjunto de questões elaboradas para o presente estudo demonstrou ter sido adequado, uma vez que a partir das respostas obtidas, e por meio da combinação desses resultados com outros dados, tais como o perfil e distribuição da frota brasileira de caminhões num determinado ano, será possível desenvolver um banco de dados de inventário do transporte no perfil do Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANUÁRIO DA INDÚSTRIA AUTOMOBILÍSTICA BRASILEIRA. 2010. Disponível em: <<http://www.anfavea.com.br>>. Acesso em: 05 set. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações, Rio de Janeiro, 2009.

BARRETO, R. J. **Incorporação da Avaliação do Ciclo de Vida ao Projeto do Produto**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia)- Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

CURRAN, M. A. **Life cycle assessment: principles and practice**. EPA/600/R-06/060. May 2006. National Risk Management Research Laboratory. Office of Research and Development. U. S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio 45268.

IES. Supporting Life Cycle Thinking and Assessment in policy and business. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) (2009)**. Disponível em: <<http://lca.jrc.ec.europa.eu>>. Acesso em: fev. 2009.

KLEMANN, L.; UGAYA, C. M. L. Determinação de prioridades por meio da identificação de impactos ambientais no transporte rodoviário de carga a partir de inventários pré-existentes. In: **I Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida (ICBGCV)**. 29 a 31 de Outubro de 2008. Curitiba, Paraná.

LABES, M. E. **Questionários** - do planejamento à aplicação na pesquisa. Chapecó: editora Grifos, 1998.

PEGORARO, L. A. P. **Desenvolvimento de Fatores de Caracterização para Toxicidade Humana em Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida no Brasil**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba. 2008.

SCHROEDER E. M.; CASTRO, J. C. Transporte Rodoviário de Carga: Situação Atual e Perspectivas. **Revista do BNDES** 12/1996, Rio de Janeiro, 1996. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/revista/carga.pdf>>. Acesso em: mar. 2007.

SPIELMANN, M.; BAUER, C.; DONES, R.; TUCHSCHMID, M. **Transport Services. Ecoinvent report Nº. 14**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.

STADLER, J. P.; CORREA, S. R. C.; PEGORARO, L. A.; UGAYA, C. M. L. Emissões atmosféricas da combustão do óleo diesel do transporte rodoviário de carga no Brasil para ACV. **II Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida**, Florianópolis 2010 (submetido à análise).

TANNER, T. M.; NYLAND, C. A.; BRAAM, J.; COELHO, V. MAURICE, B.; HENDRIKS, N. J. B.; MÄLKKI, H.; VOLD, M.; WESSMAN, L. H. Energy, Transport, and Waste Model. In. **ANGELINE S. H. de Beaufort-Langeveld, et al.** Code of life-cycle inventory practice. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 2003. ISBN 1-88061105809.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Life Cycle Assessment: What it is and how to do it**. França: United Nations Publication, 1996.



SUSTENTABILIDADE NA SELEÇÃO DE TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS

Ana Carolina La Laina Cunha* ; Mauro Silva Ruiz; Cláudia Echevengúá Teixeira

RESUMO

Este trabalho discute o uso de métodos voltados a auxiliar a tomada de decisão, em relação à avaliação de alternativas de remediação de áreas contaminadas, dentro do princípio da sustentabilidade. A análise de Multi- Critério (AMC) e a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) são citadas como métodos utilizados para hierarquizar tecnologias sob a ótica da sustentabilidade. Dentro deste contexto, o presente trabalho ilustra o tema com um modelo no qual esta abordagem seria aplicada para avaliar cinco rotas tecnológicas de remediação para uma área contaminada com hexaclociclohexano (HCH).

PALAVRAS-CHAVE: Sustentabilidade; Ciclo de Vida; Áreas contaminadas; Organoclorados.

INTRODUÇÃO

As técnicas de remedição podem durar um longo período de tempo e ser altamente impactantes ao meio ambiente, seja em relação ao consumo de recursos naturais, emissão de gases e efluentes, gerações de resíduos, uso da terra entre outros. O termo remediação sustentável aparece em 2006, utilizado pelo *The Sustainable Remediation Fórum* (SURF), abrindo um diálogo sobre remediação sustentável entre os atores envolvidos na decisão e implementação de técnicas de remediação. A *United States Environmental Protection Agency* (US EPA) define “*Green Remediation*” ou “Remediação Verde” como a prática que considera todos os efeitos ambientais de uma remediação em cada fase do processo, e incorpora estratégias para maximizar o benefício ambiental da remediação. Remediação sustentável é amplamente definida pelo SURF como a técnica ou a combinação das técnicas de remediação que considera a melhor combinação considerando fatores ambientais, sociais e econômicos (BAKER & FINKEL, 2006).

REMEDIAÇÃO SUSTENTÁVEL

A escolha de técnicas de remediação de uma área contaminada envolve aspectos como a tecnologia disponível, custo e o prazo. Da mesma forma, a avaliação de risco e a avaliação do impacto ambiental associados devem ser consideradas para a tomada de decisão. Onwubuya *et al.* (2009) realizou uma revisão crítica das ferramentas de suporte de decisão em termos de servirem ao propósito de aplicação de tecnologias de remediação menos agressivas. Os autores revisam a ACV entre outras ferramentas de decisão como Análise Multi-Criterial (AMC), Análise de Custo-Benefício (ACB) e a Análise de Custo Efetividade (ACE). Segundo Pollard *et al.* (2008), a ACV e a AMC são ferramentas

* Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Centro de Tecnologias Ambientais e Energéticas / Gerência de Gestão Tecnológica. Av. Prof. Almeida Prado, 532 Cidade Universitária, Butantã, São Paulo, CEP: 05508-901, São Paulo, Brasil. +55(11) 3767-4151/ anacunha@ipt.br.

que têm sido amplamente utilizadas para a coleta de informações detalhadas em aspectos de suporte a decisões ambientais em ecologia industrial e análise de sistemas ambientais. Onwubuya *et al.* (2009) destaca que os dirigentes do projeto, bem como a avaliação de risco e a viabilidade técnica e sustentabilidade são fatores chave na seleção de técnicas de remediação na União Européia (Figura 1).

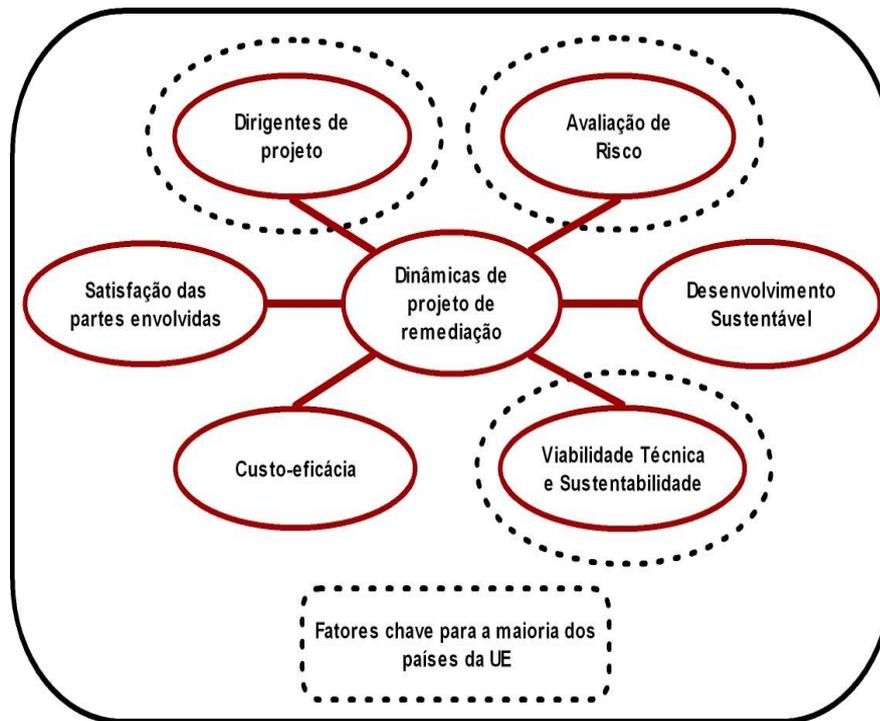


Figura 1. Fatores chave na seleção de tecnologias de remediação na União europeia. (Adaptado Clarinet, 2002 *apud* Onwubuya *et al.*, 2009).

USO DA ANÁLISE DE MULTI-CRITÉRIO (AMC) EM REMEDIAÇÃO

O uso da AMC na remediação e desenvolvimento de áreas contaminadas têm aumentado pelo fato do assunto geralmente envolver múltiplos grupos de interesse. Esta ferramenta é usada na análise de sistemas ambientais para avaliar um problema priorizando alternativas múltiplas, tendo como referência vários critérios que podem ter diferentes unidades (HERMANN; KROEZE; JAWJIT, 2007). Suas técnicas podem ser usadas para identificação e seleção de uma opção dentre várias, ranqueamento de opções, listagem de um número limitado de opções para avaliação mais detalhada subsequente, ou simplesmente para distinguir possibilidades aceitáveis de não aceitáveis (ZOPOUNIDIS & DOUMPUS, 2002). Isto é feito via avaliação de informações de forma consistente, na qual os diferentes fatores são ponderados entre si por meio de pesos a eles atribuídos. Esta técnica baseia-se fortemente no julgamento de um grupo de pessoas que tomam decisões, que inclui grupos de interesses e especialistas. A subjetividade resultante deste processo pode culminar em algum nível de enviesamento de resultados. A AMC tem sido recomendada no desenvolvimento de ferramentas de

suporte à decisão para prover uma estrutura formal que combina conjuntamente fatores relevantes de natureza ambiental, tecnológica e econômica, como no caso de áreas contaminadas. A Análise de Decisão Multi-Atributo (ADMA) é uma das ferramentas mais usadas entre as AMC.

USO DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV) EM REMEDIAÇÃO

A avaliação do ciclo de vida (ACV) tem sido citada como uma ferramenta na tomada de decisão em relação à aplicação de tecnologias de remediação. A unidade funcional de uma ACV para avaliar tecnologias de remediação está geralmente relacionada a um montante de solo e/ou aquífero contaminado, uma concentração alvo de contaminação a ser atingida e o tempo (TOFFOLETTO *et al.*, 2005). Volkwein, Hurting e Klöpffer (1999) estudaram ACV em uma área contaminada com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, óleo mineral e cromo. Os autores consideraram como entradas energia e matéria prima e como saídas resíduos, água, transporte, uso da terra, emissões ao ar, água e solo e emissões de ruídos. As categorias de impacto calculadas com base nesse inventário foram consumo de recursos fósseis, consumo de água, uso da terra, aquecimento global, acidificação, potencial de formação de oxidantes fotoquímicos, toxicidade, odor e ruído. O tempo considerado para a avaliação dos impactos também apresentou grande variação nessa revisão, há desde autores que consideraram dois anos (CADOTTE *et al.*, 2007; TOFFOLETTO *et al.*, 2005) até Godin *et al.* (2004), que considerou 50 anos. Entende-se que a variável tempo pode mudar completamente os resultados da avaliação dos impactos de técnicas de remediação, desde que algumas técnicas apresentam grande impacto inicial que é atenuado no decorrer do tempo, enquanto outras podem gerar resíduos durante grande período de tempo. O programa de banco de dados utilizado com maior frequência (TOFFOLETTO *et al.*, 2005; GODIN *et al.*, 2004) foi o SIMAPRO e a base de dados *Ecoinvent*. Alguns autores trabalham com dados distintos, sem necessariamente utilizar um programa.

ESTUDO DE CASO

Um projeto aprovado pelo IPT junto ao BNDES visa à avaliação prospectiva de tecnologias para tratamento de resíduos e remediação de solo e água subterrânea contaminados com organoclorados. Estes resíduos, contaminados com hexaclorociclohexano (HCH), oriundos da produção do pesticida lindano (γ -HCH) foram dispostos no solo com mínimas condições de controle e armazenados durante 20 anos em uma determinada área do estado de São Paulo (Figura 2). As 7 células contêm um volume aproximado de resíduos de 17.500 m³ e a massa correspondente de cerca de 26.000 a 32.000 t (adotando-se massa específica natural entre 1,5 e 1,8 t/m³). Células e solo apresentam altos níveis de contaminação.



Figura 2. Imagem da área contaminada e células.

Para essa área contaminada, cinco tecnologias de tratamento e remediação são propostas: fitorremediação, biorremediação, tratamento químico, nanotecnologia e dessorção térmica. Cunha *et al.* (2010), apresentaram o fluxo de referência preliminar para as tecnologias de fitorremediação, biorremediação, nanotecnologia e dessorção térmica. Os autores ressaltam que na aplicação destas tecnologias para o caso de remoção de hexaclociclohexano produtos intermediários são gerados como emissões. Além disso, não há balanços de massa e detalhamento de aspectos ambientais (inventários para ACV) no Brasil associados a estas tecnologias e contaminante.

O projeto prevê a hierarquização dessas tecnologias e eventuais combinações delas, envolvendo algum nível de avaliação técnico-econômica por meio da AMC. Para se efetuar esta hierarquização foram estabelecidos três passos fundamentais: (i) definição clara do problema; (ii) definição dos objetivos; e (iii) definição de alternativas relacionadas a cada objetivo. Em relação ao aspecto ambiental da sustentabilidade, as cargas ambientais de cada tecnologia serão calculadas nesse estudo de caso, por meio da ACV, com o objetivo de reduzir o nível de contaminantes do solo aos níveis determinados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) com a menor carga ambiental possível (Figura 3).

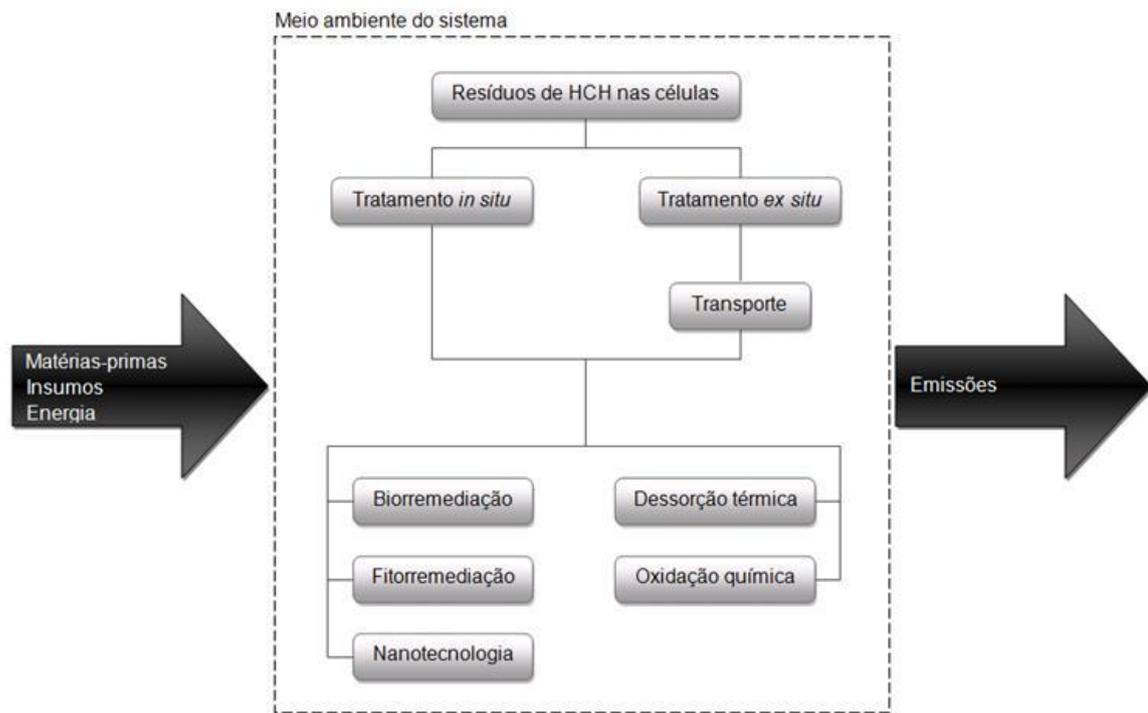


Figura 3. Esquema do Universo de Estudo para ACV.

Na continuidade do projeto, a partir da caracterização da área e do desenvolvimento das tecnologias para o contaminante em questão, a ACV servirá como base para a hierarquização das tecnologias selecionadas em relação à variável ambiental. Esse estudo demonstra, de maneira preliminar, como a AMC e a ACV poderiam ser aplicadas no caso.

CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

A aplicação da ACV com essa finalidade de seleção possibilita racionalizar o uso de recursos e minimizar impactos ambientais, potencializando o benefício ambiental da remediação. Esta técnica dentro do contexto da sustentabilidade é de uma tendência global e que deve ser incorporada como metodologia para tomada de decisão em relação às alternativas de remediação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAYER, P.; FINKEL, M. Life cycle assessment of active and passive groundwater remediation technologies. **Journal Of Contaminant Hydrology**, Amsterdam, v.83, n.3/4, p.171-199, 10 Feb. 2006.
- CADOTTE, M.; DESCHÊNES, L.; SAMSON, R. Selection of a remediation scenario for a diesel-contaminated site using LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.12, n.4, p.239-251, 04 may 2007.
- CUNHA, A. C. L. L.; RUIZ, M. S.; TEIXEIRA, C. E. Environmental assessment of remediation technologies: an analytical framework for a hexachlorocyclohexane (hch) contaminated site in Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE HAZARDOUS AND INDUSTRIAL WASTE MANAGEMENT, 2., 2010, Chania, Crete, Greece. **Proceedings....** Crete: Technical University of Crete, 2010. p.1 – 8.

DIAMOND, M. L. et al. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: method and generic survey. **Environmental Toxicology And Chemistry**, v.18, n.4, p.788-800, 1999.

GODIN, J. et al. Combined use of life cycle assessment and groundwater transport modeling to support contaminated site management. **Human And Ecological Risk Assessment**, v.10, p.1099-1116, Dec. 2004.

HERMANN, B.; KROEZE, C.; JAWJIT, W. Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, Multi-Criteria Analysis and environmental performance indicators. **Journal of Cleaner Production**, v.15, n.18, p.1787-1796, Dec. 2007.

OWNBUYA, K. et al. Developing decision support tools for the selection of “gentle” remediation approaches. **Science Of The Total Environment**, Amsterdam, n. 407, n.24, p.6132-6142, Dec. 2009.

POLLARD, S. J. T. et al. Better environmental decision making – recent progress and future trends. **Science of The Total Environment**, v.400, n.1/3, p.20-31, Aug. 2008.

SUER, P.; NILSSON-PALEDAL, S.; NORRMAN, J. LCA for site remediation: A literature review. **Soil & Sediment Contamination: An International Journal**, v.13, n.4, p.415-425, 2004.

TOFFOLETTO, L.; DESCHÊNES, L.; SAMSON, R. LCA of ex-Situ bioremediation of diesel-contaminated soil. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.10, n.6, p.406-416, 18 Oct. 2005.

VOLKWEIN, S.; HURTING, H. W.; KLÖPFFER, W. Life cycle assessment of contaminated sites remediation. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.4, n.5, p.263-274, 1999.

ZOPOUNIDIS, C.; DOUMPOS, M. Multicriteria classification and sorting methods: a literature review. **European Journal of Operational Research**. v.138, n.2, p. 229-46, Apr. 2000.



ONTOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: EM BUSCA DE DEFINIÇÕES CONSENSUAIS

Gil Anderi da Silva^{}; Marisa Bräscher; Celina Rosa Lamb; Daniela Galvão*

RESUMO

Apresenta o resultado do projeto de elaboração da Ontologia de Avaliação do Ciclo de Vida (OACV), uma ontologia terminológica em língua portuguesa que visa contribuir para o entendimento comum acerca dos conceitos do domínio ACV.

PALAVRAS-CHAVE: Ontologia; Terminologia; Avaliação do Ciclo de Vida; Banco de dados brasileiro; ICV.

INTRODUÇÃO

Ontologias definem os conceitos de um domínio de conhecimento e estabelecem relações entre eles, com o objetivo de contribuir para o entendimento consensual desses conceitos por determinada comunidade. Esta acepção do termo ontologia surge com a proposta da *web* semântica e se refere, segundo a visão de Berners-Lee, Hendler e Lassila (2001), a um documento que define as relações entre termos e conceitos. O objetivo do uso de ontologias é melhorar as pesquisas na *web*, hoje feitas por meio de palavras, sem considerar seus significados e as relações semânticas que existem entre elas.

Esse novo uso do termo surge num contexto mais restrito às representações formais dos conceitos. Como destaca Borst (1997, p.12), uma ontologia é uma especificação formal e explícita de uma conceitualização compartilhada. A especificação formal é feita por meio de linguagem legível por computadores, de axiomas que limitam a interpretação do significado e por uma rede de relacionamentos entre conceitos.

No entanto, o conceito inicialmente proposto expandiu-se e encontram-se na literatura vários tipos de ontologias (cf. GUARINO, 1998; ALMEIDA, 2003). A Ontologia de Avaliação do Ciclo de Vida (OACV) caracteriza-se como uma ontologia terminológica[†], uma vez que as definições encontram-se expressas em linguagem natural e os relacionamentos semânticos são expressos por meio de relações hierárquicas e associativas. Este trabalho apresenta como a OACV está estruturada.

A OACV é um produto do projeto Inventário do Ciclo de Vida Para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira, coordenado pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. Cujo objetivo é criar a infraestrutura necessária à implantação da metodologia da ACV no Brasil e dessa forma apoiar a competitividade e a sustentabilidade da indústria brasileira. Este trabalho

^{*} Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química. Av. Prof. Luciano Gualberto, tr. 3, nº. 308, Cidade Universitária, São Paulo, CEP: 05508-900, São Paulo, Brasil. +55(11) 3091-2213 / Fax: +55(11) 30313020 / ganderis@usp.br.

[†] O termo ontologia terminológica é utilizado pelo grupo de trabalho National Committee for Information Technology Standards (NCITS) T2 Committee on Information Interchange and Interpretation, para referir-se às ontologias que não pretendem expressar as definições em linguagem formal e com o uso de axiomas.

vem sendo desenvolvido em parceria com MDIC/INMETRO, UnB, USP/politécnica e UTFPR. E tem o apoio da Financiadora de Estudo e Pesquisa (FINEP) no âmbito do Fundo Verde Amarelo.

A OAC, a metodologia de elaboração de inventários assim como o formato ‘ELCD’ fazem parte das ferramentas utilizadas para promover a padronização terminológica, metodológica e tecnológica dos inventários brasileiros a serem disponibilizados no banco de dados de armazenamento de inventários, que se encontra em fase de validação internacional.

OACV: PORQUE E PARA QUE?

As normas ISO de ACV e respectivas versões em língua portuguesa produzidas pela ABNT série ISO/ABNT 14000 de gestão ambiental apresentam definições de vários conceitos desse domínio. No entanto, por vezes, essas definições encontram-se dispersas nas normas o que dificulta sua localização, sobretudo por aqueles que estão iniciando na área e que não conhecem os conteúdos das normas em detalhes.

As definições adotadas pela OACV são elaboradas conjuntamente por especialista do domínio e por especialista da área terminológica, a partir de definições extraídas das normas e da literatura. Procurou-se privilegiar a clareza da definição por meio do uso de linguagem simples e pelo emprego de termos também definidos na ontologia.

A OACV pode ser consultada por meio do livro eletrônico no endereço <http://acv.ibict.br> (a partir de outubro de 2010). O leitor poderá navegar nos conceitos da ontologia utilizando os *links* estabelecidos entre os termos e conceitos registrados. Dessa forma, mesmo sem possuir conhecimento de todos os termos da OACV, o leitor será orientado a localizar suas definições. Os relacionamentos semânticos estabelecidos entre os conceitos auxiliam o leitor na obtenção de uma visão mais completa do domínio.

Com a publicação da OACV, pretende-se divulgar amplamente os conceitos propostos e, assim, contribuir para facilitar a comunicação entre aqueles que trabalham com gestão de ciclo de vida no Brasil.

ELEMENTOS E ESTRUTURA DA OACV

Como fontes de coleta de termos para a elaboração da OACV utilizaram-se as normas da família ISO 14040, nas versões originais em inglês e respectivas traduções para o português, e o livro de Chehebe (1997), por ser um dos primeiros livros introdutórios sobre ACV publicados em língua portuguesa. Cada termo e respectivas definições foram analisados por especialista em Avaliação do Ciclo de Vida. As definições elaboradas ou escolhidas para a OACV são registradas na ontologia, logo abaixo do termo. As definições coletadas em outras fontes são informadas no campo ‘outras definições’, conforme exemplo 1, no qual se encontram registradas 5 definições, uma adotada pela ontologia e 4 coletadas em outras fontes.

Exemplo 1 – Termo Alocação

Alocação

Distribuição proporcional das **entradas** e **saídas** de um processo ou sistema de **produto**, entre o **sistema de produto** em estudo e outros **sistemas de produto**.

Tradução do Termo: Allocation (Inglês)

Conceito Específico: Alocação Baseada em Fatores Econômicos

Alocação Baseada em Propriedades Físicas

Conceito Associado: Entrada

Saída

Procedimento de Alocação

Outras Definições:

Alocação - Repartição dos fluxos de entrada ou de saída de uma unidade de processo no sistema de produto sob estudo. (NBR ISO 14050:2004, p. 8)

Alocação - Step in LCA in which it is determined how environmental interventions of a multiple process will be distributed over the various process functions. (UNEP, 1996, p.85)

Alocação - Técnica utilizada para particionar as cargas ambientais entre os co-produtos. (CHEHEBE, 1997, p. 34)

Além das definições, a ontologia contempla os termos equivalentes em inglês, e indica as relações semânticas que refletem o sistema conceitual do domínio ACV. Estão registrados os seguintes tipos de relacionamentos:

a) relações hierárquicas (conceito específico/conceito geral): refletem a relação gênero/espécie ou coisa/tipo. Ex.: o termo consistência que é um tipo de requisito de qualidade dos dados. Nesse caso, indicam-se os relacionamentos nos dois termos, conforme ilustra o exemplo 2. O conceito mais geral é requisito de qualidade dos dados. A cobertura geográfica, cobertura temporal, cobertura tecnológica, precisão, reprodutibilidade, representatividade, consistência e completeza aparecem indicadas como termos específicos de requisito de qualidade dos dados, porque são tipos de requisitos.

Exemplo 2 – Relação hierárquica

Consistência

Avaliação qualitativa da uniformidade de aplicação do método de **ACV** utilizado no estudo às fases do mesmo.

Tradução do Termo: Consistency (Inglês)

Conceito Geral: Requisito de Qualidade dos Dados

Conceito Associado: Verificação de Consistência

Consistência - Avaliação qualitativa da uniformidade de aplicação do método de **ACV** utilizado no estudo às fases do mesmo.

Outras Definições:

Consistência - Avaliação qualitativa do quão uniformemente a metodologia de estudo é aplicada aos vários componentes da análise. (NBR ISO14041:2004, p. 9)

Requisito de Qualidade dos Dados

Definição da especificação das características de dados necessárias ao atendimento do **objetivo e escopo** do estudo de **AVC** ou **ICV**. Compreende a definição de:

cobertura temporal, cobertura geográfica, cobertura tecnológica, precisão, completeza, representatividade, consistência, reprodutibilidade e incerteza da informação.

Conceito Específico: Cobertura Geográfica
Cobertura Temporal
Cobertura Tecnológica
Precisão
Reprodutibilidade
Representatividade
Consistência
Completeza

Outras Definições:

Requisito de Qualidade dos Dados - Especificam em termos gerais as características dos dados necessários ao estudo. (NBR ISO 14040:2001, p. 6)

b) Relação de equivalência: refletem relações entre denominação e conceito, em situações em que um conceito pode ter mais de uma denominação. Ex.: o conceito da técnica estatística, que identifica quais dados têm maior contribuição para determinado indicador de categoria, pode ser denominado pelos termos análise de contribuição ou análise de incidência. Nesse caso, a ontologia adota como termo preferido o termo análise de contribuição e faz as remissivas necessárias, conforme exemplo 3, a seguir.

Exemplo 3 – relação de equivalência

Análise de Incidência
↳ ver Análise de Contribuição

c) relações associativas: refletem associações entre conceitos que se encontram num mesmo campo semântico, num determinado sistema conceitual. Ex.: o termo ‘aspecto ambiental’ relaciona-se ao termo ‘caracterização’ porque o cálculo dos indicadores de categoria ambiental é feito a partir dos valores dos aspectos ambientais classificados na categoria ambiental em questão. Nesse caso, é estabelecida uma relação de associação, conforme ilustra o exemplo 4.

Exemplo 4 – relação associativa

Aspecto Ambiental

Qualquer interação humana com o meio ambiente.

Tradução do Termo: Environmental aspect (Inglês)

Conceito Associado: Caracterização
Impacto Ambiental
Interação

Outras Definições:

Aspecto Ambiental - Elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente. (NBR ISO14050:2004, p. 1)

Aspecto Ambiental - Element of an organizations activities, products or services that can interact with the environment. (ISO 14040:2006, p. 2)

O Livro Eletrônico OACV contempla facilidades de navegação pela hierarquia de conceitos e por meio dos termos que compõem a definição de outro termo da ontologia.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A OACV contempla as definições, os termos equivalentes em inglês, e indica as relações semânticas que refletem o sistema conceitual do domínio ACV. Dessa maneira possibilita: a) aquisição, representação e manipulação de conhecimento sobre ACV, por meio de um conjunto consistente de conceitos básicos modelados; b) estruturar e organizar bibliotecas de conhecimento, permitindo o acesso ao conteúdo das normas da família ISO 14040 e à documentação especializada; c) difundir a terminologia brasileira padronizada na área de ACV; d) apoiar o processo de aprendizagem na área de ACV, utilizando a ontologia como material instrucional; e e) melhorar a compreensão e visão compartilhada do domínio ACV.

A terminologia de determinado domínio do conhecimento evolui à medida em novos conceitos surgem, provenientes das novas descobertas e desdobramentos do domínio em questão. Dessa forma, a OACV não deve ser vista como um produto finalizado, ela deve ser constantemente atualizada, preferencialmente, com a colaboração da comunidade de ACV brasileira, possibilitando a sugestão de novos conceitos, relacionamentos e definições. A participação dos especialistas da área a ontologia possibilitará que a ontologia cumpra os objetivos propostos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, M. B.; BAX, M. P. Uma visão geral sobre ontologias: pesquisa sobre definições, tipos, aplicações, métodos de avaliação e de construção. **Ciência da Informação**, Brasília, v.32, n.3, p.7-20, set./dez. 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040:2001** Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. 2001.

_____. **NBR ISO 14041**: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Definição de Objetivo e Escopo e Análise de Inventário, Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR ISO 14042**: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida, Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR ISO 14050**: Gestão Ambienta: Vocabulário, Rio de Janeiro, 2004.

BORST, W. N. **Construction of engineering ontologies**. 1997. 243 f. Tese (Doutorado) – University of Twente, Enschede, 1997. Disponível em: <<http://doc.utwente.nl/fid/1392>> Acesso em: abr. 2006.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do Ciclo de Vida de Produtos**: ferramenta gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1997. 104p.

GUARINO, N. Formal ontology and information systems. In: **FORMAL ontology in Information Systems: proceedings of the First International Conference (FOIS'98)**, June 6-8, Trento. Amsterdam: IOS, 1998, p. 3-15.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14043**: Environmental Management: Life Cycle Assessment: Life Cycle Interpretation. 2000.

_____. **ISO 14042**: Environmental management: Life cycle impact assessment: Examples of the application of ISO 14042. 2003.

UNEP. **Life Cycle Assessment**: what it is and how to do it. Paris, 1996.



AVALIAÇÃO DA PERDA DA BIODIVERSIDADE DECORRENTE DA CONVERSÃO DA FLORESTA TROPICAL EM PASTAGEM

*Liliane Sessi da Rocha**; *Cássia Maria Lie Ugaya*

RESUMO

A conversão da floresta para pastagem diminui a precipitação pluvial em função da alteração do albedo e esta diminuição na precipitação condiciona a vegetação, levando até a perda de espécies mais sensíveis ao estresse hídrico. Por meio da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), uma das fases da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) os resultados da fase anterior (Inventário do Ciclo de Vida – ICV) são convertidos em impactos, visando ao melhor entendimento da significância ambiental. A avaliação da perda da biodiversidade é ainda muito limitada em estudos de ACVs, mas, no caso da floresta tropical no Brasil, identificou-se a possibilidade de avaliar a biodiversidade em função da precipitação pluvial e a alteração da pluviosidade em função da transformação do uso do solo. O objetivo deste trabalho foi determinar o fator de caracterização para perda de biodiversidade decorrente da transformação do uso do solo, mais especificamente, da floresta Amazônica para pasto. Estima-se que $2,4 \cdot 10^{-6}$ espécies de plantas vasculares são perdidas por hectare por ano.

PALAVRAS-CHAVE: Transformação do uso do solo; Pluviosidade; Biodiversidade; Albedo.

INTRODUÇÃO

A perda de biodiversidade é inserida na AICV de forma limitada, predominantemente relacionada à transformação do uso do solo (LANGE; UGAYA, 2010). Mesmo neste caso, ainda que existam métodos e estudos de caso, a ausência de dados é um dos motivos que restringe a larga obtenção de fatores de caracterização.

Por outro lado, diversos autores defendem o fato de que algumas condições meteorológicas são alteradas quando ocorre conversão de uso da terra. Um dos parâmetros mais citados é o albedo. Berbet (2002, p.6) define albedo (ou coeficiente de reflexão) como a razão entre a radiação solar refletida e a radiação solar incidente. Os autores que realizaram estudos relacionando uso da terra e sua transformação com a variação do albedo foram Oliveira *et al.* (2007), Berbet (2002), Lima *et al.* (2009), Cardozo *et al.* (2009) e Couto (2009).

Observa-se que a conversão da floresta para outro uso da terra diminui a precipitação pluvial em função da alteração do albedo e, que esta diminuição na precipitação condiciona a vegetação, levando até a perda de espécies mais sensíveis ao estresse hídrico. Portanto, considera-se que o albedo também pode ser estudado como um indicador da categoria perda de biodiversidade, considerando que, de acordo com a ISO (2006), o indicador de categoria pode ser selecionado entre o ICV e o ponto final de categoria, tendo em vista a limitação atual de dados acerca da biodiversidade no país.

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais (PPGEM). Núcleo de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida da UTFPR. Av. Sete de Setembro, 3165, Rebouças, Curitiba, CEP: 80230 – 901, Paraná, Brasil. +55(41) 3310-4873 / sessi.liliane@gmail.com.

Conforme a ISO (2006) a caracterização abrange a conversão dos dados do ICV para cada categoria de impacto, visando a obtenção de um resultado numérico do indicador. A conversão envolve: fatores de caracterização; o método de cálculo documentado e justificado.

O objetivo deste trabalho é determinar o fator de caracterização para biodiversidade no bioma Amazônia, o que permitirá uma melhor avaliação da perda de biodiversidade decorrente da transformação do uso do solo, mais especificamente, da floresta Amazônica para pasto.

COLETA, ANÁLISE E PROCESSAMENTO DE DADOS PARA A DETERMINAÇÃO DOS FATORES DE CARACTERIZAÇÃO

Foram utilizados os dados do Censo Agropecuário 2006 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para obtenção da variação anual da transformação do solo, de floresta para pasto, dentro de uma série histórica de 36 anos. Foram considerados os Estados brasileiros que possuem uma área significativa do bioma em questão, ou seja, foram excluídos Tocantins e Maranhão. A Tabela 1 mostra o percentual de transformação do solo em cada período; a taxa percentual de variação de transformação de um período para o outro; a média da taxa percentual de transformação sofrida a cada ano.

Tabela 1. Transformação do uso do solo: Floresta Amazônica para pasto. (Fonte: IBGE, 2006).

Transformação	$\Delta\%$	$\Delta\%/ano$
1975-1980	-14,58	-0,02916
1980-1985	18,73	0,03746
1985-1995	31,06	0,03106
1995-2006	43,67	0,03970
Taxa de transformação média anual:		0,01977

Com relação aos dados referentes à precipitação, a região Amazônica apresenta precipitação média de 2300 *mm* anuais (NASCIMENTO; MASCARENHAS JÚNIOR, 2009). Baseando-se no estudo de Mendes (1998), estimou-se que a média de dias com precipitação na Amazônia foi de 200 dias por ano.

De acordo com Tucci & Beltrame (2009), as variáveis meteorológicas que interferem na evaporação são a radiação solar, a temperatura do ar, o vento e a pressão de vapor. Neste contexto, os mesmos autores afirmaram que há vários métodos para determinar a evaporação, tais como balanço de energia, equações empíricas e balanços hídricos.

Para realizar os cálculos referentes à precipitação pluvial, foi realizada uma coleta de dados meteorológicos que representam as condições médias da Amazônia, bem como os dados referentes às condições meteorológicas quando esta é convertida para pasto, conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros meteorológicos.

Parâmetro Meteorológico	Símbolo	Unidade	Floresta	Pasto	Fonte
Radiação efetiva	q_{ef}	mm/dia	5,69	5,21654	calculado*
Calor latente de vaporização por unidade de massa	L	cal/(cm ² .mm)	59	59	Tucci e Beltrame (2009)
Radiação no topo da atmosfera	Rt	cal/cm ² .dia	841,16	841,16	Tucci e Beltrame (2009)**
Radiação incidente de onda curta	G	cal/cm ² .dia	465,33	465,33	calculado*
Parcela de albedo	a		0,13	0,19	Oliveira et al. (2007)
Temperatura média anual	T	°C	28,14	28,14	INPE
Temperatura absoluta da superfície de radiação	T	°K	301,14	301,14	calculado*
Umidade relativa do ar	U	%	83,44	83,44	INPE*
Número efetivo de horas de brilho solar	n	h	6,49	6,49	Pachêco e Bastos (2007)
Número máximo de horas de brilho solar	N	h	12,12	12,12	Moltalvão (2005)
Número real de horas de incidência solar dividido pelo número de horas possíveis	p		0,54	0,54	calculado*
Velocidade do vento	W_2	m/s	1,14	3,05	Fisch et al. (1997)
Constante de Stefan-Boltzman	σ	cal/cm ² .dia	$1,19 \times 10^{-7}$	$1,19 \times 10^{-7}$	Tucci e Beltrame (2009)
Tensão parcial de vapor de água	e_a	mmHg	23,84	23,84	calculado*
Tensão de vapor saturado	e_s	mmHg	28,57	28,57	calculado*
Evapotranspiração	E	mm/dia	4,78	4,42	calculado*
Evapotranspiração nas condições isotérmicas	E_i	mm/dia	1,67	1,69	calculado*
Volume total escoado pelo curso de água principal da bacia	Q	mm/ano	1250	1250	Ferreira et al. (1998)
Coefficiente dependente da temperatura média diária do ar	Δ/γ		3,42	3,42	calculado*

*Cálculos demonstrados na sequência. **Valor médio da Latitude -4°, conforme a tabela de Shaw e Napier citado por Tucci e Beltrame (2009).

Para calcular o índice pluviométrico (P) anual (mm/ano) sobre uma bacia hidrográfica, bem como a redução do número de espécies de plantas vasculares em função da redução da precipitação pluvial, foram utilizadas as equações mostradas na Tabela 3.

Tabela 3. Equações.

Equação	Equação	Fonte
Equação 1	$y = 8,648 \cdot x^{1,1094}$	Mutke e Barthlott (2005)
Equação 2	$E = P - Q$	Garcez e Alvarez (1998)
Equação 3	E_0 (mm/dia) = $(\Delta/\gamma \cdot q_{ef}/L + E_i) / (\Delta/\gamma + 1)$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 4	$\Delta/\gamma = 38640 \cdot 10^{-7,5T/(237,3+T)}/(237,3 + T)^2$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 5	$q_{ef}/L = [G(1-a) - \sigma T^4 (0,56 - 0,09e_a^{1/2}) (0,1 + 0,9p)] / L$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 6	$G = Rt (0,24 + 0,58p)$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 7	$e_a = U \cdot e_s / 100$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 8	$e_s = 4,58 \cdot 10^{7,5T/(237,3+T)}$	Tucci e Beltrame (2009)
Equação 9	$E_i = 0,35 (1 + w_2/160) (e_s - e_a)$	Tucci e Beltrame (2009)

A partir dos dados meteorológicos da Tabela 2, foi possível estimar a precipitação da Bacia Amazônica para o cenário de floresta (albedo = 0,13) e para o cenário de pastagem (albedo = 0,19). Tanto para o cenário de floresta quanto para o cenário de pastagem, foram calculados: e_s , e_a , G e Δ/γ , utilizando as equações 8, 7, 6 e 4 da Tabela 3, respectivamente. Os resultados dos cálculos realizados são apresentados na Tabela 4. Estes parâmetros meteorológicos coincidem para ambos os cenários.

Tabela 4. Resultados dos cálculos para ambos os cenários.

e_s (mmHg)	e_a (mmHg)	G (cal/cm ² .dia)	Δ/γ
28,57	23,84	465,33	3,42

Utilizando os dados da Tabela 2 específicos para cada classe de uso da terra, foram calculados q_{ef}/L , E_i e E_0 e P , utilizando as equações 5, 9, 3 e 2, respectivamente para a) cenário de floresta e b) cenário de pastagem. Os resultados dos cálculos são apresentados a seguir na Tabela 5.

Tabela 5. Resultados dos cálculos para os cenários de floresta e pastagem.

	q_{ef}/L (mm/dia)	E_i (mm/dia)	E_0 (mm/dia)	E^* (mm/ano)	P (mm/ano)
a) Cenário de Floresta	5,68976	1,66729	4,77969	955,94	2205,94
b) Cenário de Pastagem	5,21654	1,68705	4,41801	883,60	2133,60

*Considerando 200 dias de precipitação.

A partir dos valores de precipitação obtidos, é possível estimar a perda de biodiversidade de plantas vasculares quando há transformação de uso do solo de floresta para pasto. Se a precipitação é de 2205,94 mm em 200 dias, substituindo este valor em “x” na equação 1, têm-se $y = 3088$ espécies de plantas vasculares, para o cenário de floresta. Se a precipitação é de 2133,60 mm em 193 dias, substituindo este valor em “x” na equação 1, têm-se $y = 2968$ espécies de plantas vasculares, para o cenário de pastagem.

Calculando-se a diferença entre os números de espécies, estima-se que a diferença de um cenário para o outro é de 120 espécies de plantas vasculares em uma área de 10.000 km² (10⁶ ha), ou $1,2 \cdot 10^{-4}$ espécies por hectare. Considerando-se que a taxa de transformação da terra anual é de 0,01977%, estima-se que $2,4 \cdot 10^{-6}$ espécies são perdidas por hectare por ano quando há conversão do uso do solo de floresta para pasto.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme a Tabela 6, tem-se que o fator de caracterização para biodiversidade no bioma Amazônia, para avaliação da perda de biodiversidade decorrente da transformação do uso da terra, de floresta Amazônica para pastagem é de $2,4 \cdot 10^{-6}$ espécies de plantas vasculares perdidas por hectare anualmente.

Tabela 6. Fator de caracterização para biodiversidade na Amazônia.

Transformação do uso da terra	Área transformada	Número de espécies de plantas vasculares perdidas por ano
Floresta Tropical para Pastagem	1 ha	$2,4 \cdot 10^{-6}$

Para relacionar albedo e precipitação, tem-se a seguinte correlação: se há uma diferença de 72,34 *mm* de precipitação do cenário de floresta tropical para cenário de pastagem, multiplicando este valor pela taxa de transformação anual (0,01977%), tem-se que há uma redução de 1,4 *mm* por ano, que significa uma redução de 0,06% na precipitação. Da mesma forma, a partir dos dados, observa-se um aumento de 0,06 unidades de albedo quando há a referida conversão na Amazônia Legal.

CONCLUSÃO

A partir da revisão bibliográfica e dos resultados obtidos, foram obtidas as seguintes conclusões expostas a seguir.

A expansão do biodiesel de soja no Brasil, que está estimulando o desmatamento na Amazônia Legal para obtenção de novas áreas de pastagem, dentre outros fatores que estão contribuindo para o desmatamento da região, está causando um impacto significativo na biodiversidade do referido bioma. Então, os benefícios do uso do biodiesel de soja são reduzidos, ao considerar a perda de biodiversidade.

Os resultados numéricos são aceitáveis, tendo em vista os estudos numéricos realizados por outros pesquisadores e são coerentes, tendo em vista os cálculos realizados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERBET, M. L. C. **Variação sazonal do albedo e sua influência na mudança do padrão de chuva, em consequência da conversão da floresta tropical em pastagem.** 2002. Dissertação (Mestrado em Meteorologia Agrícola)- Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG. 2002.

CARDOZO, F. S.; PEREIRA, G.; SILVA, F. B.; SHIMABUKURO, Y. E.; MORAES, E. C. Análise da estimativa da refletância e albedo em áreas alagadas do Pantanal. **Anais 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Corumbá, 2009. Disponível em: < <http://www.geopantanal2009.cnptia.embrapa.br> > Acesso em: 26 abr. 2010.

COUTO, D.L.N. **Albedo em cerrado *sensu stricto* como resposta à variação climática e biológica** – conexões com índice de vegetação, estoques de carbono e fluxos de CO₂. 2009. Dissertação (Mestrado em Geografia Física)- Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. Disponível em: <www.teses.usp.br/teses/.../DIOGO_LADVOCAT_NEGRAO_COUTO.pdf>. Acesso em: 05 mai. 2010.

FERREIRA, J. A. S.; MANZI, A. O.; ESPÍRITO SANTO, C. M. do. Comportamento de um modelo hidrológico para a bacia Amazônica utilizando três campos diferentes de climatologia. In: X CONGRESSO BRASILEIRO

DE METEOROLOGIA, 1998, Brasília. **Anais eletrônicos**. Brasília, DF, 1998. Disponível em: <<http://www.cbmet.com/>> Acesso em: 27 fev. 2010.

FISCH, G.; LEAN, J.; WRIGHT, I. R.; NOBRE, C. A. Simulações climáticas do efeito do desmatamento na região Amazônica: Estudo de um caso em Rondônia. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 12, n. 1, p. 33-48, 1997. Disponível em: <<http://urlib.net/cptec.inpe.br/walmeida/2003/10.15.11.07>>. Acesso em: 05 fev. 2010.

GARCEZ, L. N.; ALVAREZ, G. A. (Autor). **Hidrologia**. 2. ed. rev. e atual. São Paulo: Edgard Blücher, 1988 291p. : ISBN 8521201699.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14044**: Environmental management: Life cycle assessment: Requirements and guidelines. 2006.

LANGE, M. V., UGAYA, C. M. L. A biodiversidade na AICV: conquistas e lacunas fundamentadas nos preceitos da convenção sobre diversidade biológica. **II Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida**. Florianópolis. 6p. (in press).

LIMA, P. C. S.; LEITÃO, M. M. V. B. R.; AZEVEDO, P. V.; OLIVEIRA, G. M.; ESPÍNOLA SOBRINHO, J.; MOURA, M. S. B.; MENEZES, H. E. A.; PINTO, M. G. C. L. Albedo de Pastagem e Caatinga. **XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia**, Belo Horizonte, 2009.

MENDES, D. Suporte meteorológico de superfície para o monitoramento de precipitação na Amazônia. **X Congresso Brasileiro de Meteorologia**, Brasília, 1998. Disponível em: <<http://www.cbmet.com/>> Acesso em: 25 jan. 2010.

MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo Agropecuário 2006 – resultados preliminares**. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <<http://www1.ibge.gov.br/>> Acesso em: 20 ago. 2010.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Dados históricos**. Dados meteorológicos de temperatura do ar e da umidade relativa do ar da Plataforma de Coleta de Dados (PCD) Amazônia do ano de 2009. Disponível em: <<http://satelite.cptec.inpe.br/>> Acesso em: 05 fev. 2010.

MONTALVÃO, E. **O setor elétrico e o horário de verão**. Consultoria Legislativa do Senado Federal. Coordenação de estudos. Brasília, 2005. Disponível em: <www.senado.gov.br>. Acesso em: 17 mai. 2010.

MUTKE, J.; BARTHLOTT, W (2005). **Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales**. Biol. Skr 55:521-531. ISSN 0366-3612. ISBN 87-7304-304-4.

NASCIMENTO, T. S.; MASCARENHAS JÚNIOR, T. A. Precipitação na Amazônia: análise da variação entre as porções Central e Ocidental. **XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Universidade Federal de Viçosa, 2009. Disponível em: <<http://www.geo.ufv.br/simposio/>> Acesso em: 17 mai. 2010.

OLIVEIRA, G. S.; NOBRE, C. A.; COSTA, M. H.; PRAKKI, S.; SOARES-FILHO, B. S.; CARDOSO, M. F. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. L17709, p. doi:10.1029/2007GL030612, September 2007. (INPE-14889-PRE/9803). Disponível em: <<http://urlib.net/>>. Acesso em: 22 nov. 2009.

PACHÊCO, N. A.; BASTOS, T. X. **Boletim agrometeorológico 2006 Igarapé - Açu – Belém, PA**: Embrapa Amazônia Oriental, 2007. Disponível em: < www.cpatu.embrapa.br > Acesso em: 17 mai. 2010.

TUCCI, C. E. M.; BELTRAME, L. F. S. Evaporação e Evapotranspiração. In: TUCCI, Carlos E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS-Faculdade de Agronomia, 2009.



STRENGTHENING CAPABILITIES ON SUSTAINABLE RESOURCE MANAGEMENT (SRM) IN LATIN AMERICA AND THE CARIBBEAN (LAC) REGION

Sonia Valdivia ; Elisa Tonda; Jose Leal; Sonia Uribe*

RESUMO

The Latin America and the Caribbean (LAC) is a major source of renewable and non-renewable resources for the world market. This region is rich in minerals reserves. Water quality problems are common to the whole region. Not only has Latin America lost more than 7 per cent of its tropical forests during the 1980s, but its savannah-grasslands are also under continuous threat (FAO, 1993). The LAC region includes 23 % of the world's potential arable land. As such, improving resource management in the region promises to have important benefits for both the inhabitants of LAC and the world at large. The present paper introduces a project (UNEP, 2009) which has the aim to address the strengthening of capabilities on Sustainable Resource Management (SRM) and promotion of SRM practices in the Latin America and the Caribbean (LAC) region.

PALAVRAS-CHAVE: Resource management; Scarcity; Latin America and the Caribbean; Life Cycle based tools.

INTRODUÇÃO

The project "Strengthening National Capacities for Sustainable Resource Management" (GESRE, for its Spanish abbreviation), is being implemented by the United Nations Environment Programme (UNEP). It aims at contributing to the identification of the needs of the LAC and at improving the coordination and understanding of the sustainable management of material resources between participating LAC countries. The focus of the sustainable resource management project includes actions and organizations within a system that help facilitate the use and continuous provision of natural resources in order to cover the needs of the present without compromising the capacity of the future generations of covering its own needs. It is about an integrated approach for resource management. Therefore, sustainable resource management avoids the transfer of impacts of a productive chain to another, of a category of impact to another, and from one region to another.

THE LATIN AMERICAN AND THE CARIBBEAN REGION AND CURRENT CHALLENGES FOR SUSTAINABLE RESOURCE MANAGEMENT

The LAC is a major source of renewable and non-renewable resources for the world market. LAC shares around 50-60% of global iodine lithium production, around 20-40% of zinc, silver, molybdenum, aluminum, copper, silver and tin (UNEP, 2010). Forest cover in the region declined from 992 million hectares in 1980 to 918 million hectares in 1990, yielding an annual deforestation rate of 0.8 per cent over this period (FAO, 1993). Water quality problems that are common to the

* United Nations Environment Programme. 15 rue de Milan. 75441 Paris Cedex 09. France. sonia.valdivia@unep.org.

whole region include toxic contamination from industry, waste disposal, and eutrophication from human sewage (UNEP, 1991). Not only has Latin America lost more than 7 per cent of its tropical forests during the 1980s, but its savannah-grasslands are also under continuous threat (FAO, 1993). The LAC region includes 23 % of the world's potential arable land, 12% of current cropland and 17% of all pastures (GALLOPIN *et al.*, 1991). As such, improving resource management in the region promises to have important benefits for both the inhabitants of LAC and the world at large.

Political decision makers, government agencies and the scientific community in the LAC Region lack on one hand appropriate knowledge to their needs and local experiences about SRM and resource efficiency and on the other hand coordinated effort and solid linkages with the providers and users of resources (e.g. the private sector and consumers). Both are necessary to lead their countries toward more sustainable patterns of consumption and production. The causes of this problem are multiple. Regional assessment reports on SRM and resource efficiency activities have not been developed. As a result, the data available today does not meet the specific needs of the region. Current knowledge and data on SRM and life cycle currently available is almost exclusively based on research in Europe, Japan and North America and is barely available in Spanish or Portuguese. This lack of knowledge and experience is coupled with limited opportunities for training on SRM. Few universities, business schools and technical education centres in the LAC region offer courses on SRM. In general, there is a lack of awareness of the issue, which means that there is limited political will to put the topic of resource management on the political and economic agenda.

Furthermore, governments in the region – although this is not specific to this region - tend to allocate resources unevenly between ministries which results in the development of inconsistent levels of regulations and policies. Issues like the environment that should be addressed transversally are usually relegated to agencies that benefit from only very limited resources or instead approached on an ad hoc basis with limited coordination between agencies and ministries.

The result is that opportunities to make resource use more sustainable have not been identified. Furthermore, regional experts have not had the opportunity to develop practical experience in SRM. In some LAC countries, National Cleaner Production Centres (NCPCs) on resource management are in the early stages of development, but, with only limited support from policy makers and few experienced experts, they have difficulties to take off. Some government policies have been implemented to address resource efficiency, but they have not taken a coherent approach to the larger issue of sustainable resource management.

AIMS OF THE PROJECT AND EXPECTED ACCOMPLISHMENTS

The project will help to pinpoint the needs of the region, increase coordination and understanding of sustainable resource management among key stakeholders in the scientific community and government administrations and improve their skills on these topics. In this way,

governments and stakeholders will have the tools they need to improve coordination between agencies and develop consistent cross-cutting policies for the SRM of their resources. A box with Resource Management tools for governments will be provided. Pilot projects in two different natural resources in LAC in two different countries will be implemented. The resources will be selected following environmental, social and economic criteria. Metals and minerals, biotic resources (aquiculture and forestry), water, natural landscape, and fertile land are types of natural resources selected. Expected accomplishments are three-fold:

1. Establish networks of relevant stakeholders with increased awareness, knowledge, and with the necessary skills for GESRE, including access to tools, models of products' prioritization and productive sectors, and policy design.
2. Two pilot projects implemented and lessons learnt available for the region.
3. Identify opportunities and launch recommended initiatives in national plans for GESRE in two countries in the LAC region.

CRITERIA FOR THE SELECTION OF PRODUCTIVE CHAINS

Pilot projects in two different natural resources in LAC in two different countries will be implemented. Critical natural resources selected by the countries are metals and minerals, forestry, fishery, water, natural landscape, and fertile land. Indicators to measure SRM proposed are scarcity of resources, among others.

Following criteria will guide the selection of pilot projects:

- consideration of a critical natural resource in the country with reserves at risk in the next decades
- resource use reduction
- water use reduction along the life cycle
- GHG reduction along the life cycle?
- social co-benefits for the local communities around the areas of resource extraction
- employment creation possibilities
- increased or new income for the workers, shareholders, suppliers or the local community around the resource extraction activities
- supply chain involvement

RESULTS

Since its launch in April 2010 a consultation on priority resources in the region was carried out. The GESRE project has created a platform based on a public expression of interest which includes about 110 stakeholders from 30 countries including participants from governments, private organizations, NGOs and academia. Six critical resources have been identified together with the

countries: water, fertile land, minerals and metals, forestry, fishery and natural landscape. An open consultation for stakeholders of LAC region on “The Scarcity of Natural Resources Concerns around their use/extraction and Perception of the Importance of Resources” was conducted and in the process to be analyzed. Sixteen countries have expressed their and concerns on the 6 critical resources in the region. Results of this consultation will be part of the “Assessment Report on Natural Critical Resources in the LAC region”.

Next steps

The selection of sectors and countries for the two pilot projects and their launch is the next step. Results of the assessment report will be presented in November 2010 in Brazil and stakeholder consultations and an international peer review will take place afterwards. The pilot projects will be launched in December 2010 and will last 9 months. Training activities for countries selected and for the region are envisaged as part of this project. As a result of the 2-year project, recommendations for national strategies and plans in LAC countries will be drawn. Learnings and highlights will be disseminated in the region.

CONCLUSIONS

The waste societies are increasingly producing shorter product life cycles with an intense consumption of natural resources. Considering natural capital as foundation of our economy and society, a pre-condition for growth and development, sustainable resource management practices in our production models are needed. This project offers the possibility to test sustainable practices in the extraction and use of critical natural resources in Latin American and the Caribbean region, and hence, to use the natural capital of countries as the basis for sustainable development.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FAO. 1993. **Forest Resources Assessment** 1990. Tropical Countries. Forestry Paper 112. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome.

GALLOPIN, G.; WINOGRAD, M.; GOMEZ, I. 1991. **Ambiente y Desarrollo en América Latina y el Caribe: Problemas, Oportunidades y Prioridades**, GASE. Bariloche, Argentina.

UNEP, 2009. **Internal Project Document on “Strengthening National Capacities for Sustainable Resource Management”**.

_____. 2010. **Internal Project Document on “Consultation to Countries of Latin American and the Caribbean region on the Scarcity of Natural Resources, Concerns around their Use/Extraction and Perception of the Importance of Resources”**.

_____. 1991. **Status of Desertification and Implementation of the United Nations Plan of Action to Combat Desertification**. United Nations Environment Programme (UNEP). Nairobi.



IDENTIFICAÇÃO DE MELHORIAS AMBIENTAIS ATRAVÉS DA APLICAÇÃO DA FERRAMENTA DE ANÁLISE DE CICLO DE VIDA

Marina D'Agostini ; Alexandra Rodrigues Finotti*

RESUMO

Em um conturbado cenário de conflitos entre a produção industrial intensa e a preservação do meio ambiente, a Análise de Ciclo de Vida (ACV) surge como uma potencial ferramenta para identificar impactos ao longo de toda a vida do produto, desde a extração de sua matéria-prima até o seu descarte final após o fim de sua vida útil. Neste trabalho foi realizada a análise de ciclo de vida de um produto, uma quinta-roda, peça utilizada para acoplamento de veículos pesados, produzida em uma indústria automotiva metal-mecânica de Caxias do Sul, com a finalidade de identificar os aspectos ambientais de maior impacto ao longo de seu ciclo de vida, abrangendo as etapas de manufatura, uso e manutenção e disposição final. Os resultados da ACV servem como um indicativo de oportunidades de melhoria ambiental para o processo produtivo do produto em análise. A presente análise seguiu as etapas padronizadas pela NBR 14.040 e 14.044 (ABNT, 2009): definição do objetivo e escopo, análise do inventário, avaliação de impactos e interpretação dos resultados. Para etapa de análise do inventário foi utilizado o *software SIMAPRO* e para avaliação de impactos o *Eco-indicator 95*. Analisando os resultados obtidos, foi possível identificar que o maior percentual de impactos concentra-se na etapa de manufatura, destacando-se o consumo de matérias-primas (ferro fundido e aço) e consumo de energéticos (gás natural, energia elétrica), devido a esta análise englobar também os impactos dos processos de produção e componentes destes produtos. Depois de identificados os impactos, a empresa pode então direcionar a tomada de decisões com fins de mitigá-los, visando vantagens competitivas e a sustentabilidade do negócio.

PALAVRAS-CHAVE: Análise de Ciclo de Vida; Quinta-roda; Tomada de decisões; Sustentabilidade.

INTRODUÇÃO

Todo o produto, não importa de que material seja feito, provoca um impacto no meio ambiente, seja em função de seu processo produtivo, das matérias-primas que consome, ou devido ao uso e disposição final (CHEHEBE, 1997).

A preocupação somente com a preservação do meio ambiente cedeu espaço para a busca de um conceito bem mais amplo: sustentabilidade. E o estudo de cada parte isolada deve ser substituído pela visão do todo e a análise de alternativas na busca por reduções de impactos deve ser realizada de forma aprofundada e robusta (PEDROSO, 2007).

Neste trabalho, a Análise de Ciclo de Vida (ACV) foi utilizada para identificar impactos, bem como a fase em que os mesmos ocorrem, de um produto utilizado para acoplamento de veículos pesados chamado quinta-roda, produzido por uma indústria metal-mecânica automotiva localizada na cidade de Caxias do Sul. A ACV pode ser usada pelas empresas como uma ferramenta que permite a

* Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Centro Tecnológico – Campus Trindade, Caixa Postal 476, Florianópolis, CEP: 88040-970, Santa Catarina, Brasil, +55 (54) 8114-1332 / ma_dago@yahoo.com.br.

melhoria do desempenho ambiental de seus produtos e desta forma, além dos objetivos de redução de impactos, a empresa pode alcançar vantagens competitivas, mercadológicas e de marketing.

ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DE UMA QUINTA-RODA

A aplicação da ACV na quinta-roda contemplou todas as fases de aplicação desta ferramenta baseada nas especificações técnicas das normas NBR ISO 14.040 e NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009).

Definição do objetivo e escopo

A aplicação da ferramenta de ACV neste projeto tem como objetivo a identificação dos aspectos ambientais mais impactados ao longo do ciclo de vida de uma quinta-roda possibilitando a tomada de ações para minimização ou eliminação dos impactos visando também vantagens competitivas. Para este estudo foram consideradas as etapas de: manufatura, uso e manutenção e descarte final.

A definição do escopo é a descrição dos elementos essenciais para realização da pesquisa: função dos produtos, unidade funcional, fluxo de referência e fronteiras do sistema. A função da quinta-roda é de acoplar o veículo trator no semi-reboque e permitir o transporte seguro durante toda a vida útil do caminhão. A unidade funcional foi considerada como transportar cargas, de forma segura, durante toda vida útil do caminhão, sendo a carga máxima por viagem igual a 65 t. O fluxo de referência consiste na quantificação necessária do produto para cumprimento da unidade funcional. Considerando a vida útil de um caminhão igual a 15 anos, haveria 3 reposições de quinta-roda, portanto o fluxo de referência será igual a 3 reposições.

Na Figura 1, são mostradas as fronteiras definidas para o sistema, demarcadas pelo sombreamento cinza.

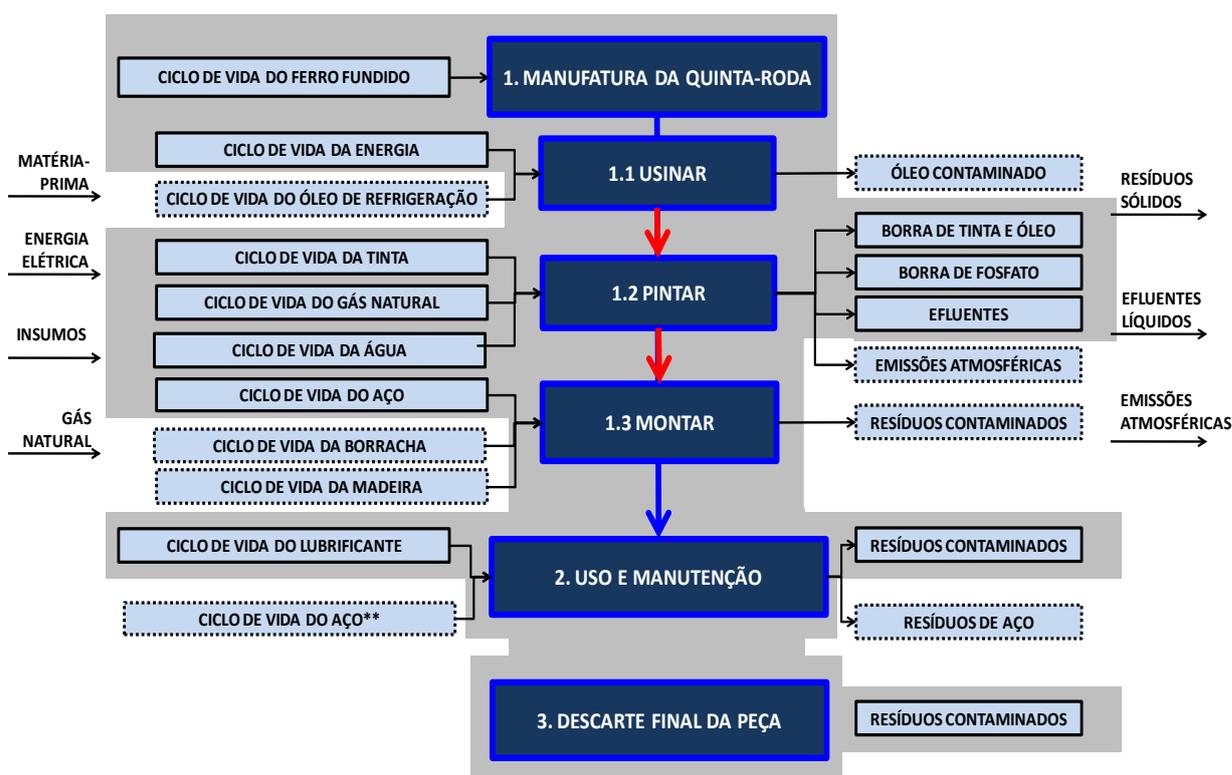


Figura 1. Fronteiras definidas para ACV da quinta-roda.

Análise do inventário e avaliação de impactos

Neste trabalho utilizou-se o sistema computacional SIMAPRO 7.1, que permitiu recolher, analisar e monitorar o desempenho ambiental dos produtos e serviços. Apesar de o Brasil não apresentar muitos bancos de dados nacionais, é ideal utilizar dados da região ou procurar, entre os bancos de dados disponíveis, os que mais se assemelhem as condições locais, diminuindo a probabilidade de erros e incertezas nos resultados obtidos pela análise de ciclo de vida da peça. Na Tabela 1, estão expostos os dados utilizados e seus respectivos locais de origem.

Tabela 1. Origem dos dados de entrada para modelagem no SIMAPRO.

ENTRADAS OU SAÍDAS	PROCESSO	NOME DA ENTRADA OU SAÍDA NO SIMAPRO	QUANTIDADE POR PEÇA (1UN)	QUANTIDADE NA UNIDADE FUNCIONAL (3UN)	BANCO DE DADOS NO SIMAPRO	ORIGEM
Ferro Fundido (kg)	Usinagem	Cast Iron ETH S	121,995	365,958	ETH-ESU 96	Suíça
Energia elétrica (kWh)	Usinagem	Eletricidade Brasil	6,64	19,92	Luciane Sartori	Brasil
Tinta E-coat (kg)	Pintura	Paint ETH S	0,32	0,96	Luciane Sartori	Brasil
Água (litro)	Pintura	Water tap	21,87	65,61	LCA Food DK	Dinamarca

Tabela 1. Origem dos dados de entrada para modelagem no SIMAPRO. (continuação)

ENTRADAS OU SAÍDAS	PROCESSO	NOME DA ENTRADA OU SAÍDA NO SIMAPRO	QUANTIDADE POR PEÇA (1UN)	QUANTIDADE NA UNIDADE FUNCIONAL (3UN)	BANCO DE DADOS NO SIMAPRO	ORIGEM
Gás natural(kWh)	Pintura	Gás natural Brasil	33,55	100,65	Luciane Sartori	Brasil
Itens de aço (kg)	Montagem	Aço Brasil 2004	16,627	49,88	Luciane Sartori	Brasil
Energia elétrica (kWh)	Montagem	Eletricidade Brasil	2,4	7,2	Luciane Sartori	Brasil
Lubrificante (litro)	Lubrificação	Lubricant oil	1.305	3.915	LCA Food DK	Dinamarca
Resíduo de limpeza (kg)	Manutenção	Waste, industrial	750	2.250	Ecoinvent	Suíça
Fluído refrigerante	Pintura	Paint waste	0,00145	0,00435		
Borra de tinta (kg)	Pintura					
Borra de fosfato (kg)	Pintura					
Efluente (litro)	Pintura	Waste water	21,87	65,61	LCA Food DK	Dinamarca

O método escolhido para avaliação de impactos foi o Eco-indicador 95 (EI'95), que avalia os seguintes parâmetros: aquecimento global, camada de ozônio, acidificação, eutrofização, metais pesados, cancerígenos, smog de inverno, smog de verão, pesticidas, recursos energéticos e resíduos sólidos. Modelando os dados de entrada (Tabela 1) no SIMAPRO 7.1, obtém-se o fluxograma que segue na Figura 2.

No canto inferior esquerdo das caixas encontra-se uma distribuição percentual da contribuição de cada impacto e na lateral direita das caixas há uma régua ilustrando esta contribuição.

Em relação à análise realizada pelo EI'95, o *software* gera o gráfico da Figura 3, mostrando a contribuição das etapas da ACV em cada uma das categorias de impacto.

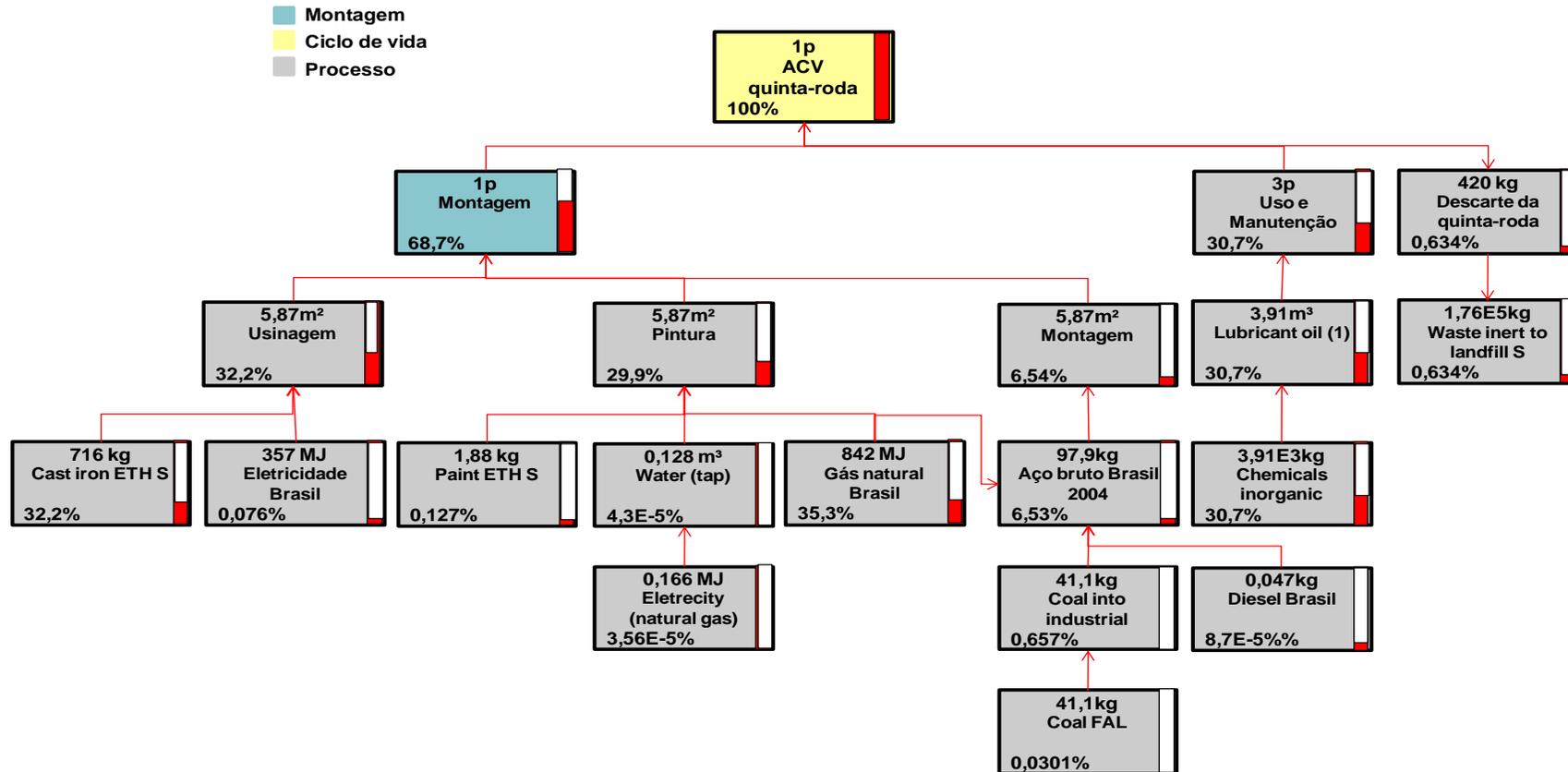


Figura 2. Fluxograma de saída da modelagem da ACV da quinta-roda.

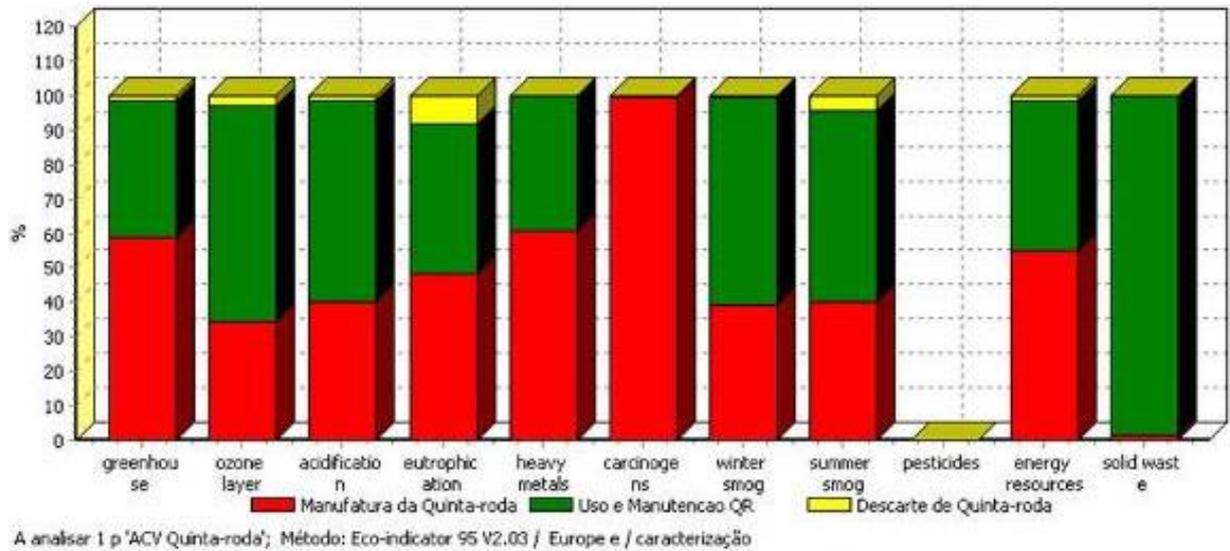


Figura 3. Contribuição das etapas da ACV em cada categoria de impacto EI 95.

Interpretação dos resultados da ACV

Avaliando o fluxo da Figura 2, é possível perceber que a maior parte dos impactos do ciclo de vida de uma unidade de quinta-roda é gerada durante a etapa de manufatura da mesma, correspondendo a 68,7% dos impactos totais. Dentro desta etapa de manufatura, os maiores impactos são: consumo de gás natural, ferro fundido, aço, tinta e energia elétrica.

A segunda etapa mais impactante ao longo do ciclo de vida da quinta-roda é a de uso e manutenção da peça, representando 30,7% dos impactos ambientais. Esta etapa contempla a geração de resíduos contaminados na limpeza da peça e a lubrificação da mesma.

O descarte final corresponde à etapa menos impactante ao longo do ciclo de vida. Nesta etapa foi considerada a disposição das peças usadas, sem segregação de diferentes materiais, diretamente em aterros industriais para materiais inertes.

Estes resultados também estão representados no gráfico da Figura 3. Como esperado, o percentual representado pela etapa de descarte da quinta-roda é pouco representativo. As etapas de manufatura e uso e manutenção aparecem em todas as categorias de impacto, exceto a de pesticidas que não é aplicável a este ciclo de vida.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES

Considerando que um dos principais impactos detectados ao longo do Ciclo de Vida de uma quinta-roda foi o consumo de energéticos, tanto o gás natural quanto à energia elétrica, percebe-se a necessidade de realizar estudos sobre troca de matriz energética nas indústrias, buscando energias mais limpas para utilização nos processos produtivos.

Outro impacto que teve destaque nos resultados da ACV foi o consumo de matérias primas, tais como aço e ferro, devido ao esgotamento de recursos naturais. Para este impacto, uma importante

idéia a se considerar é a de tornar o produto cíclico, promovendo o reuso ou reciclagem dos materiais após o fim de sua vida útil e agregando sustentabilidade ao ciclo de vida do produto.

Por fim, conclui-se que a ACV é uma desafiadora e eficaz ferramenta de avaliação de impactos. Sua abrangência ampla constitui o seu principal diferencial em relação às demais ferramentas existentes para este mesmo fim. A criação de bancos de dados nacionais aproximaria ainda mais os resultados da situação real e fica registrada como uma melhoria que poderia ser feita para dar seguimento a este trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

_____. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações, Rio de Janeiro, 2009.

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

PEDROSO, Marcelo Caldeira. **Casos Sustentáveis**. Biblioteca Terra Forum Consultores. São Paulo, 2007. Disponível em <www.terraforum.com.br>. Acesso em: 12 out. 2010.



PEGADA DE CARBONO NA REGENERAÇÃO DE BORRACHA DE PNEUS

*Genecy Rezende Neto**; *Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco*; *Ana Claudia Nioac de Salles*; *Leila Lea Yuan Visconte*

RESUMO

Os impactos ambientais causados pelo descarte irregular de pneus têm despertado a atenção da sociedade e governantes. Neste trabalho serão apresentados resultados preliminares das pegadas de carbono, utilizando um *software* de Análise de Ciclo de Vida, relacionadas à regeneração de borracha oriunda de pneus inservíveis. Entre os dados apresentados estão as emissões de material orgânico e inorgânico e as emissões causadas pelo transporte dos pneus até o local de processamento. Os resultados obtidos mostram que a regeneração da borracha é viável ambientalmente, porém a distância a ser percorrida entre o fornecedor de pneus e a recicladora é um limitante devido às emissões durante o transporte.

PALAVRAS-CHAVE: Pneu; Pegadas de carbono; Análise do Ciclo de Vida; Reciclagem; Borracha.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a preocupação com a conservação ambiental tem crescido de forma significativa. Diversas organizações, tanto do setor privado quanto governamental, têm demonstrado esforços em aumentar a eficiência no gerenciamento de resíduos, levando a uma forma de produção mais limpa e menos dispendiosa. Entre os resíduos mais impactantes está o pneu.

Pneus são fabricados a partir de borracha vulcanizada e vários outros materiais de reforço. A borracha mais utilizada é o copolímero de estireno-butadieno (SBR) ou uma mistura de borracha natural e SBR. Além da borracha (sua composição é cerca de 60% no pneu), também fazem parte da composição do pneu o negro de fumo (carga de reforço com cerca de 30%), fibra de aço (fibra de reforço), óxido de zinco e compostos organossulfurados e óleos orgânicos (AMARI *et al.*, 1999).

Devido ao crescente número de veículos, a produção e descarte de pneus têm aumentado nos últimos anos. Em 2005, a produção de pneus nos Estados Unidos ultrapassou 290 milhões de unidades (FIKSEL *et al.*, 2010). Esses dados demonstram a urgência com que o tema de descarte de pneus deve ser tratado.

Dentre os esforços para diminuir o impacto causado pelos pneus, vários países estão adotando normas para o gerenciamento do pneu após o uso. Nos Estados Unidos, 48 estados implementaram leis ou regulamentações que determinam como devem ser conduzidas a coleta, manejo, reciclagem/reuso e descarte. A União Européia banuiu em 2003 a disposição de pneus em aterros e a partir de 2006 uma diretiva estabelece que 80% em massa de um veículo devem ser reutilizado ou reciclado (FIKSEL *et al.*, 2010).

* Universidade Federal do Rio de Janeiro. Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano - IMA, Caixa Postal: 6852, Rio de Janeiro, CEP: 21945-970, Rio de Janeiro, Brasil. genecy@ima.ufjf.br.

Como forma de quantificar o impacto causado por pneus, pode-se utilizar a Análise do Ciclo de Vida (ACV). Esta metodologia é utilizada para determinar qual a alternativa mais benéfica, do ponto de vista ambiental, para a fabricação de novos produtos e para o gerenciamento de produtos usados, ou seja, descarte, reciclagem ou reuso.

A ACV é uma ferramenta poderosa, que permite comparar de forma quantitativa os vários métodos de produção, descarte e reciclagem. Porém apresenta algumas limitações (LI, X. *et al.*, 2010): a definição do contorno do sistema restringe o real valor do impacto ambiental; existe a dificuldade de disponibilidade de dados, o que leva a análise utilizar dados teóricos ou de locais diferentes do que está sendo estudado e; por fim, o problema da alocação, ou seja, a parcela de impacto referente aos vários co-produtos gerados.

OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é mostrar o número de carbonos equivalentes (pegadas de carbono) que são emitidos na regeneração de borracha oriunda de pneus inservíveis, comparado ao produzido pelo SBR virgem. Para isso foi utilizado o *software* GaBi.

METODOLOGIA

A quantificação de carbono equivalente de material regenerado de borrachas oriundas de pneus inservíveis foi realizada através do *software* GaBi 4, que foi utilizado para contabilizar os fluxos de entrada e saída dos Inventários do Ciclo de Vida elaborados no estudo. Nele está disponibilizada uma série de dados que foram utilizados no estudo. Nesse estudo foi idealizada uma recicladora localizada no Rio de Janeiro que usa tecnologia de regeneração desenvolvida no Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano, IMA (PACHECO *et al.*, 2005).

As Figuras 1 e 2, a seguir, mostram as formas de obtenção de SBR virgem e regenerado, respectivamente:

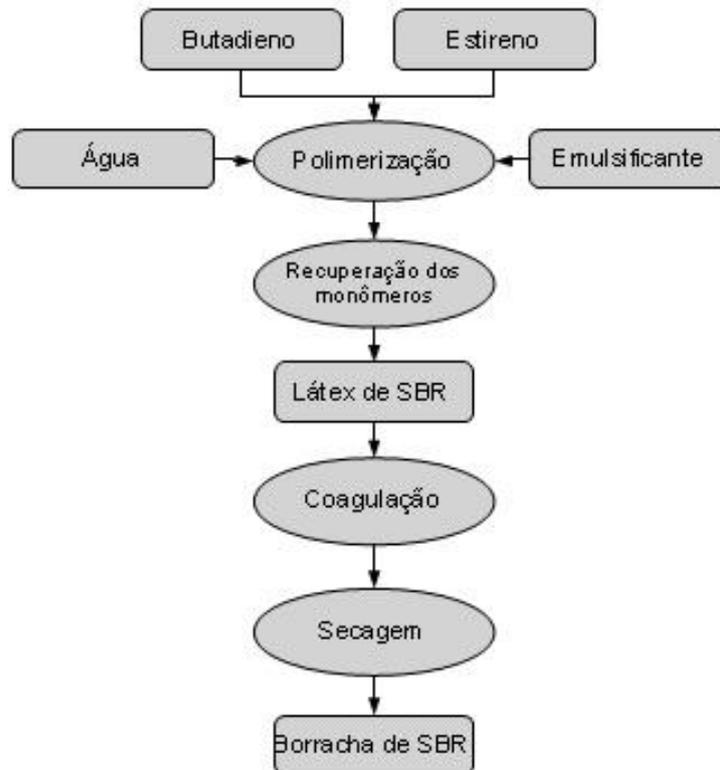


Figura 1. Fluxograma de obtenção de SBR virgem.

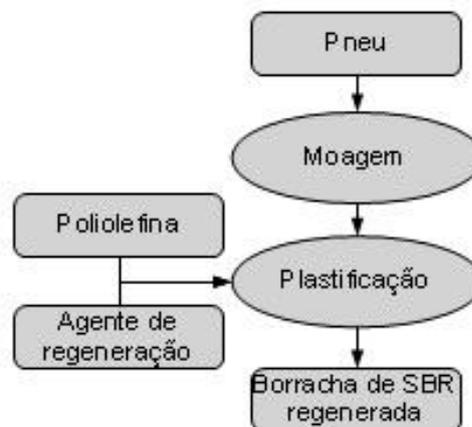


Figura 2. Fluxograma de obtenção de SBR regenerado.

Uma vez definidas as unidades de processo do ciclo de vida e concluída a coleta de dados, foram elaborados os “planos de processo” no GaBi *software*. Em cada unidade de processo foram inseridos os dados de entrada e de saída, ligando, assim, os fluxos de massa e de energia ao longo de todo o ciclo de vida.

É importante destacar que as entradas contabilizadas no Inventário do Ciclo de Vida (*i.e.* o consumo de materiais e de recursos energéticos, como óleo diesel, gasolina e gás natural, entre outros) possuem, por trás de si, processos produtivos anteriores que, dependendo da fronteira de estudo, podem ser contabilizados. Cada entrada foi ligada a um inventário disponibilizado no GaBi *databases*.

Foram contabilizados os inventários disponibilizados no GaBi dos recursos energéticos e da rede elétrica brasileira ao longo de todo o ciclo de vida para obtenção de material regenerado.

A aquisição dos dados e dos Inventários do Ciclo de Vida para cada parâmetro considerado neste estudo encontra-se resumida na Tabela 1. As fontes dos recursos consumidos em cada etapa do ICV são apresentadas na última coluna.

Tabela 1. Aquisição dos dados para a elaboração dos Inventários do Ciclo de Vida do estudo em questão.

Parâmetro – país (Brasil)	Nome da base de dados - ICV	Ano de referência da base de dados - ICV	Local da base de dados – ICV
Caminhão	Truck 20-26 t total capacity / 17,3 t payload – PE International, GaBi databases 2006.	2005	Global
Diesel	Diesel at refinery – PE International, GaBi databases 2006.	2003	Alemanha
Energia elétrica	Power grid mix - PE International, GaBi databases 2006.	2002	Brasil
Gasolina	Gasoline at refinery – PE International, GaBi databases 2006.	2003	Alemanha
Óleo lubrificante	Lubricants at refinery – PE International, GaBi databases 2006.	2003	UE-15

Os valores de entrada e saída necessários para a utilização do GaBi foram:

- ✓ Produção de material regenerado: 660 t/mês.
- ✓ Distância da recicladora até a cidade do Rio de Janeiro: 200 km. A cidade do Rio de Janeiro é o local fornecedor de pneus inservíveis para a recicladora idealizada.
- ✓ Quantidade de material regenerado: 30.000 kg pneu/dia.
- ✓ Horário de funcionamento da recicladora: 8-17h e 5 dias/semana.
- ✓ A massa de um pneu de carro: 7 kg.
- ✓ Utilização de um triturador de pneu de 150 HP.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Esse trabalho teve como objetivo verificar a possível utilização de borracha regenerada a partir de pneus em substituição à borracha virgem de SBR, que pode ser utilizada em solado, piso antiderrapante, tapete de carro, esteira transportadora.

Os dados representam o inventário do berço a porta (de utilização) da cadeia de suprimento do material borrachoso a partir de material regenerado ou SBR virgem, na qual está envolvido o processo de regeneração ou síntese, respectivamente. Para o cálculo foram consideradas as tecnologias: a) desenvolvida no IMA a partir desse projeto para obtenção de borracha regenerada (PACHECO *et al.*, 2005). B) já consagrada para obtenção da borracha SBR (copolímero de butadieno-estireno). Estireno, butadieno, água e outros materiais (como ácido sulfúrico, sais) são misturados em

um reator, no qual a polimerização inicia-se. Depois de finalizada, os resíduos de monômeros são retirados a vácuo. A emulsão é coagulada, lavada e seca.

Foi considerado o cenário de referência (Figura 3) com transporte de 2.940km do material borrachoso para cálculo das emissões com esquema confeccionado pelo *software* GaBi.

A Figura 4 mostra as emissões orgânicas, respectivamente, para obtenção de 660 t de SBR virgem e borracha oriunda de pneus inservíveis.

A Figura 5 mostra as emissões inorgânicas, respectivamente, para obtenção de 660 t de SBR virgem e borracha oriunda de pneus inservíveis.

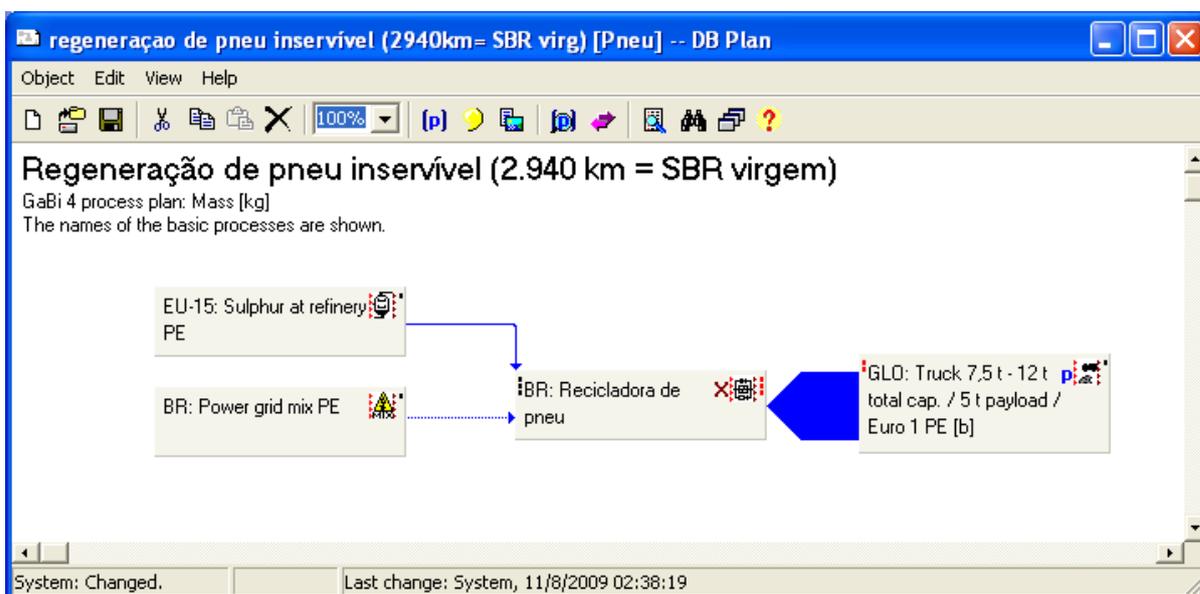


Figura 3. Esquema das etapas quantificadas pelo GABI na regeneração de 660 t. (Baseado em: GABI, 2010).

Emissões Orgânicas

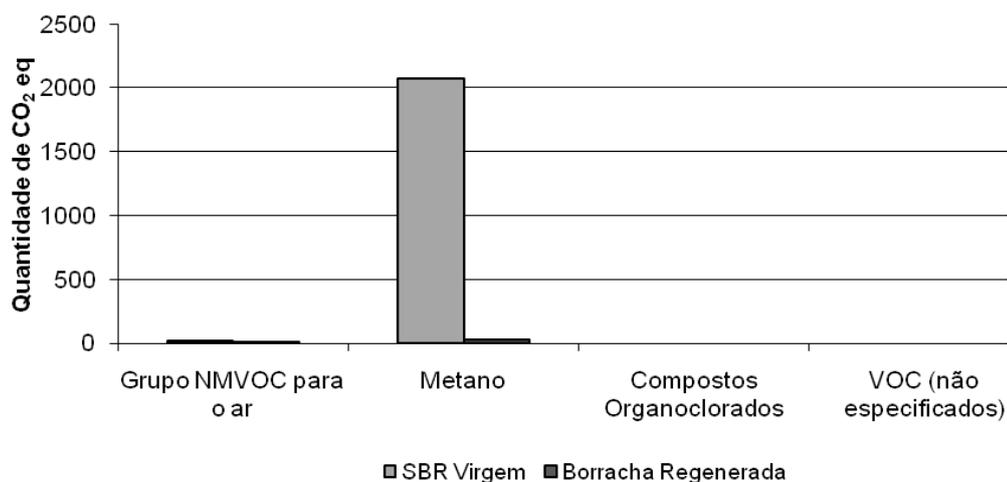


Figura 4. Emissões orgânicas para atmosfera na produção de SBR virgem e na produção de borracha regenerada (indicador - CML2001 - Dec. 07, Global Warming Potential (GWP 100 years) [kg CO₂-Equiv.] (Baseado em: GABI, 2010)

Emissões Inorgânicas

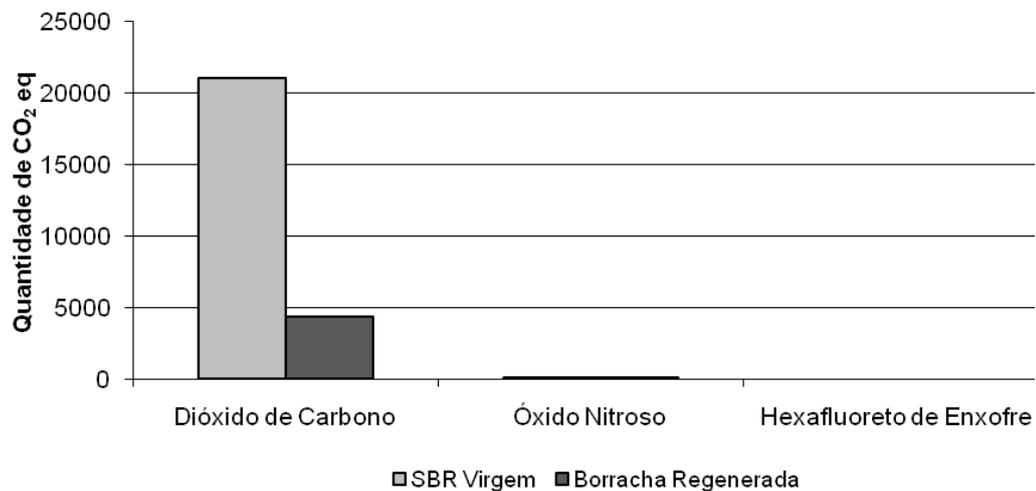


Figura 5. Emissões inorgânicas para atmosfera na produção de SBR virgem e na produção de borracha regenerada (indicador - CML2001 - Dec. 07, Global Warming Potential (GWP 100 years) [kg CO₂-Equiv.] (Baseado em: GABI, 2010)

Verificou-se que o transporte de até 23.000 km de pneus para a reciclagem faz da reciclagem de pneus um processo ecologicamente correto. A partir dessa quilometragem, o processo de reciclagem passa a ser inviável ambientalmente e a obtenção de produtos a partir de SBR virgem torna-se mais correta.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos a partir do *software* GaBi mostraram que o transporte é o limitador para se ter um processo de reciclagem ecologicamente correto. Comparando o processo de obtenção de SBR a partir de resina virgem e regenerado, verifica-se que as emissões devido ao transporte de pneus (SBR regenerado) em longas distâncias pode tornar o uso de SBR virgem mais atrativo ambientalmente. Para distâncias menores que 23.000 km/mês, o uso de borracha regenerada apresenta emissões de CO₂ e metano inferiores ao uso de SBR virgem.

REFERÊNCIAS

- AMARI, T.; THEMELIS, N. J.; WERNICK, I. K.. **Resource recovery from used rubber tires**. Resource Policy 25. 1999.
- FIKSEL, J.; BAKSHI, B. R.; BARAL, A.; GUERRA, E.; DeQUERVAIN, B. **Comparative Life Cycle Assessment of Beneficial Applications for Scrap Tires**. Clean Technology Environmental Policy. DOI 10.1007/s10098-010-0289-1. 2010.
- LI, X.; XU, H.; GAO, Y.; TAO, Y. **Comparison of End-of-Life Tire Treatment Technologies: A Chinese Case Study**. Waste Management. DOI:10.1016/j.wasman.2010.06.006. 2010.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco; Cristina Russi Guimarães Furtado; Leila Lea Yuan Visconte; Regina Célia Reis Nunes; José Ribeiro de Albuquerque Neto. **Processo para a regeneração de elastômeros vulcanizados. Composições desses elastômeros e artigos moldados assim obtidos.** BR n. PI 0503985-1, 05 ago. 2005.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO INTEGRADA DE ETANOL DE CANA-DE-AÇÚCAR E BIODIESEL DE DENDÊ

*Simone Pereira de Souza**; *Sérgio Almeida Pacca*

RESUMO

A cana-de-açúcar e o dendê estão entre as culturas de maior produtividade, 6 a 7,5 mil litros de etanol/ha.ano e 4 a 6 toneladas de óleo/ha.ano, respectivamente. A produção integrada de biocombustíveis derivados dessas culturas é uma alternativa atraente para melhorar o ciclo de vida. O objetivo deste trabalho é comparar, por meio de indicadores ambientais, o sistema tradicional brasileiro de etanol de cana-de-açúcar (STEC) com uma proposta de sistema integrado de produção desse álcool com biodiesel de dendê (SIEB), sendo os indicadores avaliados sob o enfoque do ciclo de vida, segundo norma ISO 14.044/2006. Consideraram-se a produção dessas culturas sob bioma de Cerrado, Cerradão e pastagem degradada. Para tanto, foram avaliados o balanço de energia, balanço de carbono e mudança no uso do solo. Foram selecionadas três usinas no interior de São Paulo e uma unidade industrial de óleo de palma (Pará). Os resultados demonstraram um aumento de 164% no balanço de energia no SIEB, quando comparado STEC. Além disso, o SIEB apresentou 24% de redução nas emissões de GEE. A mudança no uso do solo identificou que o tempo de reposição do carbono liberado com a substituição dos biomas de Cerrado, Cerradão e Pastagem Degradada será, em média, 5, 10 e -5 anos, respectivamente. Por fim, verificou-se que a produção integrada apresentou melhorias no ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar sob os aspectos de balanço de energia, balanço de emissões de GEE e mudança no uso do solo.

PALAVRAS-CHAVE: Etanol; Biodiesel; Avaliação do Ciclo de Vida.

INTRODUÇÃO

Cada hectare de cana-de-açúcar tem capacidade de produzir de 50 a 100 t de cana-de-açúcar, 6 a 7,5 mil litros de etanol, 12 t de bagaço (220 GJ – base seca) e 72 a 90 mil litros de vinhaça (HASSUANI *et al.*, 2005; MACEDO & CARVALHO, 2005).

A palma de dendê é uma cultura perene que pode alcançar 26 anos de vida útil média (AGROPALMA, 2009). O óleo de dendê, bem como os demais coprodutos (óleo de palmiste, torta de palmiste, cachos de fruto vazio, cascas e efluente líquido (POME)) são extraídos dos cachos de fruto fresco (CFF) (NGAN *et al.*, 1993; EMBRAPA/MAPA, 2000).

Através de sistemas de cogeração, a queima dos coprodutos dessas culturas (bagaço, cachos e fibras) alimenta a demanda de vapor e eletricidade, fazendo com que os custos energéticos da etapa industrial sejam praticamente todos assumidos por esse coproduto.

O objetivo foi comparar dois moldes de produção de etanol de cana-de-açúcar: 1) Sistema tradicional brasileiro (STEC); e 2) Sistema integrado à produção de biodiesel de dendê (SIEB).

A produção integrada proposta envolve: a utilização dos coprodutos vinhaça e torta de filtro para irrigação e adubação orgânica da lavoura; utilização dos coprodutos bagaço de cana-de-açúcar e

* Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Caixa Postal 292. São Carlos, CEP: 13560-970, São Paulo, Brasil. sp.souza@yahoo.com.br.

cascas e fibras do CFF na geração de energia elétrica e vapor; integração através do uso do etanol de cana-de-açúcar para a transesterificação do óleo de dendê (rota etílica); utilização dos coprodutos POME e cachos vazios para irrigação e adubação orgânica da lavoura (devido às necessidades hídricas da cultura de dendê, o cultivo em região de Cerrado necessita de irrigação complementar); substituição total do diesel (etapas de transporte, colheita e tratos culturais), em ambas as culturas, pelo biodiesel de dendê.

Os produtos resultantes do SIEB envolvem o etanol de cana-de-açúcar, a eletricidade excedente e os coprodutos glicerina, óleo de palmiste e torta de palmiste.

METODOLOGIA

Para comparar a produção de etanol de cana-de-açúcar através de dois diferentes sistemas de produção, tradicional e integrado, foi necessária a realização de três Avaliações do Ciclo de Vida (ACV): a) Etanol de cana-de-açúcar sob os moldes tradicionais; b) Biodiesel de dendê; e c) Etanol de cana-de-açúcar sob o molde integrado proposto*.

O estudo foi desenvolvido conforme normas ISO 14040:1997 e ISO 14044:2006, cujos detalhes são encontrados em Souza (2010). Detalhes dos indicadores de intensidade energética e fatores de emissão de GEE utilizados podem ser verificados em Souza (2010).

A função do sistema de produto 1 é produzir etanol de cana-de-açúcar configurado em um sistema integrado a uma usina de biodiesel etílico de dendê, sendo esse para consumo interno. A função do sistema de produto 2 é produzir etanol de cana-de-açúcar através de um sistema tradicional de produção. Ambos os sistemas consistem no cultivo sob condições de Cerrado, Cerradão e Pastagem degradada. A unidade funcional (UF) estabelecida foi de 7.555,37 litros de etanol de cana-de-açúcar. Para essa UF foi estabelecido um fluxo de referência de 1 ha de cana-de-açúcar, para o STEC, e fluxo de referência de 1,12 ha de cana-de-açúcar e 0,14 ha de dendê, para o SIEB†.

Foram propostos dois cenários, o primeiro com duas caldeiras de 21 kgf/cm² e duas caldeiras de 31 kgf/cm² e um segundo com duas caldeiras de 67 kgf/cm². Foram avaliados o balanço de energia, o balanço de emissões de GEE, a mudança no uso do solo e o tempo de retorno de carbono ao ecossistema (ECTP), cujos detalhes estão em Souza (2010).

* Nessa ACV foram integrados e adaptados os resultados do inventário do etanol de cana-de-açúcar sob os moldes tradicionais (item a) mais o inventário do biodiesel de dendê (item b).

† Como o objetivo é comparar o etanol para diferentes sistemas de produção, foi estabelecida uma mesma unidade funcional entre as ACVs. Para atender a essa unidade, são necessários diferentes fluxos de referência entre os sistemas, que envolve a área total de cana-de-açúcar para atender à quantidade de etanol estabelecida na UF e a área total de palma de dendê para atender à quantidade de biodiesel consumido no ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar (sistema integrado).

RESULTADOS

Para o STEC, a energia total consumida foi de 31 GJ/ha.ano, sendo a maior contribuição atribuída ao uso do combustível fóssil (Figura 1). Para o SIEB, a fase agrícola foi responsável por 94% de toda a demanda energética. A maior contribuição está atribuída ao nitrogênio e ao herbicida.

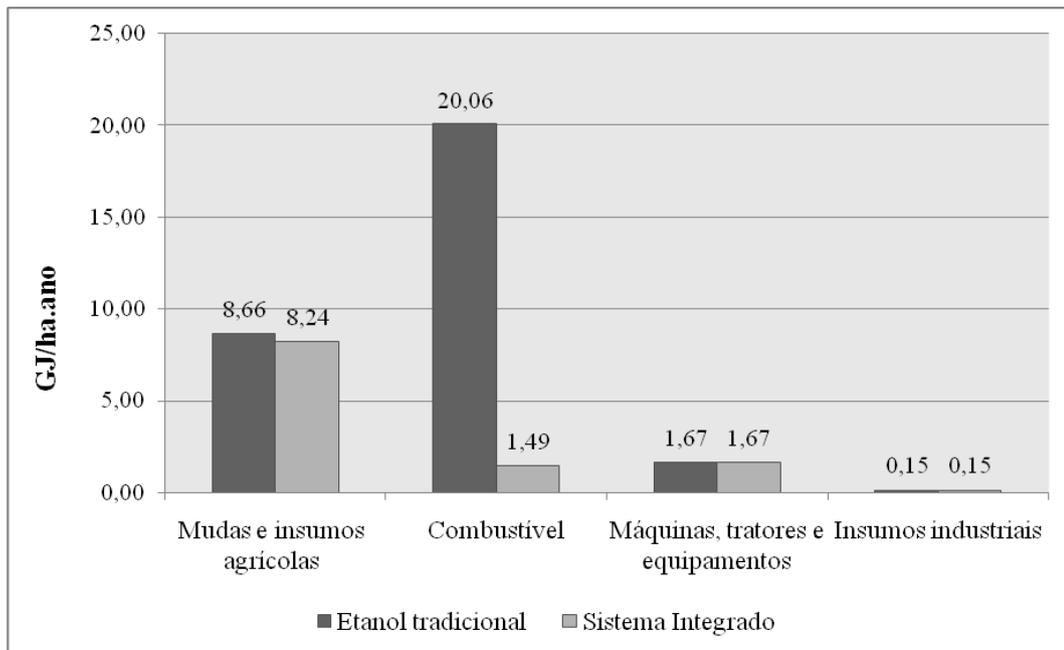


Figura 1. Energia de entrada para os STEC e SIEB.

A energia total consumida no ciclo de vida (CV) do SIEB foi de 11,5 GJ/ha.ano, uma redução de 62% em relação ao STEC. Além disso, uma redução de 93% na demanda energética por combustível (etapas agrícolas). A queima do bagaço no sistema de cogeração foi responsável pela geração de 5,16 GJ/ha.ano, para ambos os sistemas.

A energia de saída refere-se ao etanol de cana-de-açúcar e eletricidade excedente. Para a eletricidade, o cenário 1 totalizou 5,44 GJ/ha.ano, contra 25 GJ/ha.ano do cenário 2; energia excedente de 0,28 e 19,8 GJ/ha.ano para os cenários 1 e 2, respectivamente. A energia total de saída do cenário 1 foi de 160 GJ/ha.ano, contra 180 GJ/ha.ano para o cenário 2. O aumento da eficiência das caldeiras contribui para a geração de 7 vezes mais energia.

Razão de energia líquida (NER) e eficiência em energia renovável

A NER para o STEC foi de 5,25 e 5,89* para o cenário 1 e 2, respectivamente. Quando comparado ao SIEB, houve um aumento de cerca de 10 unidades na NER, para ambos os cenários, que se justifica pela substituição do diesel pelo biodiesel.

* Para cada unidade de energia consumida para produzir o etanol, foram obtidas 5,25 e 5,89 unidades de energia, respectivamente.

O SIEB contribuiu para um aumento de 8% na renovabilidade do combustível em relação ao STEC. A fração não renovável para o SIEB corresponde, principalmente, ao uso de insumos agrícolas derivados de fontes fósseis.

Emissão de gases de efeito estufa (GEE)

Para o STEC, a fase agrícola contribuiu com 89% de todo o CO₂ e emitido no CV. O combustível fóssil (colheita, transporte da cana-de-açúcar, tratos culturais e disposição dos coprodutos), somou 26% das emissões totais do CV. O nitrogênio e o calcário responderam por 14% e 11% das emissões, respectivamente. Essas emissões estão atribuídas à volatilização do nitrogênio, contido no fertilizante, e do carbono, contido no calcário. As emissões atribuídas ao uso da vinhaça, 8,4% do total, e ao uso da torta de filtro, 1,6% do total, estão associadas à volatilização do metano e do nitrogênio, respectivamente. Para a etapa industrial, as emissões de GEE responderam por 11% do total do CV. As emissões totais para o STEC, sem considerar a alocação da eletricidade excedente, foram de 3.310 kg CO₂e/ha.ano (20,7 g CO₂e/MJ etanol) (Figura 2).

Considerando a alocação, para o cenário 1, a eletricidade excedente respondeu por 0,17% da eletricidade total gerada, alocando 5,75 kg CO₂e/ha.ano das emissões totais. O cenário 2 apresentou 11% de eletricidade excedente, que destinou uma alocação de 364 kg CO₂e/ha.ano para essa eletricidade.

Para o SIEB, a fase agrícola foi responsável por 86% das emissões totais (Figura 2). A maior contribuição de emissões está atribuída aos fertilizantes nitrogênio e calcário, queima da palha da cana-de-açúcar e volatilização do metano proveniente da vinhaça. A substituição do combustível fóssil por biodiesel de dendê acarretou uma redução de 88% nas emissões atribuídas ao uso de combustível. O subsistema industrial contribuiu com 14% das emissões totais, sendo a maior contribuição associada à queima do bagaço, 12%.

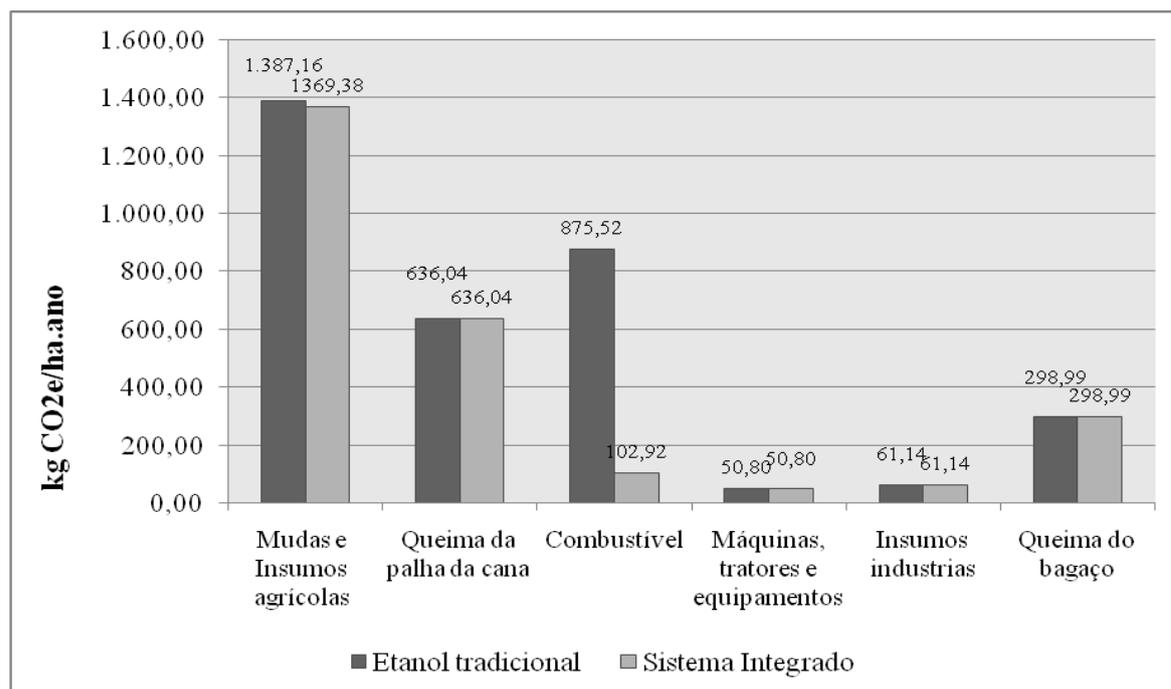


Figura 2. Emissões finais do CV do etanol de cana-de-açúcar para o STEC e SIEB.

Sem considerar a alocação da energia elétrica excedente, as emissões totais no SIEB foram de 2.520 kg CO₂e/ha.ano (16 g CO₂e/MJ). Considerando a alocação, no cenário 1, foram alocadas 4,38 kg CO₂e/ha.ano para a eletricidade excedente. Para o cenário 2, a alocação de emissões foi de 277,2 kg CO₂e/ha.ano.

A redução de emissões de GEE do SIEB, em relação ao STEC, foi de 24% nas emissões do CV desse combustível. O balanço de emissões de GEE para o ciclo de vida do biodiesel de dendê foi referenciado de Souza (2010) e Souza *et al.* (2010).

As emissões devido à mudança no uso do solo (LUC) aumentaram em até 2 vezes as emissões totais para a produção desse combustível, quando somadas às emissões do CV do etanol de cana-de-açúcar para o STEC. Para o SIEB, nas mesmas condições, as emissões devido à LUC aumentaram em até 2,4 vezes as emissões totais do CV. Em ambos os sistemas, a substituição de pastagem degradada reduz as emissões do CV devido à característica de aumento de estoque de carbono, uma vez que o carbono contido no ecossistema cana-de-açúcar é superior ao estoque de carbono em pastagem degradada.

O ECPT foi, em média, de 10,4 anos para a substituição do bioma Cerradão, 5,2 anos para a substituição do bioma Cerrado. Para a pastagem degradada, não há emissões devido à LUC quando a cana-de-açúcar é cultivada sob pastagem degradada e, portanto, haverá fixação de carbono. Entre os tipos de vegetação, a substituição do bioma de Cerradão acarretou um ECTP duas vezes maior do que para o Cerrado, em ambos os sistemas.

Em comparação com as emissões da gasolina, as emissões do etanol no STEC reduziram 77% e 82%, para o STEC e SIEB, respectivamente. As emissões evitadas com a substituição do diesel por biodiesel de dendê foram de 90% (SOUZA, 2010).

CONCLUSÃO

Os resultados demonstraram um aumento de 164% no balanço de energia no SIEB, quando comparado STEC. Além disso, o SIEB apresentou 24% de redução nas emissões de GEE. A mudança no uso do solo identificou que o tempo de reposição do carbono liberado com a substituição dos biomas de Cerrado, Cerradão e Pastagem Degradada será, em média, 5, 10 e -5 anos, respectivamente. Por fim, verificou-se que a produção integrada apresentou melhorias no ciclo de vida do etanol de cana-de-açúcar sob os aspectos de balanço de energia, balanço de emissões de GEE e mudança no uso do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGROPALMA. (2009). **Personal Information**. Tailândia, PA.

EMBRAPA/MAPA. (2000). **A cultura do dendezeiro na Amazônia Brasileira**. (I. D. Viérgas & A. A. Müller) (p. 374). Belém, PA; Manaus, AM: Embrapa Amazônia Ocidental, Embrapa Amazônia Oriental, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

HASSUANI, S. J.; LEAL, M. R.; MACEDO, I. D. (2005). **Biomass power generation: sugar cane bagasse and trash** (1 ed., p. 217). Piracicaba, SP: PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. CTC - Centro de Tecnologia Canavieira.

MACEDO, I. D.; CARVALHO, E. P. (2005). **A Energia da Cana-de-Açúcar – Doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e a sua sustentabilidade**. (Berlendis & Vertecchia) (p. 65). São Paulo: UNICA - União da Agroindústria Canavieira do Estado de São Paulo.

NGAN, M. A.; MAY, C. Y.; YUSOF, B. (1993). No Title. **In Energy Forum** (pp. 26-27). Langkawi.

SOUZA, S. P.; PACCA, S.; ÁVILA, M. T.; BORGES, J. L. (2010). Greenhouse gas emissions and energy balance of palm oil biofuel. **Renewable Energy**, 35, 2552-2561. doi: 10.1016/j.renene.2010.03.028

SOUZA, S. P. **Produção Integrada de Biocombustíveis: Uma Proposta para Reduzir o Uso de Combustível Fóssil no Ciclo de Vida do Etanol de Cana-De-Açúcar**. 2010. 142p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.



INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DA FABRICAÇÃO DE EMBALAGENS PLÁSTICAS COM FRAÇÕES DE MATÉRIA-PRIMA VIRGENS E RECICLADAS

Ruthe Rebello Pires Novaes*

RESUMO

Este artigo retrata a utilização da metodologia ISO 14040 e 14044: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), em um Inventário do Ciclo de Vida (ICV) aplicado ao processo de transformação de moldagem a sopro por extrusão do polietileno de alta densidade (PEAD) para confecção de embalagens plásticas para produtos de limpeza, com intuito de registrar uma possível economia no consumo de energia com o aumento das frações do PEAD reciclado. Para o inventário foram feitos acompanhamentos das atividades em uma recicladora e em uma empresa que confecciona frascos de PEAD, utilizando frações virgens e recicladas deste polímero, que variam entre 69% a 89% do teor do polímero reciclado. De acordo com as normas, os dados foram coletados in loco e obtidas informações relevantes através das empresas fabricantes do maquinário utilizado. O programa computacional utilizado é o Umberto 5.0 da Institut für Umweltinformatik Hamburg GmbH(2010), e a este foram incorporados dados do *Ecoinvent Centre* (2010). Os resultados obtidos mostram uma economia de energia em até 8,33% com um maior uso de polímero reciclado.

PALAVRAS-CHAVE: Inventário do Ciclo de Vida; Extrusão por sopro; Polietileno de Alta Densidade (PEAD); Polímero.

INTRODUÇÃO

Este artigo retrata um Inventário do Ciclo de Vida do processo de fabricação de embalagens plásticas (polietileno de alta densidade- PEAD), elaborado para determinar uma possível redução do consumo de energia diante do aumento do polímero reciclado. Para o inventário foram acompanhados, quali-quantificados e avaliados o processo de fabricação de duas embalagens na “empresa A” através do processo de moldagem a sopro por extrusão: uma embalagem verde, utilizada para armazenar um produto multiuso, confeccionada com 30% de polímero virgem e 68 a 69% de polímero reciclado, e de uma embalagem azul, que armazena uma cera líquida para pisos, confeccionada com 10% de polímero virgem e 88 a 89% de polímero reciclado. O acompanhamento se estendeu até a recicladora do PEAD, fornecedora do polímero reciclado para a “empresa A”.

O *software* usado neste trabalho é o Umberto 5.0 e para este foram importados dados do *Ecoinvent Centre*.

METODOLOGIA DO ICV

No trabalho aqui retratado é adotado, como denominado por Lima (2007), o “critério de corte portão a portão”: o ICV começa na entrada de matérias-primas para o processo de moldagem a

* Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais-CEFET-MG. Departamento de Engenharia Mecânica. Mestrado em Engenharia da Energia. Avenida Beira Rio, 2423, Santa Luzia, CEP: 33.040-260, Minas Gerais, Brasil. +55(31) 9104-8876 / ruthepires@uol.com.br.

sopro por extrusão e termina no frasco de embalagem serigrafado, no caso da embalagem verde, ou rotulado/envasado e tampado, no caso da embalagem azul.

As fontes energéticas consideradas são a energia elétrica e o combustível para o transporte. A energia elétrica é fornecida tanto para a “empresa A”, como para a recicladora pela CEMIG* (tarifa Horo-Sazonal Verde -HS Verde, demanda contratada inferior a 300 kW). Quanto ao combustível, este é usado para a etapa de transporte do PEAD da recicladora até a “empresa A”.

A água utilizada para o processo de refrigeração na “empresa A” é retirada de seis poços artesianos e a ela são inseridos aditivos para atender às exigências de produção. Já a água usada na recicladora é fornecida pela COPASA† e diretamente usada no processo da reciclagem.

No estudo em questão, não são avaliados o envase do frasco verde (por ser em outro maquinário), e as etapas pós-consumo (uso e reuso de embalagens, recuperação de energia dos plásticos, aterro sanitário, coleta seletiva e centros de triagem de plásticos), conforme Figura 1.

A unidade funcional no estudo em questão é definida como 1kg e todos os cálculos foram computados para uma produção mensal.

Quanto aos dados omitidos no estudo, não há valores exatos em relação ao produto envasado por uma questão de segredo industrial da “empresa A”. Outro ponto omitido é relativo ao transporte dos resíduos sólidos (borra do lodo pós-tratamento da ETE‡ e impurezas do processo de extrusão) da recicladora para o aterro sanitário. Esta recicladora só usa o transporte quando há um grande número de resíduo, o que engloba os resíduos de produção de reciclados para outras empresas.

* Companhia Energética de Minas Gerais.

† Companhia de Saneamento de Minas Gerais.

‡ Estação de Tratamento de Efluentes.

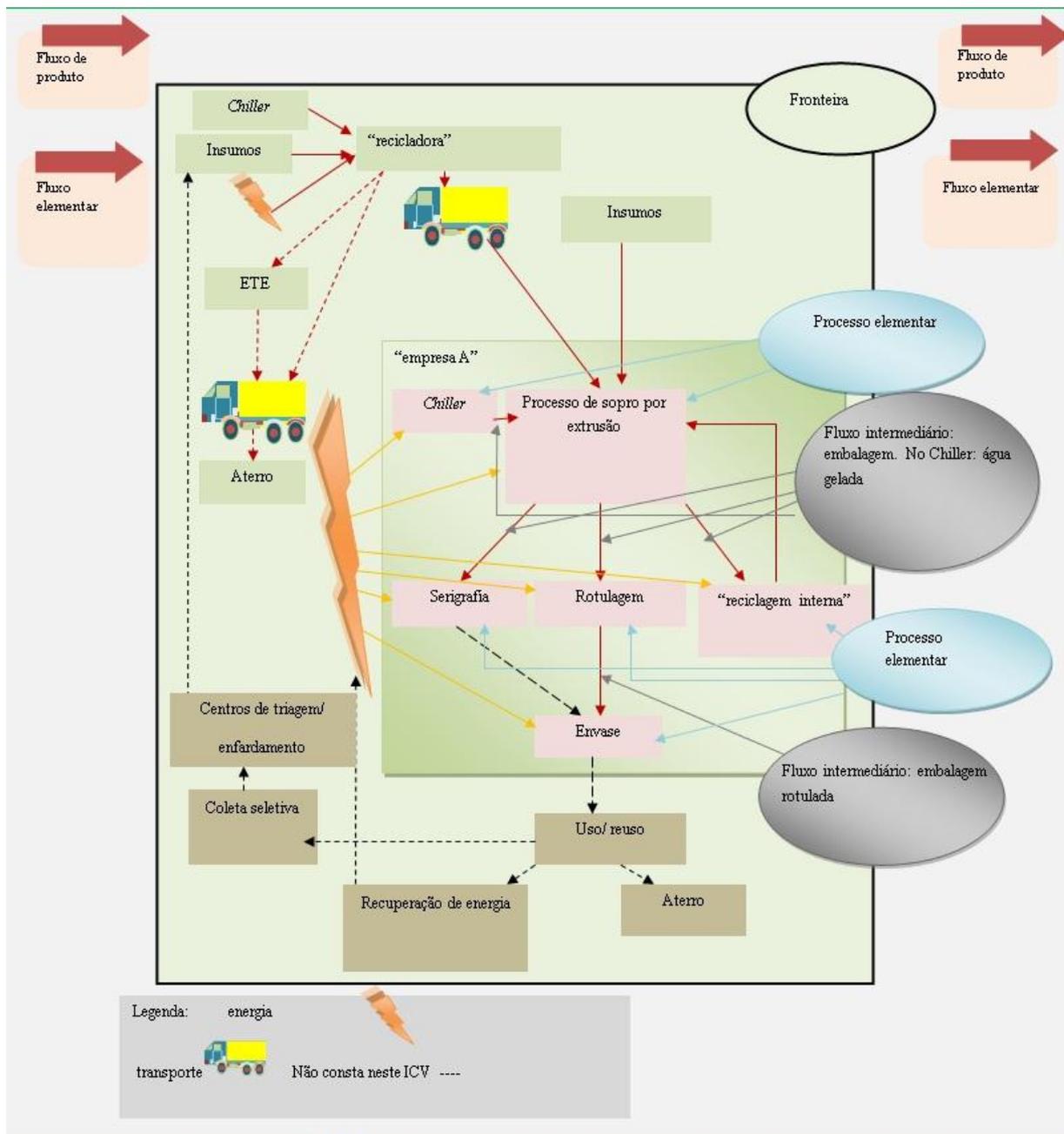


Figura1. Diagrama do sistema de produto deste ICV.

DESENVOLVIMENTO: APLICAÇÃO DA METODOLOGIA DO ICV NO SOFTWARE HUMBERTO

No *software* Umberto há a possibilidade de serem utilizados vários fluxogramas. Foram elaborados inicialmente três fluxogramas como insumos de entrada: a reciclagem interna (moagem na própria “empresa A”), reciclagem externa (moagem, lavagem, extrusão e picotamento na recicladora), e refrigeração da “empresa A”. Para avaliar o consumo de energia durante a fabricação dos dois tipos de embalagem, foram elaborados seis estudos de casos, como mostra a Tabela 1, aplicados às das dez máquinas sopradoras da “empresa A”. Para estes estudos é usado o valor total (peso somado dos insumos: pigmento, PEAD virgem e reciclado) de 53,44 toneladas por mês por máquina. Com base

neste total, variam as frações de pigmento, PEAD virgem e reciclado interno e externo, fornecendo diferentes possibilidades de fluxogramas:

Tabela 1. Estudo de casos para cálculo do consumo de energia.

	Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 4	Caso 5	Caso 6
PEAD virgem	10%	10%	10%	30%	30%	30%
PEAD reciclado interno	89%	–	26,7%	69%	20,7%	–
PEAD reciclado externo	–	88%	62,3%	–	48,3%	68%
Pigmento Azul	1%	2%	1%	–	–	–
Pigmento Verde	–	–	–	1%	1%	2%

Com relação aos estudos de casos 3 e 5, estes foram aplicados a duas máquinas de moldagens a sopro por extrusão que trabalham em circuito fechado com um moinho cada.

Para o processo de transporte do PEAD reciclado externamente até “empresa A” foi utilizada a “biblioteca do Umberto”^{*} e escolhido o caminhão tipo 2 (caminhão tipo baú). Para a carga da viagem de ida foi calculado 66% da capacidade de carga do caminhão, assim como 0% para carga de retorno. Quanto à distância transportada, foram computadas duas vezes a distância entre a “recicladora A” e a “empresa A”, em um total de 40,8 km (ida e volta), sendo 36,52% de malha urbana e 63,48% de auto-estrada.

No entanto, a utilização da biblioteca do Umberto para o transporte tornou-se um ponto de limitação no trabalho. No Umberto são usados dados de consumo e de emissões para caminhões usados na Alemanha em 1990, como também são usados dados das auto-estradas alemãs com velocidade média de 83,6 km/h, também da década de 90.

Para complementar os fluxogramas, foram importados dados do *Ecoinvent Centre*, sendo necessárias algumas adaptações quanto à fronteira geográfica deste ICV (e.g. ausência de litoral, grande densidade populacional, água de poços artesianos) e fontes energéticas.

INTERPRETAÇÃO: RESULTADO E DISCUSSÕES

Para comprovar e a existência ou não de economia energética através do aumento da fração de polímeros reciclados no processo em estudo, foram extraídos gráficos do programa Umberto. Estes gráficos foram baseados no seguinte parâmetro: comparação entre a produção de um frasco verde com a produção de um frasco azul (que possui uma fração maior de PEAD reciclado que o frasco verde) na mesma sopradora. Cabe salientar que o consumo energético da serigrafia é igual ao da rotulagem/envase, e no caso do frasco azul, foi eliminado o líquido de envase.

O gráfico da Figura 2 mostra o consumo energético para a produção de um frasco azul e um frasco verde. Constata-se que é menor o consumo de energia para a produção do frasco azul, ou melhor, há uma economia de energia de 8,33%.

* Esta biblioteca possui mais de 400 módulos que podem ser utilizados em setores de energia, transporte, resíduos, metais, etc.

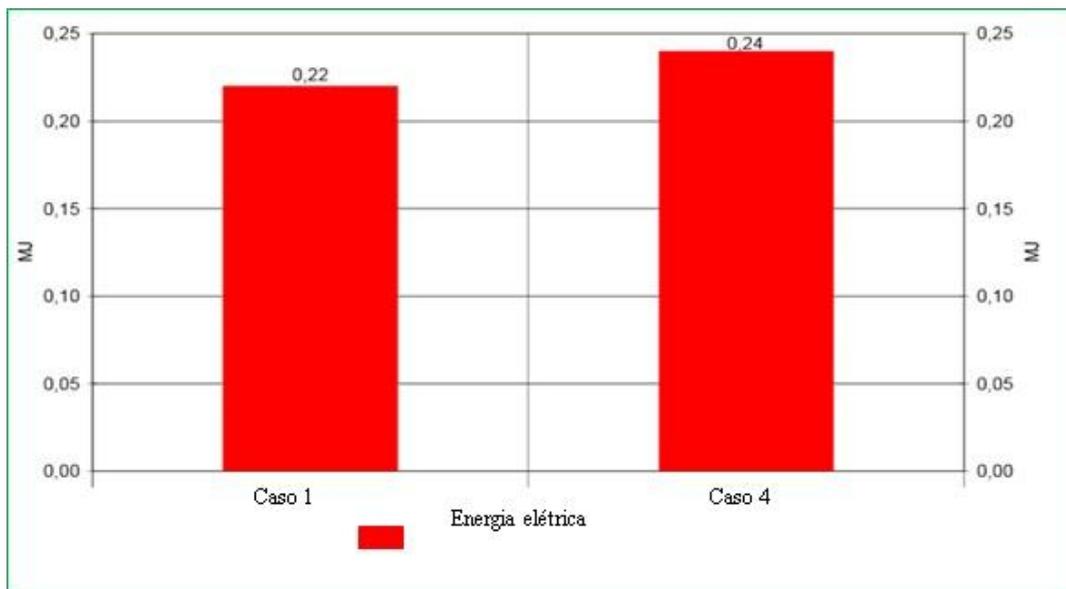


Figura 2. Gráfico de comparação de consumo de energia entre os casos 1 e 4 para produção de um frasco.

No gráfico da Figura 3, que retrata o consumo energético para a fabricação do frasco azul com 88% de reciclado externo (caso 2) e do frasco verde com 68% de reciclado externo (caso 6), é mostrada a mesma economia de energia da ordem de 8,33% com o aumento da fração de reciclado. Já o gráfico da Figura 4 apresenta uma comparação entre os casos 3 e 5.

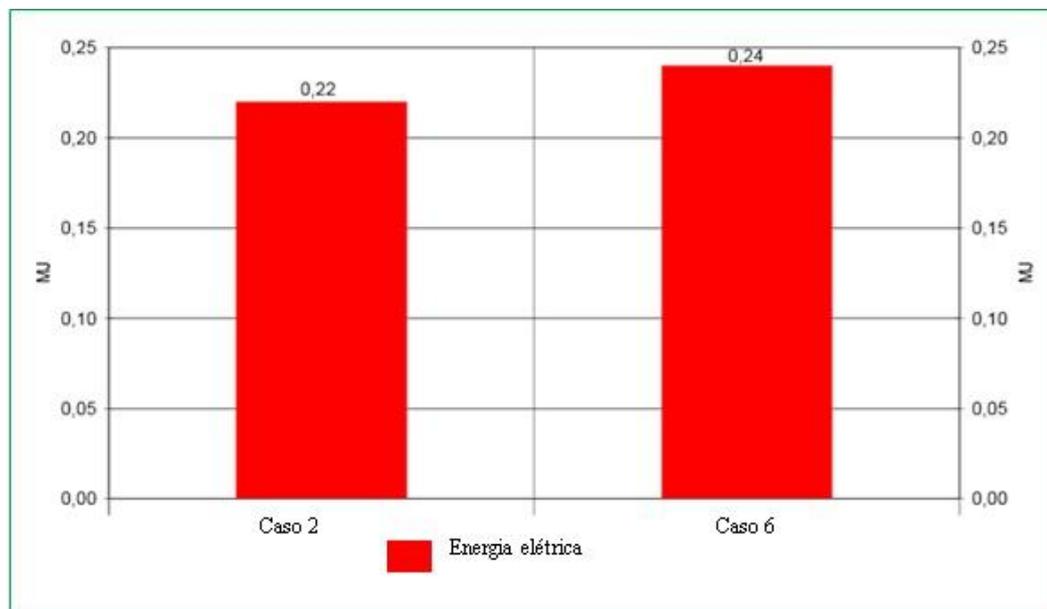


Figura 3. Gráfico de comparação de consumo de energia entre os casos 2 e 6 para a produção de um frasco.

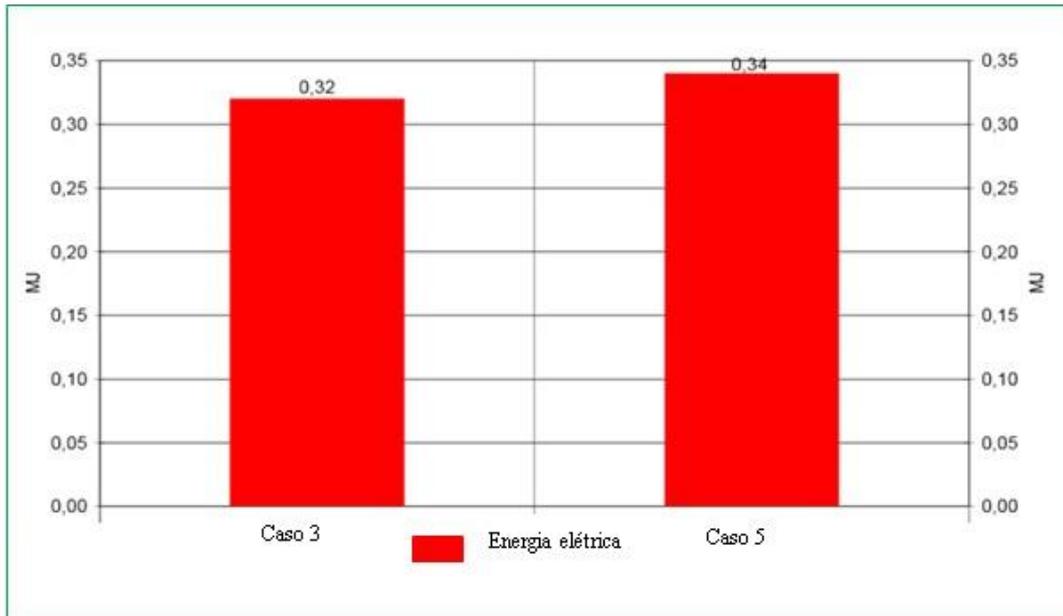


Figura 4. Gráfico de comparação de consumo de energia entre os casos 3 e 5 para a produção de um frasco.

CONCLUSÃO

Diante dos resultados dos cálculos mostrados em gráficos para produção de um frasco, observa-se o menor consumo de energia com a maior fração de PEAD reciclado. Com relação ao uso dos dois tipos de reciclados, os gráficos não demonstram diferença de consumo de energia entre eles no processo para a produção de um frasco.

Foi possível também estabelecer um paralelo com os estudos de ACV de Martínez *et. al.* (2008), para o cenário espanhol, e de Franklin Associates (2010), para o cenário norte-americano. Estes dois estudos, apesar de adotarem fronteiras um pouco diferentes, diagnosticam grande economia de energia na obtenção e fabricação de produtos de PEAD reciclados em comparação ao PEAD virgem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ECOINVENT CENTRE. *Ecoinvent Database*. Suíça, 2010.

FRANKLIN ASSOCIATES. **Life Cycle Inventory of 100% postconsumer HDPE and PET recycled resin from postconsumer containers and packaging**. Kansas, 2010.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040**: Environmental management: Life cycle assessment: Principles and framework. 2006.

_____. **ISO 14044**: Environmental management: Life cycle assessment: Requirements and guidelines. 2006.

INSTITUT FÜR UMWELTINFORMATIK HAMBURG GMBH. **Conheça Umberto-** *Software* de gestão ambiental e análise de fluxos de materiais e energia, Alemanha, 2010.

LIMA, A. M. F. **Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil:** Inserção e Perspectivas. 2007. 116f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) - Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica. Salvador, 2007.

MARTÍNEZ, P. et. al. **Análisis del Ciclo de Vida del Reciclado del Polietileno de Alta Densidad.** Instituto Tecnológico del Plástico. Valência, Espanha, 2008.



INDICADORES DE BIODIVERSIDADE NA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE BIODIESEL DE DENDÊ NO ESTADO DA BAHIA

Rita de Cássia Silva Braga e Braga*; Luziléa Brito de Oliveira; José Adolfo de Almeida Neto; Camille Costa de Araújo

RESUMO

A substituição da matriz energética mundial constitui uma necessidade frente ao desafio em compatibilizar demanda por energia e preservação dos recursos ambientais. O Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel, que introduziu o biodiesel na matriz energética, tem como motivação a substituição de recursos naturais não renováveis e a redução das emissões de gases estufa, por um lado, e a inclusão social por outro. Dentre as diversas oleaginosas com potencial para a produção de biodiesel, destaca-se o dendê (*Elaeis guineenses*), pelo seu potencial produtivo, podendo alcançar em plantios comerciais, produtividades médias de 5.000 kg/ha.a em ciclos produtivos de 25 anos. Com o objetivo de encontrar indicadores de qualidade do uso da terra adequados à avaliação da *perda de biodiversidade*, na avaliação ambiental do biodiesel de dendê, foi realizada uma pesquisa bibliográfica e uma consulta *Delphi* com vistas a identificar, selecionar e indicar o(s) melhor(es) indicador(es) de *biodiversidade*. Foram selecionados especialistas de quatro áreas do conhecimento: biocombustíveis, dendeicultura, ecologia e conservação da biodiversidade e avaliação do ciclo de vida. Nesse sentido, o presente estudo identificou que existem duas tendências principais na avaliação da biodiversidade, uma que prioriza uma quantificação direta e outra que utiliza aspectos qualitativos do ecossistema. Os fatores ecológicos, as diferenças climáticas e geofísicas, bem como, as especificidades de cada ecossistema devem ser observados na escolha do melhor indicador. Conclui-se que o desenvolvimento de indicadores de qualidade para avaliar a perda de biodiversidade dentro da ACV de biodiesel, necessita considerar os aspectos relacionados à complexidade dos ecossistemas.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação do Ciclo de Vida; Biocombustível; Uso da terra; *Elaeis guineenses*.

INTRODUÇÃO

O homem moderno lida com o desafio de compatibilizar desenvolvimento econômico com responsabilidade ambiental, com destaque para minimização dos impactos ambientais oriundos das atividades de produção e uso de produtos energéticos.

Para Hinrichs (2003), o desenvolvimento econômico e os altos padrões de vida são processos complexos que compartilham um denominador comum: a disponibilidade de um abastecimento adequado e confiável de energia, com destaque para os combustíveis fósseis, pela sua significativa participação na matriz energética mundial.

Nesse contexto tem havido um incentivo internacional à substituição da matriz energética mundial de origem fóssil por fontes renováveis tidas como ambientalmente sustentáveis, capazes de reduzir a emissão de gases estufa.

* Universidade Estadual de Santa Cruz. PRODEMA – Programa de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Campus Soane Nazaré de Andrade, Km 16 Rodovia Ilhéus Itabuna S/N Salobrinho, Ilhéus, CEP: 45.662-900, Bahia, Brasil. +55(73) 3680-5274 / rbraga05@gmail.com.

Dentre as alternativas que têm sido recentemente incentivadas em nível mundial, destaca-se o biodiesel – “biocombustível derivado de biomassa renovável para uso em motores a combustão interna com ignição por compressão ou, conforme regulamento, para outro tipo de geração de energia, que possa substituir parcial ou totalmente combustíveis de origem fóssil” (PNPB, 2004).

Dentre as oleaginosas com potencial para produção de biodiesel, destaca-se o dendê (*Elaeis guineensis*), uma palmeira de origem africana, que se desenvolve em áreas tropicais úmidas e que apresenta um dos maiores potenciais de produção de óleos vegetais, atingindo em áreas comerciais produtividades médias de até 5.000 kg de óleo por hectare e ano (FGV, 2003).

Na Bahia, devido ao predomínio do uso da variedade *dura*, explorada em sistemas de manejo de populações subspontâneas concentradas na região Sul do Estado, em relação à variedade comercial *tenera*, a produtividade média alcançada no Estado encontra-se abaixo de 1.000 kg de óleo por hectare e ano (SOUZA, 2008).

Diante do exposto, entende-se, que para se assegurar que o biodiesel produzido a partir do dendê, seja uma alternativa ambientalmente compatível, os impactos ambientais em todo o seu ciclo produtivo devem ser considerados. Diversos estudos têm sido realizados com o objetivo de avaliar os impactos ambientais no ciclo de vida de produção do biodiesel, sendo, porém, poucos dedicados à avaliação dos potenciais impactos ambientais relacionados ao *uso da terra*, em especial, os que avaliam o impacto sobre a biodiversidade (MATTSON *et al.*, 2000).

Uma das ferramentas que tem sido utilizada, na avaliação ambiental dos biocombustíveis, é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), conhecida na literatura internacional com *Life Cycle Assessment*, um instrumento de Gestão Ambiental, inicialmente concebido para produtos e processos na área industrial e mais recentemente, tem ampliado seu uso para a avaliação de produtos e processos agrícolas e florestais.

A ISO 14040 (ISO 2006) define a ACV como um conjunto de procedimentos sistemáticos que permitem compilar e avaliar as entradas e saídas de materiais em um sistema e os potenciais impactos ambientais de um produto, serviço ou sistema, considerando todo seu ciclo de vida.

Os estudos ambientais com base na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), inicialmente mais voltados para produtos e processos industriais, não contemplavam aspectos ambientais típicos de produtos e processos agropecuários e florestais (ANTÓN *et al.*, 2007 e CANALS *et al.*, 2007), recentemente tem crescido o uso desta ferramenta na avaliação ambiental, sendo uma metodologia que permite avaliar os impactos nos diferentes compartimentos ambientais e fases do processo de produção e uso dos biocombustíveis, incluindo desde a fase agrícola de produção da matéria prima (oleaginosa), passando pela extração do óleo vegetal, produção do biodiesel até o seu uso final como combustível (ciclo de vida).

Para Canals (2007) e Treweek *et al.* (2006) indicadores ambientais são substitutos mensuráveis dos atributos ambientais que não podem ser medidos diretamente e devem permitir a determinação das características bióticas, refletindo o estado de um ecossistema, do habitat ou de

outros componentes do meio, sendo uma expressão da diversidade da comunidade . Neste sentido, o presente estudo objetivou identificar os principais indicadores utilizados em ACV, na avaliação da categoria ambiental *uso da terra* e avaliar e selecionar indicadores de biodiversidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Inicialmente foi realizada uma ampla pesquisa bibliográfica para pré-seleção dos indicadores a partir de consulta ao portal de periódicos da capes e em periódicos especializados nas áreas de Avaliação do Ciclo de Vida, Ecologia e Conservação. Através deste levantamento foram identificados 16 (dezesesseis) indicadores de interesse para a pesquisa. Estes indicadores foram avaliados por meio de uma matriz com base nos atributos: **representatividade, mensurabilidade, consistência, aplicabilidade, dependência local, escala e transferência**, características desejáveis para que um indicador cumpra com o objetivo de retratar a realidade que se deseja representar num estudo de avaliação ambiental desta natureza.

Dos dezesseis indicadores identificados, cinco foram pré-selecionados e organizados em uma matriz de ponderação para avaliação pelos especialistas selecionados para participar da consulta *Delphi*. A avaliação foi realizada com base numa escala discreta variando de 0 a 2, sendo 0 não aplicável, 1 parcialmente aplicável e 2 aplicável para o indicador com relação ao atributo.

O método *Delphi* consiste em consultar especialistas acerca de um determinado tema, utilizando um questionário, sem a necessidade de um contato presencial. A consulta pode ser repetida quantas vezes forem necessárias à obtenção de uma resposta satisfatória ao problema proposto. O *Delphi*, parte da hipótese de que o julgamento coletivo traz resultados mais satisfatórios do que a soma de respostas individuais. Em linhas gerais, é uma técnica que busca a resposta mais consensual de um grupo de especialistas acerca de um problema para o qual não se dispõe de métodos mais objetivos e quantitativos para utilizar (PATARI, 2010).

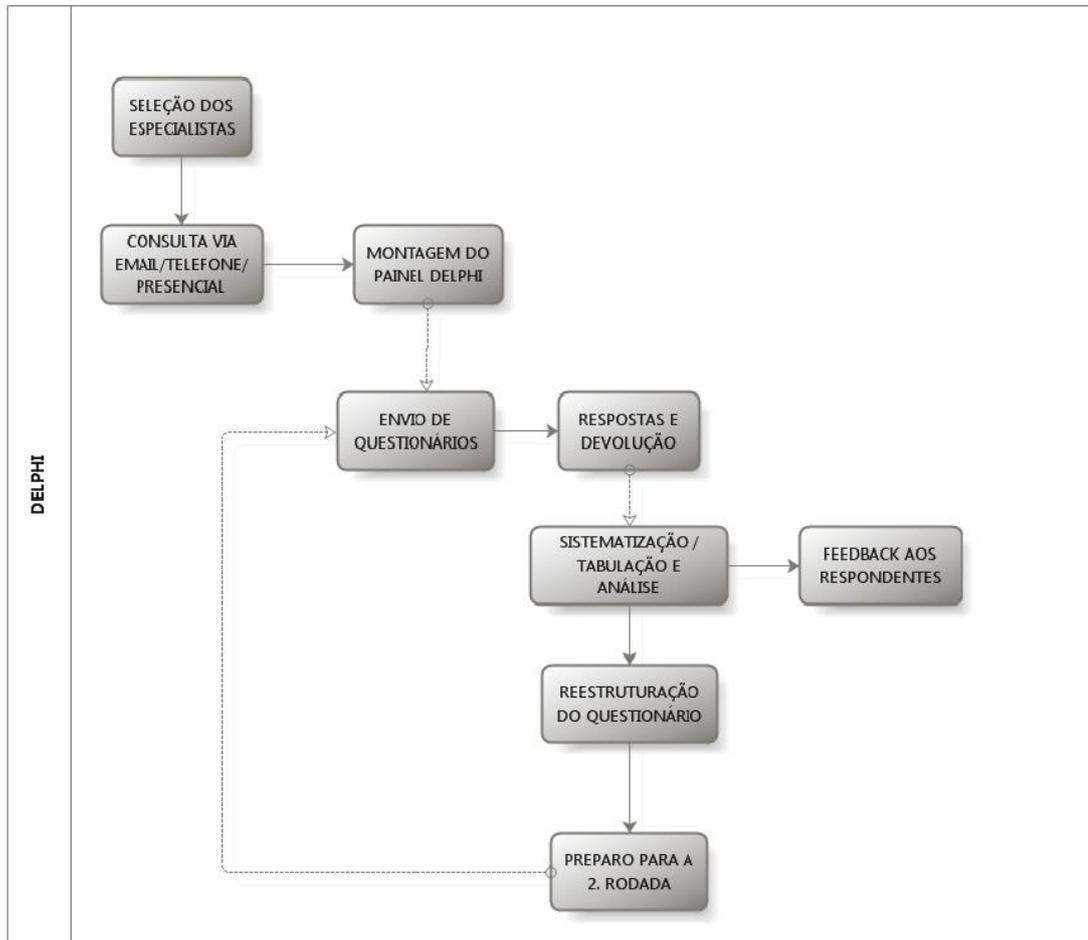


Figura 1. Sequência de aplicação do método Delphi.

A escolha dos especialistas para a consulta *Delphi* foi realizada a partir da identificação das áreas do conhecimento que possuem relevância ao problema científico do estudo. Foram identificadas quatro áreas centrais envolvidas na avaliação de indicadores de biodiversidade para aplicação em estudos do ciclo de vida de biodiesel de dendê: ACV, Dendeicultura, Biocombustíveis e Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Os especialistas foram contatados via correio eletrônico, telefone e contato pessoal, ao concordarem com a participação na pesquisa, foi enviada uma carta convite informando os objetivos do estudo e solicitando o preenchimento dos dados cadastrais, como: nome, endereço de e-mail, contato telefônico, área de formação e instituição a qual está vinculado. Em anexo, seguiu o primeiro questionário, com duas perguntas acerca dos indicadores, um quadro em forma de matriz, com os cinco indicadores pré-selecionados e um resumo sucinto, descrevendo os indicadores e os atributos e explicando o processo de Avaliação.

A Tabela 1 apresenta os cinco indicadores pré-selecionados e suas respectivas fontes bibliográficas.

Tabela 1. Indicadores de biodiversidade pré-selecionados.

CÓDIGO	INDICADORES PROPOSTOS	FONTE
I ₁	Diversidade de espécies de plantas vasculares	Lindeijer (2000)
I ₂	A riqueza de espécies (SR), a escassez inerente do ecossistema (ES), a vulnerabilidade dos ecossistemas (EV) – combinados com a qualidade da biodiversidade (Q biodiversidade)	Weidema & Lindeijer (2001)
I ₃	Proporção de espécies de aves e mamíferos que estão ameaçadas ou em perigo de extinção	Schenck (2006)
I ₄	Riqueza de Espécies (SR), escassez do ecossistema (ES) e condições para manutenção da biodiversidade (CMB).	Michelsen (2008)
I ₅	Riqueza de espécies de plantas vasculares por área ocupada e transformada.	Schmidt (2008)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliando a evolução das pesquisas na área de avaliação ambiental de produtos e processos agrícolas, nota-se que existe uma tendência entre alguns estudiosos em optar por trabalhar com indicadores que quantificam a biodiversidade de forma direta como os propostos por Lindeijer (2000), Schenck (2006), Schmidt (2008), que avaliam a diversidade e a riqueza de espécies com base em dados existentes de inventários de fauna, flora e que por sua vez apresentam a limitação de depender de informações, que muitas vezes não estão disponíveis para todas as regiões do globo. Aspecto relevante, que deve ser levado em conta na escolha de um indicador ou grupo de indicadores, especialmente quando se considera que a ACV busca ser uma ferramenta de aplicação global.

Outra vertente de pesquisadores opta por mensurar a biodiversidade de forma indireta, conforme propõe Weidema & Lindeijer (2001) e Michelsen (2008), que levam em consideração além da diversidade/riqueza de espécies, o valor intrínseco como, a escassez e a vulnerabilidade do ecossistema e as condições para a manutenção da biodiversidade.

Nesse contexto, diversos indicadores do campo da ecologia têm sido utilizados para avaliar a biodiversidade, sendo importante observar que para o sucesso na escolha do melhor indicador (ou grupo de indicadores), de forma que este represente adequadamente a realidade local, devem ser considerados os fatores ecológicos, as diferenças climáticas e geofísicas, bem como, as especificidades de cada bioma, cultivo e os objetivos a que se propõe o estudo.

Considerando o estado da arte nesta área do conhecimento, bem como, a importância da inclusão da categoria *uso da terra* e no desenvolvimento de indicadores capazes de mensurar a *perda da biodiversidade* associada à expansão de cultivos energéticos, como o dendê, conclui-se que aspectos relacionados à complexidade dos ecossistemas necessitam ser considerados, possibilitando sua aplicação dentro do escopo da Avaliação do Ciclo de Vida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTÓN, A.; CASTELLS, F.; MONTERO, J. I. Land use indicators in Life Cycle Assessment. Case study: The environmental impact of Mediterranean greenhouses. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, p. 432-438, 2007.

CANALS, L. M. (2003). **Contributions to LCA Methodology for Agricultural Systems: Site-dependency and soil degradation impact assessment**. PhD thesis, Barcelona, Spain, Autonomous University of Barcelona.

_____. (2007): Land Use in LCA: A New Subject Area and Call for Papers. **International Journal of Life Cycle Assessment**. 12 (1) 1 (2007). DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/2006.12.295>.

COMISSÃO EXECUTIVA DO PLANO DA LAVOURA CACAUEIRA. O óleo de dendê da Bahia e a Produção de Biodiesel. **Folder explicativo**, Ilhéus: CEPLAC, nov. 2008.

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. **Projeto Potencialidades Regionais e Estudo de Viabilidade Econômica Dendê**. Instituto Superior de Administração e Economia. Julho, 2003.

HINRICHS, R. A. & KLEINBACH, M. **Energia e Meio Ambiente**. São Paulo: Pioneira Tomson Learning, 2003.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040: Environmental management: Life cycle assessment: Principles and framework**. Geneva, Switzerland: 2006.

LINDEIJER, E. Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. **Journal of Cleaner Production** 8: 313-319, 2000.

MATTSSON, B.; CEDEBER, G. C.; BLIX, L. Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetables oil crops. **Journal of Cleaner production**, v. 8, p. 283-292, 2000

MICHELSSEN O. Assessment of land use impact on biodiversity: Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. **International Journal of Life Cycle Assessment**. 13 (1) 22-3. 2008.

PÄTÄRI, Satu. Industry- and company-level factors influencing the development of the forest energy business — insights from a Delphi Study. **Technological Forecasting & Social Change** 77 (2010) 94–109

SCHENCK, R.C. Land Use and Biodiversity Indicators for Life Cycle Impact Assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**. 6(2): 114 – 117. 2001.

SCHMIDT, J.H (2008), Development of LCIA Characterization Factors for Land Use Impacts on Biodiversity. **Journal of Cleaner production**, 16(18), 1929–1942. 2008.

SOUZA, J. **Dendê - Potencial para produção de energia renovável**. 2008. Disponível em: <<http://www.ceplac.gov.br/radar/Artigos/artigo9.htm>>.

TREWEEK Jo e PHILLIP BUBB. **Biodiversity indicators for impact assessment: moving targets in a changing world**. CES Working Paper Series, 2006.

WEIDEMA B. P; LINDEIJER E. **Physical impacts of land use in product life cycle assessment**. Final report of the Eurenviron-LCAGAPS subproject on land use. Department of Manufacturing. 2001.



APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NA PRODUÇÃO DE MEIAS ESPORTIVAS

Amelia Masae Morita* ; Mauro Antonio da Silva Sá Ravagnani

RESUMO

O potencial de poluição da área têxtil é muito elevado, desde a obtenção de matéria-prima até a disposição final de seus produtos. Algumas técnicas como a otimização de processos e reciclagem de produtos estão sendo utilizadas para minimizar estes problemas ambientais, mas há uma necessidade de amplos estudos sobre os impactos ambientais causados pelos produtos têxteis. Este estudo tem como objetivo analisar estes impactos em quatro categoriais, a ecotoxicidade, mudança climática, acidificação/eutrofização e os combustíveis fósseis. Os estudos foram realizados em três produtos com composições variadas, o produto 1 com 85% de algodão (CO), 12% de poliamida (PA) e 2% de elastano (PUE), o produto 2 com 70% CO, 27% PA e 3% PUE e o produto 3 com 66% CO, 32% PA e 2% PUE, utilizando o *software* Simapro (Pré Consultants). Os resultados obtidos demonstram que as variações nas composições dos produtos não afetaram significativamente as categorias de impacto, mas que o produto com maior percentual de algodão apresentou maiores impactos na ecotoxicidade, mudança climática e acidificação/eutrofização. Estes resultados abrem perspectivas de pesquisas sobre os impactos causados pelas fibras naturais e sintéticas no meio ambiente.

PALAVRAS-CHAVE: Têxtil; Meias; Simapro 7.0; Avaliação do Ciclo de Vida.

INTRODUÇÃO

A indústria têxtil representa uma parte significativa dos impactos ambientais globais, pois é grande consumidora de água, energia e produtos químicos. A água é utilizada como solvente nos processos de beneficiamento e como fonte de energia na geração de vapor. Os produtos químicos são utilizados desde a obtenção da matéria-prima até o uso final nas lavagens domésticas. Algumas técnicas já estão sendo utilizadas para minimizar os resíduos gerados, como a reciclagem de produtos e a otimização de processos, e segundo Giannetti e Almeida (2006), estas práticas de remediação e tratamento mostram-se insuficientes para lidar com o problema ambiental. Uma ferramenta que vem sendo utilizada na avaliação dos impactos ambientais em produtos ou processos é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que de acordo com a ISO 14000, é definida como a compilação e avaliação das entradas, saídas e impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ou processo ao longo do seu ciclo de vida (AZAPAGIC, 1999; BANAR E COKAYGIL, 2008). Segundo Giannetti e Almeida (2006), a ACV analisa qualquer tipo de impacto ambiental causado pelo produto, incluindo a extração de matérias-primas, emissão de substâncias tóxicas, utilização da terra, etc.

Nos últimos anos, estudos comparativos entre tipos de produtos ou processos vêm sendo realizados com o objetivo de determinar qual produto ou processo gera menor impacto ambiental, outros tipos de estudos bastante realizados são os que determinam quais as etapas do processo representam maiores impactos ambientais. Nilsson, *et al.* (no prelo) realizaram a avaliação do ciclo de

* Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Engenharia Química. Av. Colombo, 5790, zona 07, Maringá, CEP: 87020-900, Paraná, Brasil. +55(44) 3011-4774 / ammorita@uem.br.

vida de margarinas e manteigas dos mercados consumidores europeus e concluíram que a margarina causa menor impacto ambiental, principalmente nos potenciais de aquecimento global, eutrofização e acidificação. Banar e Cokaygil (2008) estudaram a avaliação do ciclo de vida de dois tipos de embalagens de sucos da Turquia e chegaram a conclusão de que as garrafas de vidro causam maiores impactos ambientais do que as embalagens de papel.

Nesta pesquisa buscamos comparar os impactos ambientais das diferentes composições de meias femininas do segmento esportivo. As composições analisadas foram o algodão entre 66% e 85%, a poliamida entre 12% e 32% e um pequeno percentual de elastano (poliuretano) de 2% a 3%.

O algodão é uma fibra celulósica natural, e o impacto ambiental é ocasionado pelo uso de herbicidas e pesticidas em seu cultivo, além de outros produtos químicos utilizados em seu beneficiamento, outro fator relevante é a grande quantidade de água consumida em seu processamento (BLACKBURN, 2009). A fibra de poliamida e o poliuretano são de origem sintética, em seu processamento são utilizados diversos produtos químicos e grande quantidade de energia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Neste trabalho, utilizou-se o *software* Simapro 7 para realizar a avaliação do ciclo de vida de três meias de composições variadas. Esta avaliação foi desenvolvida em quatro etapas: definição de objetivos e escopo (limites da análise), análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação.

Definição de objetivos e escopo

O objetivo do presente estudo é determinar qual a composição de meia esportiva feminina causa menos impactos ambientais, comparando três composições diferentes de misturas de algodão (CO), poliamida (PA) e elastano (PUE). Esta avaliação poderá ser utilizada para avaliar a seleção de materiais no desenvolvimento de produto, neste caso das meias. A unidade funcional deste estudo é um par de meias, equivalente a 0,037 kg de material.

O escopo deste estudo inclui a produção da meia, o transporte do material, o uso da meia pelo consumidor e sua disposição final, conforme ilustra a Figura 1.

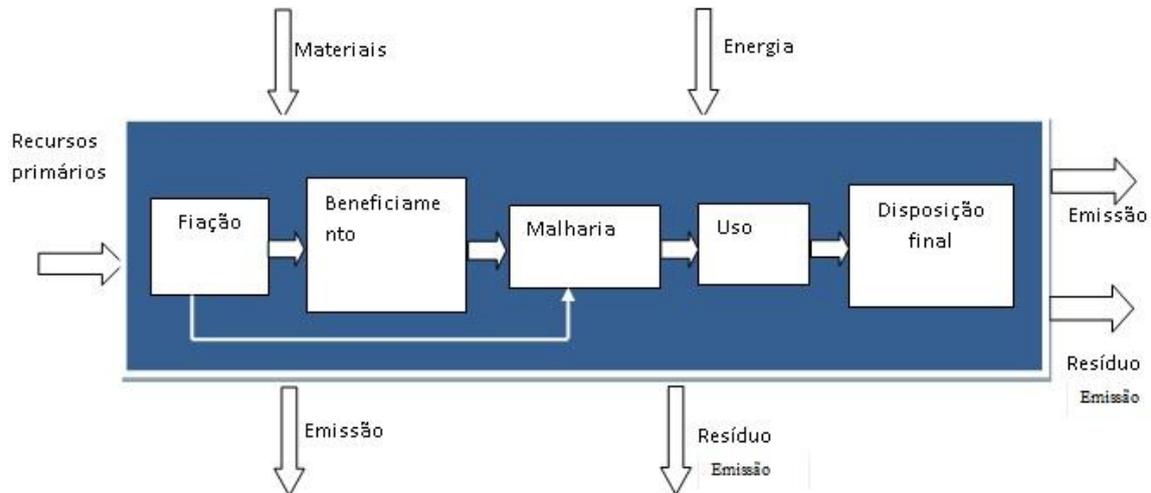


Figura 1. Limites do sistema.

Análise de inventário

Os dados sobre o beneficiamento do fio de algodão e a malharia de meia foram obtidos da literatura (HIZUKA *et al.*, 2005). Os dados sobre energia e os impactos da fiação das matérias-primas foram obtidos do banco de dados do *software*.

Os artigos são meias destinadas as atividades esportivas com as seguintes composições: produto 1 com 85% de CO, 12% de PA e 3% de PUE; produto 2 com 70% de CO, 27% de PA e 3% de PUE; e produto 3 com 66% de CO, 32% de PA e 2% de PUE. Somente o algodão foi beneficiado.

A avaliação realizada no processo de beneficiamento do fio de algodão utilizou os seguintes dados obtidos da literatura: receita de alvejamento para 1kg de fio, 5g de detergente, 10g de sequestrante, 25g de hidróxido de sódio 50%, 35g peróxido de hidrogênio 50% e alvejante ótico 7g. E o volume de água de 29 L/kg de fio.

Os dados obtidos do banco de dados do *software* foram: energia elétrica 1 kWh / kg de fio, resíduos 0,138 m³, energia térmica de caldeira de gás natural 35 MJ.

O transporte do material foi considerado do cultivo ao beneficiamento correspondente a 600 km, e do beneficiamento até o consumidor que corresponde a 400 km.

Na malharia considerou-se 4kWh/ kg de fio de energia elétrica, conforme dados obtidos da literatura (HIZUKA *et al.*, 2005).

Avaliação de impacto

As categorias consideradas neste estudo foram a ecotoxicidade, acidificação/eutrofização, mudança climática e combustíveis fósseis. Estas categoriais vêm sendo consideradas em alguns estudos sobre avaliação do ciclo de vida (CADENA *et al.*, 2009; BANAR E COKAYGIL, 2008).

RESULTADOS

A avaliação do ciclo de vida dos produtos foi feita utilizando o Ecoindicador 99 e os resultados podem ser observados na Figura 2.

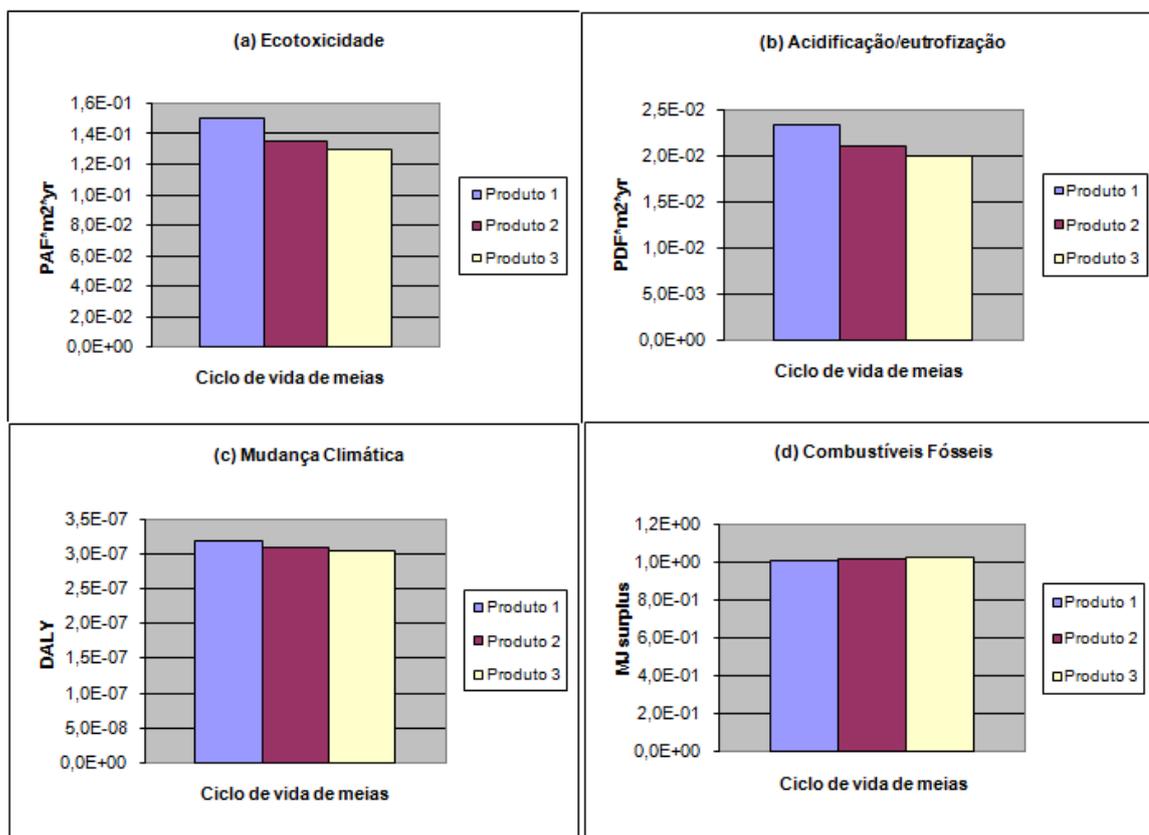


Figura 2. Comparação dos impactos ambientais em três meias com composições diferentes, produto 1 (85% CO, 12% PA e 2% PUE), produto 2 (70% CO, 27% PA e 3% PUE) e produto 3 (66% CO, 32% PA e 2% PUE).

Sendo, (a) a ecotoxicidade cuja unidade representa a fração potencialmente afetada ($PAF \cdot m^2 \cdot yr$), (b) acidificação/eutrofização com unidade expressa em $PDF \cdot m^2 \cdot yr$ que representa a fração de potencialidade de desaparecimento, (c) mudança climática, com unidade expressa em DALY que corresponde a incapacidade de ajuste dos anos de vida e (d) combustíveis fósseis representados por MJ surplus, que corresponde ao excedente de unidade.

A ecotoxicidade é medida pela potencialidade de contaminação da água e do solo. Na Figura 2a, observa-se maior potencial de ecotoxicidade no produto 1 ($0,151 PAF \cdot m^2 \cdot yr$), seguido pelos produtos 2 ($0,135 PAF \cdot m^2 \cdot yr$) e 3 ($0,129 PAF \cdot m^2 \cdot yr$), este resultado mostra que quanto maior a quantidade de algodão maior o potencial de ecotoxicidade.

A acidificação/eutrofização representa o percentual de diminuição da biodiversidade sobre uma área durante certo período. Assim como na ecotoxicidade, houve um decréscimo no potencial de acidificação/eutrofização do produto 1 ($0,023 PDF \cdot m^2 \cdot yr$) ao produto 3 ($0,020 PDF \cdot m^2 \cdot yr$), conforme Figura 2b.

Não houve alterações significativas na mudança climática, com uma leve tendência ao decréscimo dos produtos 1 ao 3, conforme Figura 2c. O produto 1 apresentou $3,19 \times 10^{-7}$ DALY, o produto 2 apresentou $3,09 \times 10^{-7}$ DALY e o produto 3 apresentou $3,05 \times 10^{-7}$ DALY.

Os resultados da Figura 2d. mostram pouquíssima influência da composição dos produtos no esgotamento dos combustíveis fósseis. O produto 1 apresentou 1,01 MJ surplus, e os produtos 2 e produto 3 apresentaram 1,02 MJ surplus.

CONCLUSÕES

Neste estudo, a avaliação do ciclo de vida dos produtos foi realizada utilizando-se o *software* Simapro 7, que se mostrou de fácil utilização e com um banco de dados confiável, mas com dados europeus que não traduzem a realidade do Brasil. Para uma avaliação mais consistente faz-se necessário a coleta de dados de inventário e a criação de um banco de dados no Brasil. Pode-se constatar, também, que o produto com maior percentual de algodão causa maiores impactos na ecotoxicidade, na acidificação/eutrofização e na mudança climática, 14,57%, 13,04%, 4,39%, respectivamente, quando comparado ao produto com maior quantidade de poliamida. O aumento nos índices da ecotoxicidade e da acidificação/eutrofização causa impactos negativos sobre o a qualidade do ecossistema, já o aumento no índice da mudança climática afeta negativamente a saúde humana, pode-se concluir, então, que o artigo com 66% CO, 32% PA e 2% PUE causa menos danos a qualidade do ecossistema e à saúde humana. Como as fibras sintéticas são derivadas do petróleo, havia uma expectativa de maior alteração no esgotamento de combustíveis fósseis com o aumento do percentual de fibras sintéticas na mistura, entretanto o que pode ser observado foi um ligeiro aumento no esgotamento de combustíveis fósseis, cerca de 0,98%, provavelmente, devido à pequena diferença na composição. Isto pode ser um indício de que a fibra de algodão causa maior impacto ambiental no seu beneficiamento, abrindo perspectivas para futuras pesquisas sobre a comparação entre as fibras naturais e sintéticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZAPAGIC, A. Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation. **Chemical Engineering Journal**, n. 73, p. 1-21, 1999.

BANAR, M.; COKAYGIL, Z. A comparative life cycle analysis of two different juice packages. **Environmental Engineering Science**, v. 25, n. 4, p. 549-555, 2008.

BLACKBURN, R. S. **Sustainable textiles: life cycle and environmental impact**. Cambridge: Woodhead publishing limited, 2009.394 p.

CADENA, E. et. al. Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment: LCA for waste**, n. 14, p. 401-410, 2009.

GIANNETTI, B. F.; ALMEIDA, C. M. V. B. **Ecologia industrial: conceitos, ferramentas e aplicações**. São Paulo: Ed. Edgard Blucher, 2006. 109 p.

HIZUKA, S. Y.; FERRARESI, R. A. O.; MARQUES, M. C.; CARVALHO, C. U. **Projeto Industrial Têxtil: Rara textile indústria de fios e meias Ltda. 2005. 202f.** Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Têxtil) – Departamento de Engenharia Têxtil, Universidade Estadual de Maringá, Goioerê. 2005.

NILSSON, K. et. al. Comparative life cycle assessment of margarine and butter consumed in the UK, Germany and France **International Journal of Life Cycle Assessment: LCA for food products**. No prelo.



AVALIAÇÃO AMBIENTAL DAS OPÇÕES TECNOLÓGICAS PARA GERAÇÃO DE ENERGIA ATAVÉS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ESTUDO DE CASO

Márcio Montagnana Vicente Leme ; Mateus Henrique Rocha; Electo Eduardo Silva Lora; Osvaldo José Venturini; Claudio Homero Ferreira Silva; Bruno Marciano Lopes*

RESUMO

O objetivo deste trabalho é comparar, do ponto de vista ambiental, diferentes alternativas de disposição e tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) com e sem recuperação de energia no contexto brasileiro. O estudo foi conduzido no aterro municipal de Betim (MG), o qual recebe 200 t/dia de RSU. Foram propostos três cenários. O aterro sanitário sem a recuperação de energia (Cenário 2); o uso do biogás gerado pelo aterro em Motores de Combustão Interna (MCI) para geração de eletricidade (Cenário 3); e um sistema de incineração com geração de eletricidade (Cenário 1). O comportamento ambiental destes cenários foi comparado utilizando a metodologia de Análise do Ciclo de Vida (ACV), com base na série de normas ISO 14040, recentemente contemplada como uma das ferramentas da Política Nacional dos Resíduos Sólidos. A unidade funcional selecionada foi 1 t de RSU. Os resultados indicam que os aterros sanitários são a pior opção para o gerenciamento do lixo em 5 das 6 categorias de impacto ambiental selecionadas. A incineração mostrou-se a melhor opção entre as estudadas, porém, é dependente de um moderno sistema de controle de efluentes atmosféricos capaz de cumprir com os padrões de emissão estabelecidos pela legislação.

PALAVRAS-CHAVE: ACV; Gerenciamento de RSU; Recuperação de energia; Biogás.

INTRODUÇÃO

A falta de uma política de gestão dos RSU no Brasil gera graves consequências do ponto de vista ambiental. Os lixões, presentes em 30% das cidades brasileiras, contaminam a água, o solo, proliferam vetores de doenças e desperdiçam a matéria e energia presente nos RSU. O rápido crescimento populacional brasileiro, iniciado nas décadas de 60 e 70, levou a uma mudança na gestão dos RSU no país. Nos últimos 30 anos, os estados tentam erradicar os lixões em seus territórios implantando aterros sanitários, tidos como a solução para o problema em questão (SNIS, 2009).

A solução encontrada por alguns países, notadamente aqueles com pequeno espaço territorial, consiste na incineração dos RSU. Esta tecnologia passou por duras críticas nas décadas de 80 e 90 devido às altas emissões de poluentes atmosféricos. Por esta razão, limites de emissão rigorosos foram aplicados ao setor, o que inibiu a instalação de novas plantas por mais de uma década. Entretanto, o avanço nas tecnologias de tratamento de efluentes atmosféricos tem tornado a tecnologia atraente do ponto de vista ambiental e seu uso vem sendo encorajado em boa parte do mundo desenvolvido (PSOMOPOULOS, 2009).

A metodologia da ACV vem sendo usada neste contexto como apoio à tomada de decisão na escolha dos sistemas de tratamento e disposição final dos RSU, pois é capaz de prover uma visão geral

* Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI). Núcleo de Excelência em Geração Termoeletrica Distribuída (NEST). Av. BPS, 1303, Caixa postal 50, Pinheirinho, Itajubá, CEP: 37500-903, Minas Gerais, Brasil.

dos aspectos ambientais de diferentes estratégias e comparar os potenciais impactos ambientais de tais opções. É mais conhecida como uma ferramenta que analisa os impactos do ciclo de vida de um produto físico. Mas a metodologia também permite analisar os impactos do ciclo de vida de serviços como o gerenciamento de resíduos. O ponto chave em uma ACV é que todos os produtos ou serviços em comparação devem ter a mesma função para que possam ser comparados na mesma base (FINNVEDEN *et al.*, 2000).

ESTUDO DE CASO

Este estudo foi realizado com dados obtidos no aterro sanitário de Betim (MG). O aterro iniciou suas operações em outubro de 1996, e tem fechamento previsto para 2016. Os sistemas de disposição e tratamento do RSU compreendem o aterro sanitário e lagoas de tratamento de chorume. As características dos RSU e do biogás são apresentados na Tabela 1. A produção de biogás foi determinada com base na metodologia de IPCC (2006) e o Poder Calorífico Superior (PCS) com as equações de Kathiravale (2003) e Cortez *et al.* (2008). As parcelas de carbono fóssil e biogênico foram estimadas com as informações de IPCC (2006).

Tabela 1. Características, composição e histórico de disposição dos RSU do aterro de Betim.

Características		Componentes		Ano	t RSU	Ano	t RSU	Ano	t RSU
Umidade [%]	35	Restos de Alimentos	54%	1996	2437	2003	45961	2010	58219
Combustíveis [%]	51	Tecidos	4%	1997	26989	2004	47520	2011	59069
Cinzas [%]	14	Plásticos Diversos	16%	1998	35886	2005	50361	2012	59932
PCS (Base seca) [kJ/kg]	14610	Borracha	1%	1999	39931	2006	53414	2013	60807
PCI (Base Umida) [kJ/kg]	7981	Papel e papelão	10%	2000	43857	2007	55742	2014	61695
C _{fóssil} (Base seca) [%]	11%	Papelão	3%	2001	43297	2008	56556	2015	62595
C _{biogênico} (Base seca) [%]	17%	Rejeitos Vidro e Metais	12%	2002	48880	2009*	57382	2016	63509

* A partir de 2009 os dados foram estimados com base na produção per capita de RSU de Betim e no crescimento populacional de MG.

METODOLOGIA

A metodologia de ACV utilizada por este trabalho tem como base os princípios definidos pelas normas ISO 14040 e ISO 14044 de 2006.

Definição do objetivo e do escopo

O objetivo do estudo é comparar, diferentes alternativas de disposição e tratamento dos RSU com e sem a recuperação de energia. O lixo que entra no sistema não possui cargas ambientais de montante (coleta e transporte, etc.). A unidade funcional do estudo consiste em 1 t de RSU com as características da Tabela 1.

Para o cenário 1 (incineração), considerou-se o uso de um incinerador de queima em massa de 200 t/dia de capacidade, com grade móvel, injeção de ar ambiente, integrado a uma caldeira que

gera vapor para um ciclo Rankine, com eficiência elétrica de 18%. A escória de fundo e as cinzas voláteis são encaminhadas a um aterro sanitário a 50 km da planta. As fronteiras do cenário 1, 2 e 3 são esquematizadas na figura 1 a seguir.

No cenário 2 o biogás gerado pelo aterro é emitido diretamente na atmosfera. No cenário 3, o biogás, coletado com 75% de eficiência, é enviado a MCI com 33% de eficiência elétrica e para um sistema de Flares com função de *backup*. Ao longo da vida do aterro são instalados 9 módulos de geração de 300 kW e 7 anos de vida útil (8000 hora anuais), que aproveitam 62% do biogás captado no período.

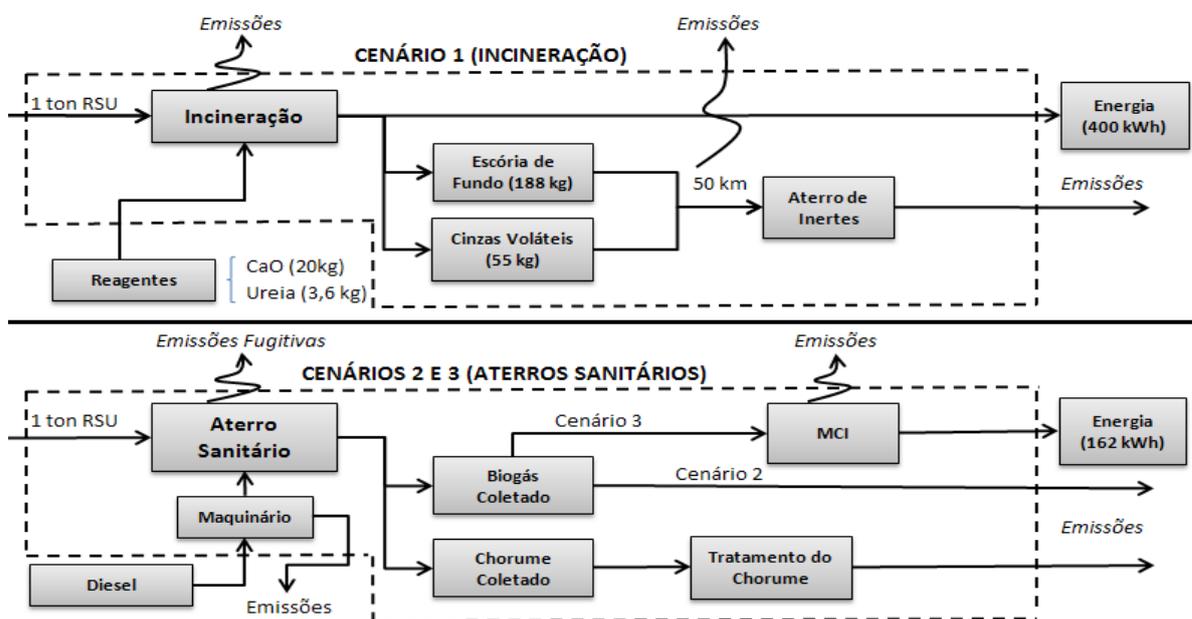


Figura 1. Limites Nos cenários 1, 2 e 3.

Análise do Inventário

Emissões para o ar, água e solo, recursos consumidos e energia gerada foram calculados e expressados em base à unidade funcional. As emissões para a água nos aterros foram obtidas de Doka (2007) para o curto período (100 anos) e longo período (60.000 anos). O inventário da ureia foi retirado de Silva *et al.* (2006), o do cal de Yokote (2003) e o da eletricidade de Coltro *et al.* (2003). As emissões do uso do diesel no transporte e no maquinário de compactação foram obtidas de MCT (2006). As emissões para o ar nos cenários de aterro foram calculadas com as equações em base a USEPA (2008).

Avaliação de Impacto

A avaliação foi conduzida até a etapa de caracterização. O *software* SimaproTM 7.1.8 e a metodologia CML-2000 foram utilizados para os cálculos dos potenciais impactos ambientais.

RESULTADOS

A Figura 2 abaixo mostra os resultados dos indicadores para as categorias de impacto selecionadas no estudado. No gráfico da Figura 2 os valores em porcentagem são resultado da relação entre o resultado do indicador para o cenário e a soma dos mesmos na categoria em questão.

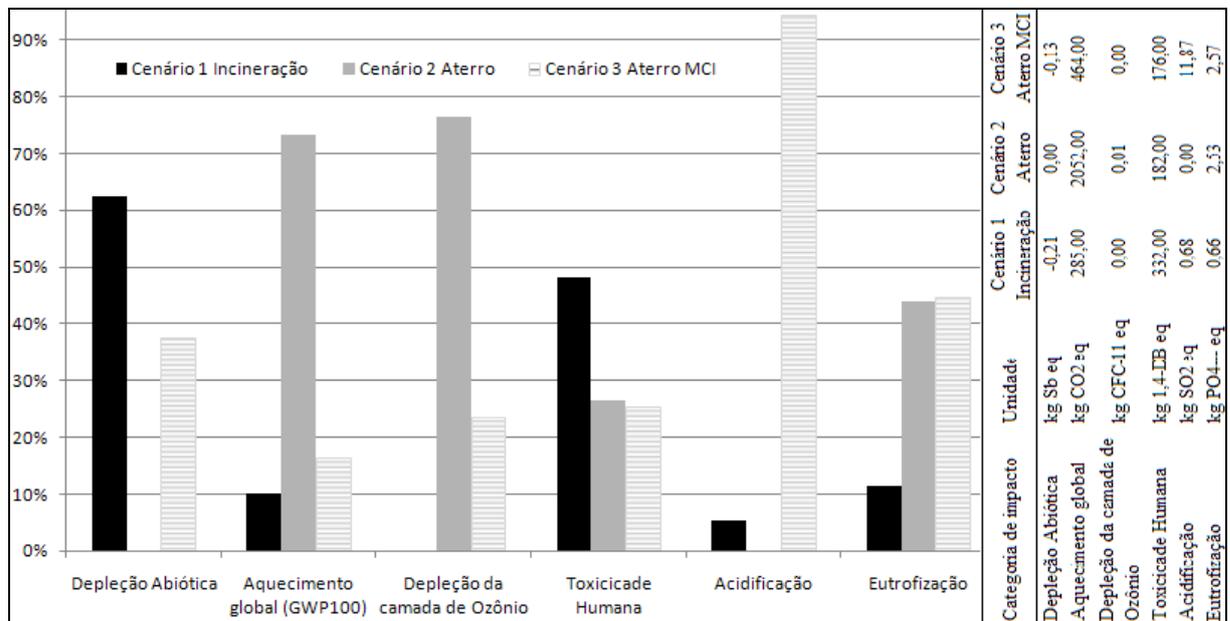


Figura 2. Resultados da caracterização na avaliação do impacto do ciclo de vida.

Depleção de Recursos Abióticos: O envio de eletricidade para o sistema interligado nacional evita o consumo de recursos naturais escassos para a geração de eletricidade. A incineração foi superior por recuperar relativamente maior quantidade de energia. **Potencial de Aquecimento Global:** As emissões não controladas de CH₄ no Cenário 2 são responsáveis por 92% do resultado do indicador. No Cenário 3 ocorre a destruição do CH₄, porém parte dele ainda é liberado na atmosfera em razão das emissões fugitivas no aterro. As emissões do cenário 1 são resultado da queima da parcela de carbono fóssil presente no RSU. **Depleção da Camada de Ozônio:** Nos Cenários 2, 3 o principal poluente, para a categoria de impacto, é o CFC-12 responsável por 93% do indicador nos três cenários. **Toxicidade Humana:** O principal poluente nos cenários 2 e 3 é a emissão de metais pesados para a água. A diferença entre o Cenário 1 e os demais se deve, principalmente, a emissão de dioxinas para o ar durante a incineração. **Acidificação:** No Cenário 3, a queima do enxofre presente no biogás gera SO₂, gás responsável por praticamente a totalidade do resultado do indicador. No Cenário 1 os impactos são decorrentes da formação de SO_x e NO_x. **Eutrofização:** A diferença entre os cenários de aterro e a incineração se deve ao fato do aterro apresentar emissões para a água, mais especificamente a alta DQO.

CONCLUSÃO

Os resultados mostram que os aterros sanitários, modelo de gerenciamento do lixo urbano que se tenta implantar no Brasil, é o mais impactante do ponto de vista ambiental em 5 das seis categorias de impacto selecionadas. Os países europeus estabeleceram políticas para erradicar os aterros sanitários do continente e focam seus esforços na implementação da “hierarquia do lixo”, portanto, na diminuição de resíduos, na recuperação e na reciclagem dos materiais e da energia nele contido. Os aterros sanitários geram um fardo pesado às futuras gerações e devem ser considerados como ultima opção para dispor os RSU.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

COLTRO, L.; GARCIA, E. E. C.; QUEIROZ, G. C. Life Cycle Inventory for Electric Energy System in Brazil. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 5, pp. 290–296, 2003.

FINNVEDEN G. et al. **Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste**, APPENDIX 5. Stockholms universitet / systemekologiochfoa. September 2000.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. IPCC, 2006.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040**: Environmental management: Life cycle assessment: Principles and framework. Genebra, 2006.

_____. **ISO 14044**: Environmental management: Life cycle assessment: Requirements and guidelines. Genebra, 2006.

KATHIRAVALE, S.; YUNUS M. N. M.; SOPIAN, K.; SAMSUDDIN, A. H.; RAHMAN, R. A. **Modeling the heating value of Municipal Solid Waste**. Fuel Volume 82, Issue 9, June 2003, Pages 1119-1125

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **Emissões de gases do efeito estufa no setor energético por fontes móveis**. Programa de planejamento energético da COPPE-PPE, Rio de Janeiro, RJ. MCT, 2006.

PSOMOPOULOS C. S.; BOURKA A.; THEMELIS N. J. Waste-to-energy: A review of the status and benefits in USA. **Waste Management** 29 1718–1724 (2009).

SILVA, G. A.; RIBEIRO, P. H.; KULAY, L. A. Avaliação do Desempenho Ambiental dos Fertilizantes Químicos no Brasil. In: XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 2006, Santos. **Anais**. São Paulo, 2006. 12 p.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2007**. Secretaria Nacional de Informações sobre Saneamento – Brasília: MCIDADES.SNSA, SNIS, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 2: Solid Waste Disposal, 2.4 Municipal Solid Waste Landfills, Draft Section – October. USEPA, 2008.

YOKOTE, A. Y. **Inventário do Ciclo de Vida da Distribuição de Energia Elétrica no Brasil**. 2003. 369 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, 2003.



INVENTÁRIO AMBIENTAL DO PROCESSO DE OBTENÇÃO DE NANOCRISTAIS DE CELULOSE A PARTIR DA FIBRA DE COCO VERDE

*Aline Cavalcanti e Cavalcante**; Ana Claudia Carneiro da Silva Braid; Diego Magalhães Nascimento; Morsyleide de Freitas Rosa; Cássia Maria Lie Ugaya; Maria Cléa Brito de Figueirêdo

RESUMO

Nanocristais de celulose são estruturas atômicas que podem ser obtidas por meio da hidrólise ácida de fibras vegetais. Esse trabalho apresenta o inventário de ciclo de vida de cada subprocesso que integra o processo de extração de nanocristais de celulose obtidos a partir da fibra de coco verde. Para tanto, realizou-se medições em laboratório referentes a consumos de água, energia e reagentes químicos, assim como emissões de poluentes em meio líquido. Os resultados mostram que os subprocessos hidrólise/diálise e lavagem são os maiores demandantes de água e energia, além de responsáveis pelas maiores cargas poluentes.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação de Ciclo de Vida; Nanotecnologia; Casca de coco verde.

INTRODUÇÃO

Nanocristais de celulose são estruturas atômicas de tamanho entre 0,1 e 100 nanômetros (SILVA, D'ALMEIDA, 2009). Segundo Silva e D'almeida (2009) o interesse por essas estruturas vem crescendo nos últimos anos, principalmente devido a sua grande área superficial que potencializa interações com matrizes poliméricas aumentando a resistência desses novos materiais.

Devido à celulose ser um polissacarídeo linear de alto peso molecular, com estrutura organizada em fibrilas envolvidas por uma matriz de lignina e hemicelulose, para obtenção desses nanocristais é preciso retirar essa matriz e fracionar a celulose em tamanho nanométrico. Algumas rotas tecnológicas podem ser utilizadas para extração de nanocristais de celulose, utilizando-se processos químicos e/ou mecânicos. Dentre esses processos, segundo Azeredo (2009), o processo químico com ou sem pré-tratamento da fibra seguida de hidrólise ácida é o mais investigado atualmente.

Os nanocristais de celulose podem ser obtidos de várias fontes renováveis, como a fibra da casca de coco verde (ROSA *et al*, 2010). O uso da fibra do coco verde como matéria-prima na produção de nanocristais de celulose agrega valor à casca de coco verde, um resíduo volumoso e problemático nos centros urbanos.

Entretanto, para que os nanocristais de celulose obtidos da fibra do coco verde possam ser categorizados como um produto de reduzido impacto ambiental, é necessário analisar os aspectos ambientais relevantes associados ao seu processo de extração, como água, energia e emissões de poluentes. Essa análise possibilita a identificação de etapas críticas quanto ao consumo de recursos e a geração de emissões.

* Embrapa Agroindústria Tropical. Rua Dra Sara Mesquita, 2270, Planalto Pici, Fortaleza, CEP: 60511-110, Ceará, Brasil. +55(85) 8670-0761 / linecavalcante@hotmail.com.

Nesse contexto, esse trabalho tem como objetivo analisar comparativamente o inventário de ciclo de vida de cada subprocesso que integra o processo de extração de nanocristais de celulose obtidos a partir da fibra de coco verde, considerando os seguintes aspectos ambientais: água, energia e nutrientes presentes em efluentes líquidos. Para tanto, utiliza-se a abordagem de ciclo de vida conforme a ISO 14040 (2006), na estruturação dos inventários desses aspectos.

METODOLOGIA

O processo de extração de nanocristais de celulose é realizado em laboratório por meio das seguintes etapas ou subprocessos: moagem, lavagem, clareamento, hidrólise ácida e diálise, conforme Rosa *et al.* (2010). Nesse estudo, foi realizado um inventário de ciclo de vida, conforme a ISO 14040 (2006), considerando o consumo de água, reagentes químicos, energia e a geração de efluentes líquidos em cada subprocesso relacionado à extração de nanocristais de celulose. A função do processo em estudo é a obtenção de nanocristais de celulose a partir da casca de coco verde. A unidade funcional adotada é a produção de 1g de nanocristais de celulose. A fronteira do sistema adotada abrange os subprocessos moagem, lavagem, clareamento e hidrólise/diálise, que integram o processo maior de extração de nanocristais de celulose, além dos processos de produção dos insumos necessários a cada subprocesso (Figura 1).

Os dados referentes ao consumo de água, reagentes, energia e volume de efluentes líquidos foram mensurados para cada subprocesso da extração de nanocristais de celulose em laboratórios da Embrapa Agroindústria Tropical. O valor médio atribuído a cada aspecto foi obtido com a realização de balanços de massa desses processos, com cinco repetições. Os parâmetros considerados nas emissões de efluentes líquidos foram: DQO (demanda química de oxigênio), DBO (demanda bioquímica de oxigênio), nitrito, nitrato, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total e fenol total. As análises foram realizadas segundo o APHA (2005) e Silva e Oliveira (2001) para cada efluente gerado, sendo o valor médio das concentrações determinado com a realização de três repetições. A carga poluente de cada parâmetro foi encontrada pela multiplicação do volume do efluente pela concentração do parâmetro. Os valores coletados foram inseridos no *software* Simapro com o objetivo de gerar o inventário final de consumos e emissões, considerando todos os processos em estudo. A base de dados *Ecoinvent* foi utilizada para os inventários dos processos de produção de energia e dos reagentes necessários à extração de nanocristais.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Tabela 1 apresenta o inventário de cada subprocesso em estudo considerando o consumo de água, energia e as emissões de nutrientes em meio líquido. Para produção de 1g de nanocristais, foi necessário 16,61g de fibra de coco verde, que representa um rendimento de apenas 6%, valor que pode ser maior quando se considera que essa fibra possui 38% de celulose (ROSA *et al.*, 2010).

Observa-se que os subprocessos Hidrólise/Diálise e Lavagem das fibras são os maiores responsáveis pelo consumo de energia. Para redução do consumo de energia nessas etapas, deve-se investigar a aquisição de outros equipamentos mais eficientes no uso da energia, principalmente quando for realizado o escalonamento do processo de laboratório para planta piloto.

O maior consumidor de água é o subprocesso Hidrólise/Diálise. Devido a maior quantidade de água requerida neste subprocesso ser utilizada na diálise para aumento do pH da solução contendo nanocristais, com alteração de sua qualidade apenas no pH, deve-se investigar a possibilidade de reuso da água de diálise na lavagem das impurezas das fibras.

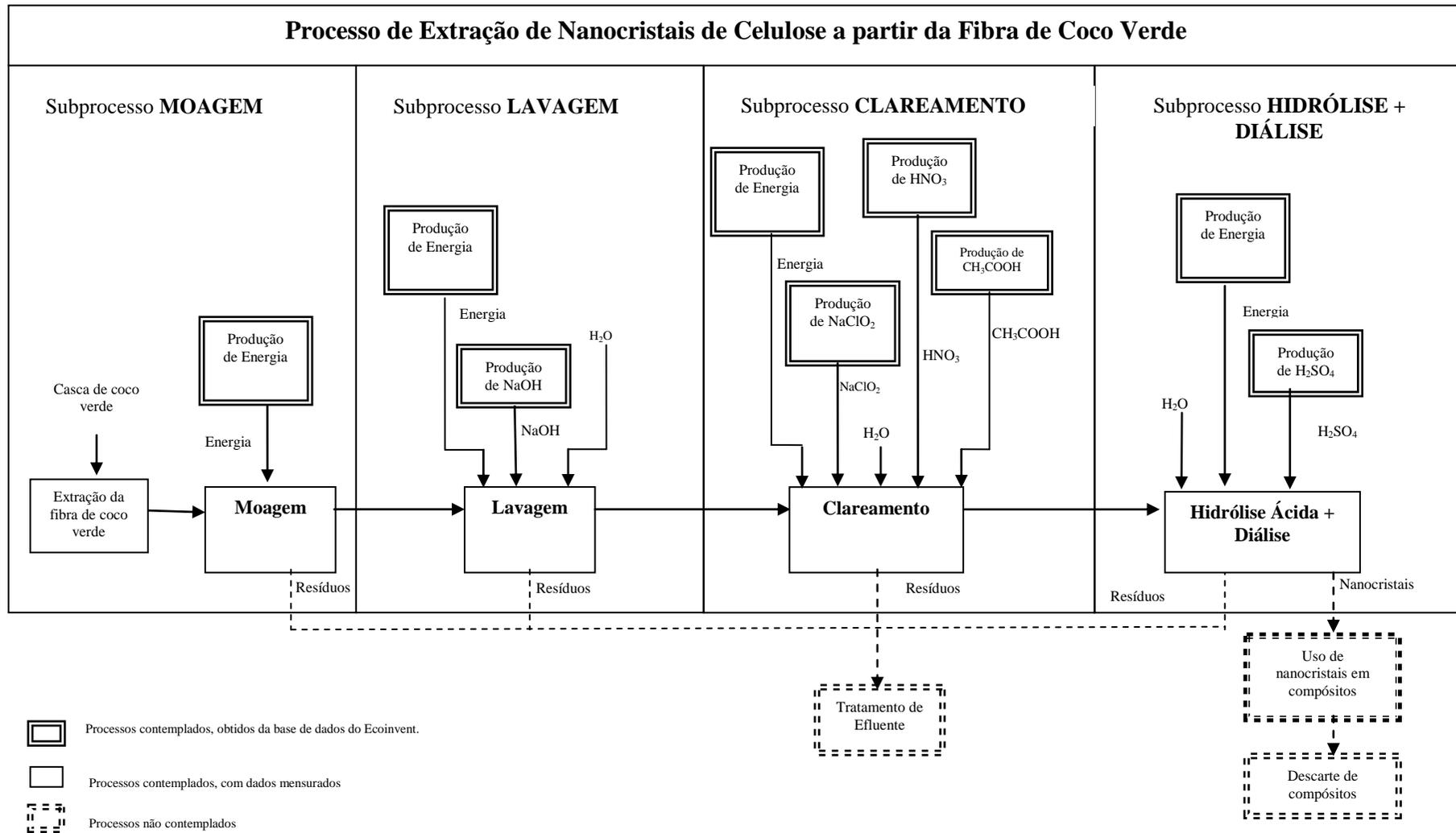


Figura 1. Fronteira do sistema.

Tabela 1. Inventário do sistema em estudo relativo à produção de 1g de nanocristais.

	Unid. de me- dida	Moagem	%	Lava- gem	%	Clarea- mento	%	Hidrólise ácida/Diá- lise	%	TOTAL
Quantidade e de fibra necessária em cada subpro- cesso	g	16,61		9,38		5,01		3,88		
Entradas										
Energia	kJ	181,93	1,11%	6.250,2 7	38,09 %	3.440,4 8	20,97 %	6.536,39	39,83 %	16.409,0 7
Água	l	0,03	0,02%	4,04	2,98%	2,78	2,05%	128,80	94,95 %	135,65
Saídas para água										
DBO	g	0,27	8,08%	1,54	47,09 %	0,22	6,83%	1,25	38,00 %	3,28
DQO	g	0,46	7,18%	2,70	42,34 %	0,74	11,62 %	2,48	38,86 %	6,37
Nitrato	g	0,0004	0,81%	0,02	33,90 %	0,01	26,35 %	0,02	38,94 %	0,05
Nitrito	g	0,000000 l	0,08%	0,0001	73,61 %	0,00003	19,96 %	0,00001	6,35%	0,0001
NTK	g	0,001	7,46%	0,01	63,80 %	0,002	11,85 %	0,002	16,88 %	0,01
Fósforo total	g	0,0003	7,90%	0,003	78,94 %	0,0002	4,97%	0,0003	8,19%	0,0042
Fenol	g	0,05	55,73 %	0,04	41,64 %	0,0007	0,78%	0,002	1,85%	0,10

Analisando os dados da DBO e DQO, percebe-se que os subprocessos Lavagem e Hidrólise foram responsáveis pelas maiores cargas. Em relação a DBO, tal fato pode ser explicado, considerando que houve perda de material sólido na forma de fibra, que passaram durante a filtração, e de material solubilizado pelos reagentes. Quanto a DQO, foi devido a grande quantidade de matéria orgânica e inorgânica, provenientes da fibra, da água e do reagente utilizado. Avaliando os valores de DBO, pode-se concluir que 50% do efluente é biodegradável uma vez que a relação de DQO/DBO é em torno de 2.

Com relação às emissões de nutrientes, observou-se que a maior carga de nitrato resultou do subprocesso Hidrólise/Diálise. Em contrapartida, avaliando os valores do fósforo, nitrito e do nitrogênio orgânico total, percebe-se que a maior carga foi gerada no subprocesso lavagem, que retira sujidades e parte da lignina das fibras. O nitrato, nitrito, nitrogênio orgânico e o fósforo podem levar à eutrofização de corpos hídricos.

A maior carga de fenol foi observada na moagem por que este subprocesso contempla a extração da fibra de coco verde, onde ocorre a remoção do líquido da casca que é rico em fenol. Também no subprocesso lavagem ocorre a retirada de uma parte da lignina, formada por compostos fenólicos, na limpeza das fibras. Os compostos fenólicos podem afetar a maioria dos organismos

aquáticos pela sua toxidez. Apesar de uma carga pequena de fenóis ser gerada no subprocesso Clareamento, ressalta-se a possível ocorrência de fenol clorado, que é tóxico, devido ao uso de clorito de sódio na remoção da lignina residual presente nas fibras.

CONCLUSÃO

Com base nos dados levantados, pode-se concluir que os subprocessos mais impactantes ao meio ambiente são a hidrólise ácida e a lavagem, considerando os parâmetros consumo de energia, água e emissões de nutrientes em efluentes líquidos. Devem-se investigar oportunidades de reuso de água para redução do consumo, equipamentos mais eficientes no uso de energia quando do escalonamento da produção e sistemas de tratamentos de efluentes com capacidade de remoção de nutrientes e compostos fenólicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th edition. Washington, 2005. 1600p.

AZEREDO, H. M. C. **Nanocomposites for food packaging applications**. Food Research International, 2009.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040**: Environmental management: Life cycle assessment: Principles and framework. Genebra: ISO, 2006.

ROSA, M. F.; MEDEIROS, E. S.; MALMONGE, J. A.; GREGORSKI K. S.; WOOD D. F.; MATTOSO L. H. C.; GLENN, G.; ORTS W. J.; IMAM S. H. **Cellulose nanowhiskers from coconut husk fibers**: Effect of preparation conditions on their thermal and morphological behavior. Carbohydrate Polymers, 2010.

SILVA, J. D.; D'ALMEIDA, O. L. M. Nanocristais de celulose. **O papel**, v.70, pp. 34-52, 2009.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. de. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**, Campina Grande, Paraíba: O Autor, 2001. 226p.



ACV DE ALTERNATIVAS PARA MANEJO E DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO

*Katia R. A. Nunes**; *Liselotte Schebek*; *Rogério Valle*

RESUMO

O objetivo deste estudo é investigar as opções para manejo e destinação dos resíduos da construção civil (RCC) na cidade do Rio de Janeiro, usando a metodologia de avaliação de ciclo de vida (ACV). Cenários foram elaborados, embasados em quatro principais alternativas para a destinação de RCC, que são: reciclagem na fonte de geração de resíduos (através do uso de moinhos de pequeno porte), reciclagem em centrais de reciclagem externas, deposição em cavas de antigas pedreiras (aterro de inertes) e deposição em aterro de resíduos sólidos urbanos. Os resultados da ACV indicam que o cenário composto por 20% de reciclagem na fonte de geração e por 80% de deposição em antigas cavas de pedreiras (obturação de cavas) apresenta os menores impactos ambientais dentro dos cenários considerados.

PALAVRAS-CHAVE: ACV; Resíduos da construção civil; Reciclagem; Gestão de resíduos.

INTRODUÇÃO

O rápido crescimento das cidades de médio e grande porte, com os seus serviços contínuos de construção, renovação e demolição de edificações e obras de infraestrutura, é um dos principais motivos para o aumento da geração de RCC. Esse aumento, juntamente com a inexistência ou a ineficiência de programas municipais de gerenciamento de RCC, agravam os problemas urbanos com coleta, transporte e destinação de resíduos sólidos urbanos (RSU). É comum observar no Brasil a prática da deposição ilegal de RCC em logradouros públicos, encostas, áreas de várzea e cursos de água (NUNES, 2009).

Após a publicação pelo CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) da Resolução 307, que estabeleceu as diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão de RCC, os municípios brasileiros tiveram até 2004 para se preparar e implementar os seus planos de gestão integrada de RCC. Segundo a resolução, os RCC não podem mais ser dispostos em aterros sanitários, lixões, encostas, cursos de água, terrenos não ocupados e em áreas protegidas por legislação específica. A resolução também estabeleceu que as frações de RCC que poderiam ser reutilizadas ou recicladas devem ser reinseridas em novos processos produtivos ou depositadas em aterros de resíduos inertes.

Em 2004, a COMLURB (Companhia Brasileira de Limpeza Urbana do Município do Rio de Janeiro) estimou para o município uma coleta de 1.000 t/dia de RCC e em 2008 esse valor aumentou para 2.000 t/dia. O aterro de Gramacho recebe cerca de 8.000 t/dia de resíduos sólidos urbanos (cerca de 2,5 milhões de t/ano) e um quarto deste valor (cerca de 600 mil t/ano) é estimado como sendo de RCC (COMLURB, 2004) (COMLURB, 2009).

* Darmstadt University of Technology. Faculty of Civil Engineering and Geodesy. Institute IWAR – Chair of Industrial Material Cycles. Petersenstraße 13, 64287 Darmstadt, Germany. +49 6151 164664 / k.nunes@iwar.tu-darmstadt.de.

De acordo com Nunes (2009), as principais dificuldades e particularidades da gestão de RCC na cidade do Rio de Janeiro são: (a) os baixos preços dos agregados virgens; (b) as atuais práticas de construção de aterros sanitários e lixões no Brasil; (c) a falta de dados confiáveis sobre a gestão de resíduos brasileiros (quantidades geradas, coletadas, dispostas e recicladas e composição gravimétrica); (d) aspectos geográficos e sociais (áreas de baixada e processo intenso de favelização da cidade); (e) inviabilidade econômica da reciclagem dos RCC; (f) falta de consumo de agregado reciclado pelas autoridades locais; e (g) pouca experiência com a utilização das normas referentes a RCC.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta para a avaliação sistemática dos aspectos ambientais de um produto ou serviço em todas as fases do seu ciclo de vida, sendo um instrumento adequado de apoio à decisão ambiental. O uso da ACV na avaliação ambiental de sistemas de gestão de resíduos oferece uma visão dos processos e impactos ambientais envolvidos, além de permitir a identificação e a gestão de oportunidades e riscos associados às técnicas de manejo e de destinação de resíduos sólidos.

DESENVOLVIMENTO

A metodologia ACV é composta basicamente por quatro fases: (a) definição de objetivo e escopo; (b) análise de inventário do ciclo de vida; (c) avaliação de impacto do ciclo de vida; e (d) interpretação.

Definição de objetivo e escopo

Nesta pesquisa a metodologia ACV foi empregada para investigar os impactos ambientais de sete cenários potenciais baseados em quatro alternativas para a destinação de RCC no Município do Rio de Janeiro, que são (a) reciclagem no local de geração - no próprio canteiro de obras - através de pequenos moinhos; (b) reciclagem em uma instalação estacionária de reciclagem; e (c) disposição em cavas de pedreiras; e (d) disposição em aterro de RSU.

A alternativa (a) já pode ser encontrada em alguns canteiros de obra brasileiros, porém no Rio de Janeiro é pouco explorada. Com frequência separa-se nos canteiros de obras uma certa quantidade de RCC com granulometria aparentemente homogênea, sem contaminação de componentes orgânicos e resíduos perigosos, e o emprega para usos menos nobres, com pouca ou nenhuma função estrutural, como reaterro de fundações e nivelamento do terreno. Esta quantidade quase sempre é mínima em comparação com os valores totais de RCC gerados nas atividades de construção. A moagem de RCC com moinhos permite que um maior percentual de RCC possa ser empregado na obra, principalmente como insumo para argamassas (contra-piso, assentamento de tijolos, colocação de esquadrias, preenchimentos de vazios, entre outros).

A alternativa (b) também já pode ser encontrada em cidades brasileiras, porém ainda são mínimas as quantidades recicladas. A alternativa (c) é uma opção em implantação no Rio de Janeiro, com boa aceitação pelas autoridades ambientais locais. A alternativa (d) apresenta a situação presente da destinação dos RCC no município.

Outras destinações como aterros de inertes licenciados pela prefeitura e disposição ilegal não foram consideradas como possíveis alternativas para os RCC. No primeiro caso, ainda são poucos os aterros licenciados pela prefeitura, pois as autoridades ambientais locais temem que se não houver um controle rígido dos aterros de inertes, estes poderão ser usados para deposição de resíduos perigosos. No caso da disposição ilegal, esta não deve ser considerada como alternativa, já que é ilegal pelos inúmeros impactos ambientais e econômicos envolvidos.

Os resultados da ACV servirão para apoiar principalmente as autoridades ambientais municipais na tomada de decisão sobre manejo e destinação de RCC no município do Rio de Janeiro. A unidade funcional é uma tonelada de RCC. A partir das quatro principais alternativas de destinação de RCC foram construídos sete cenários, que estão ilustrados na Tabela 1.

Tabela 1. Alternativas e cenários para manejo e destinação de RCC.

CENÁRIOS	ALTERNATIVAS DE DESTINAÇÃO			
	RECICLAGEM NO LOCAL DE GERAÇÃO	RECICLAGEM EM CENTRAL EXTERNA	DEPOSIÇÃO EM CAVAS DE PEDREIRAS	DEPOSIÇÃO EM ATERRO DE RSU
A	-	-	-	100%
B	20%	-	-	80%
C	20%	40%	-	40%
D	20%	-	40%	40%
E	20%	-	80%	-
F	20%	20%	60%	-
G	20%	60%	20%	-

O cenário A reflete a situação atual, onde quase todo o RCC coletado é dirigido para um aterro de RSU. Nos cenários restantes são feitas as seguintes considerações: (a) é possível uma reciclagem *in loco* de 20% dos RCC; (b) para os 80% restantes, pode-se realizar partes do manejo e da destinação em central de reciclagem externa e/ou deposição em antigas cavas de pedreiras e/ou em aterro de RSU. Estas partes, que estão na Tabela 1 apresentadas em percentuais, podem ser alcançadas na realidade, principalmente através de mobilização das autoridades ambientais locais.

Análise de Inventário do Ciclo de Vida

Empregando-se o programa umberto®, montou-se os fluxogramas com entradas (produto, material ou energia) e saídas (produto, material ou energia) para cada tipo de destinação, sendo para isto necessárias informações, tais como quantidade anual de RCC no município do Rio de Janeiro (cerca 618.000 t) e a composição gravimétrica dos RCC (mineral inerte, 94,1%; madeira, 1,5%; papel e plástico, 1,5%; gesso, 1,7%) (COMLURB, 2009).

Em sua grande maioria foram empregados processos do banco de dados do *Ecoinvent* (v. 2.1), porém no caso da reciclagem *in loco* fez-se levantamento próprio. Dentro dos processos empregados do *Ecoinvent*, substituiu-se em todos os casos o item energia (Região Europa ou Suíça), por energia produzida no Brasil.

Após o cálculo dos totais de entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*) para cada alternativa, calculou-se as quantidades de entradas e saídas para cada cenário (inventário), levando-se em consideração os créditos (economia de recursos) obtidos com a reciclagem, também específicos para cada alternativa (Tabela 2).

A maioria da madeira coletada nos canteiros de obra da cidade do Rio de Janeiro tem sido recuperada energeticamente nos fornos de olarias no município de Itaboraí (Região Metropolitana do Rio de Janeiro), o que na Tabela 2 está representado na coluna *energia*.

Tabela 2. Economia de recursos para cada cenário.

CRÉDITOS (ECONOMIA DE RECURSOS)					
CENÁRIOS	EXTRAÇÃO DE AREIA E BRITA (t/a)	PRODUÇÃO PAPELÃO (t/a)	PRODUÇÃO PLÁSTICO (t/a)	RECICLAGEM METAL (t/a)	ENERGIA (MW/a)
A	-	-	-	-	-
B	93046,1	741,6	741,6	1186,6	3750,0
C	232615,2	2224,8	2224,8	3560,0	11250,0
D	93046,1	2224,8	2224,8	3560,0	11250,0
E	93046,1	3708,0	3708,0	5932,8	18750,0
F	186092,1	3708,0	3708,0	5932,8	18750,0
G	372184,3	3708,0	3708,0	5932,8	18750,0

Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Os resultados da AICV empregando o método Eco-indicator 99 no *software* umberto® estão apresentados na Tabela 3, na qual pode-se observar que para as diferentes categorias de impactos existem resultados (caracterização) com valores tanto positivos (potenciais impactos a serem gerados na ocorrência do cenário *x*), quanto negativos (impactos que serão poupados na ocorrência do cenário *x*).

Interpretação do Ciclo de Vida

Observa-se pela Tabela 3 que os cenários E (20% de reciclagem e 80% de disposição em cavas de pedreiras) e F (20% de reciclagem no local de geração, 20% de reciclagem em central externa e 60% de disposição em cavas de pedreiras) apresentam os melhores resultados. Comparando os resultados destes cenários com o cenário A (situação atual), constata-se o grande potencial de minimização dos impactos causados com a destinação dos RCC, ao se promover a reciclagem e a obturação de cavas de pedreiras no município.

CONCLUSÕES

Os resultados usando o método de AICV Eco-indicator 99 mostram que o cenário E (20% de reciclagem e disposição direta de 80% em cavas de pedreiras) tem o melhor desempenho em relação aos impactos ambientais. Para as autoridades ambientais no município do Rio de Janeiro fica demonstrado que a estratégia ambiental mais favorável para o município em relação a RCC é o incentivo a reciclagem direta nos locais de construção e à disposição em cavas de pedreiras.

Tabela 3. ACV Resultados da avaliação de impacto do ciclo de vida. (Baseado em: Eco-indicator 99).

RESULTADOS DOS CENARIOS							
CAT. IMPACTO	A	B	C	D	E	F	G
SAÚDE HUMANA							
RADIOATIVIDADE	508	-108	-993	-765	-1725	-1899	-2077
MUDANÇAS CLIMÁTICAS	55635	23462	-24482	-35665	-106337	-100935	-73755
SUBSTÂNCIAS CANCERÍGENAS	3592008	-728897	-8913846	-10352530	-19885620	-19166392	-16045919
DOENÇAS RESPIRATÓRIAS	474121	553499	318628	-25513	-436093	-265347	498348
DESTRUIÇÃO CAMADA OZÔNIO	38	29	19	8	-15	-10	14
TOTAL (1)	4122316	-152015	-8620675	-10414470	-20429800	-19534590	-15623387
RECURSOS							
MINERAL	9137	-65170	-209355	-209296	-356676	-357200	-354573
COMBUSTÍVEIS FÓSSEIS	481046	157192	-341233	-477736	-1195414	-1128379	-807222
TOTAL (2)	490184	92021	-550589	-687033	-1552090	-1485580	-1161795
QUALIDADE ECOSISTEMA							
USO DA TERRA	100124	24247	-5195	-42267	-347562	-326354	-258664
ACIDIFICAÇÃO E EUTROFIZAÇÃO	63597	70175	38256	12962	-29429	-16928	41394
ECOTOXICIDADE	323382	232561	74945	-28962	-181160	-158553	-55867
TOTAL (3)	487103	326983	108003	-343	-558151	-501835	-273138
TOTAL (1)+(2)+(3)	5099505	266892	-9063318	-11101888	-22540042	-21522013	-17058361

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Ministério das Cidades (2008). **Sistema Nacional de Informações: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2006**. SNSA, Brasília.

_____. Ministério do Meio Ambiente (2002). **Resolução CONAMA 307**, de 05/07/2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Brasília, Brasil.

COMPANHIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA DO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO. **Informação sobre a coleta de RCC**. Disponível em: <<http://www2.rio.rj.gov.br/comlurb>>. Acesso em: 06 fev. 2004.

_____. **Informação sobre a coleta de RCC**. Contato pessoal em: Março 2009, Rio de Janeiro. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional sobre Saneamento 2000**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica>>. Acesso em: 28 ago. 2005.

NUNES, K. R. A.; SCHEBEK, L. C&D waste in Rio de Janeiro City: Experiences with new legislation and standards. **Proceedings of 12th International Waste Management and Landfill Symposium**, Sardinia, Italy, 4 -9 October 2009.



ACV PARA REPROJETO DE LUMINÁRIAS PÚBLICAS

*Oswaldo Sanchez Júnior**

RESUMO

Utilizou-se a análise comparativa da fabricação de dois produtos distintos, ou seja, luminárias fabricadas por processos (fabricantes) diferentes para se obter sensibilidade e validar a aplicação da técnica da ACV para reprojeto de produtos. Seguindo-se recomendações das Normas ISO 14040, definiu-se o escopo do estudo a fim de assegurar que a sua extensão, profundidade e grau de detalhamento atendessem ao objetivo estabelecido. As entradas e saídas pertinentes a todas as fases do ciclo de vida foram registradas. Com o suporte do *software* GaBi 4.0, os impactos ambientais foram obtidos a partir dos aspectos ambientais inventariados. A unidade funcional foi customizada de modo a promover um ganho de sensibilidade na comparação do desempenho ambiental dos dois produtos. Os produtos foram então comparados segundo os impactos ambientais considerados. A partir das estratégias prescritas pela abordagem de *ecodesign*, identificou-se os principais pontos a serem melhorados no reprojeto dos produtos visando mitigar os impactos ambientais potenciais associados ao seu ciclo de vida e melhorar seu desempenho ambiental relativo. Com isso verificou-se o potencial da técnica como ferramenta de desenvolvimento para este tipo de produto.

PALAVRAS-CHAVE: ACV de luminárias; Reprojeto de produtos por ACV; Ecodesign de produtos para iluminação.

INTRODUÇÃO

Verifica-se uma série de esforços em várias instâncias de governo para diminuir o consumo de energia elétrica para Iluminação Pública - IP e, com isso, diminuir custos e minimizar a necessidade de oferta futura de energia. No entanto, a maioria das iniciativas concentra-se em procedimentos voltados quase que exclusivamente para a substituição de tecnologias a partir de uma análise focada, unicamente, na economia de energia. Tais procedimentos são apoiados pela Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel) e pela Empresa Brasileira de Eletricidade (Eletrobrás), uma vez que os critérios utilizados para análise de projetos nos programas oficiais de efficientização de instalações para iluminação pública induzem a essa prática.

Considerando-se a escala de investimentos públicos e privados envolvidos na substituição das tecnologias de IP, outros requisitos associados à fabricação, uso e descarte de produtos poderiam ser também utilizados para promover, por exemplo, a melhoria do desempenho para o usuário final, a diminuição de custos de fabricação (melhor preço) e de manutenção, a mitigação de impactos ambientais decorrentes da fabricação, uso e descarte de produtos, dentre outros aspectos relacionados à gestão dos sistemas de IP. Os inventários realizados com esta função poderiam também prover informações relevantes a serem utilizadas para o reprojeto do produto, assim como para o planejamento de sua produção (MANZINI *et al.*, 1998).

* Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S. A. – IPT. Centro de Integridade de Estruturas e Equipamentos, Laboratório de Equipamentos Elétricos e Ópticos. Av. Prof. Almeida Prado, 532, Cidade Universitária, São Paulo, CEP 05508-901, São Paulo, Brasil. +55(11) 3767-4588 / osanchez@ipt.br.

O presente estudo visou contribuir para preencher essa lacuna, a partir da proposição da utilização da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida – ACV como suporte às decisões que levam em conta o desempenho ambiental desta família de produtos.

METODO

Considerando-se todas as etapas básicas para o desenvolvimento de um produto, a fase de Projeto Conceitual oferece um grande campo de oportunidades para aplicação da técnica de ACV, devendo-se levar em consideração as etapas a seguir: **Etapa 1** (Definição do Objetivo e Escopo), **Etapa 2** (Análise do Inventário), **Etapa 3** (Avaliação de Impacto Ambiental), **Etapa 4** (Interpretação). O produto da interpretação de resultados pode tomar a forma de conclusões e recomendações aos profissionais que se valem da ACV como instrumento de auxílio ao processo de tomada de decisão (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004a, 2009a, 2009b).

RESULTADOS

O fluxograma da Figura 1 a seguir apresenta o escopo da análise da fase de fabricação de luminárias para IP, que corresponde ao sistema intrínseco a cada fabricante (área definida pelo polígono tracejado). Os componentes padronizados, adquiridos de outros fabricantes e que são essenciais para integrar o produto, apesar de poderem ser especificados e analisados em separado, na verdade não estão sujeitos a alterações possíveis de ocorrer dentro do sistema produtivo. Uma vez feita a sua especificação e aquisição, resta integrá-los conforme prevê o plano de fabricação. Por este fluxograma é possível verificar a origem de cada componente do produto gerado.

Os demais processos presentes ao longo do ciclo de vida do produto foram modelados de forma simplificada, a fim de se incorporar na análise os efeitos das opções realizadas no âmbito do seu projeto. A Unidade Funcional para a ACV (conjunto de requisitos definidos para análise do desempenho funcional dos produtos) foi definida como o “**Serviço de iluminação de uma via pública normal de 500 metros de comprimento, com 10 metros de largura, com calçadas de 2 metros nas laterais, luminárias instaladas a 8 metros do solo com braço de 4 metros, funcionamento durante 12 horas contínuas diárias no período noturno, durante vinte anos, com iluminância média mínima de 14 lux ao longo da via, com uniformidade mínima de 0,2 (tráfego noturno médio de veículos e tráfego noturno intenso de pedestres, conforme norma ABNT NBR 5101/92).**”

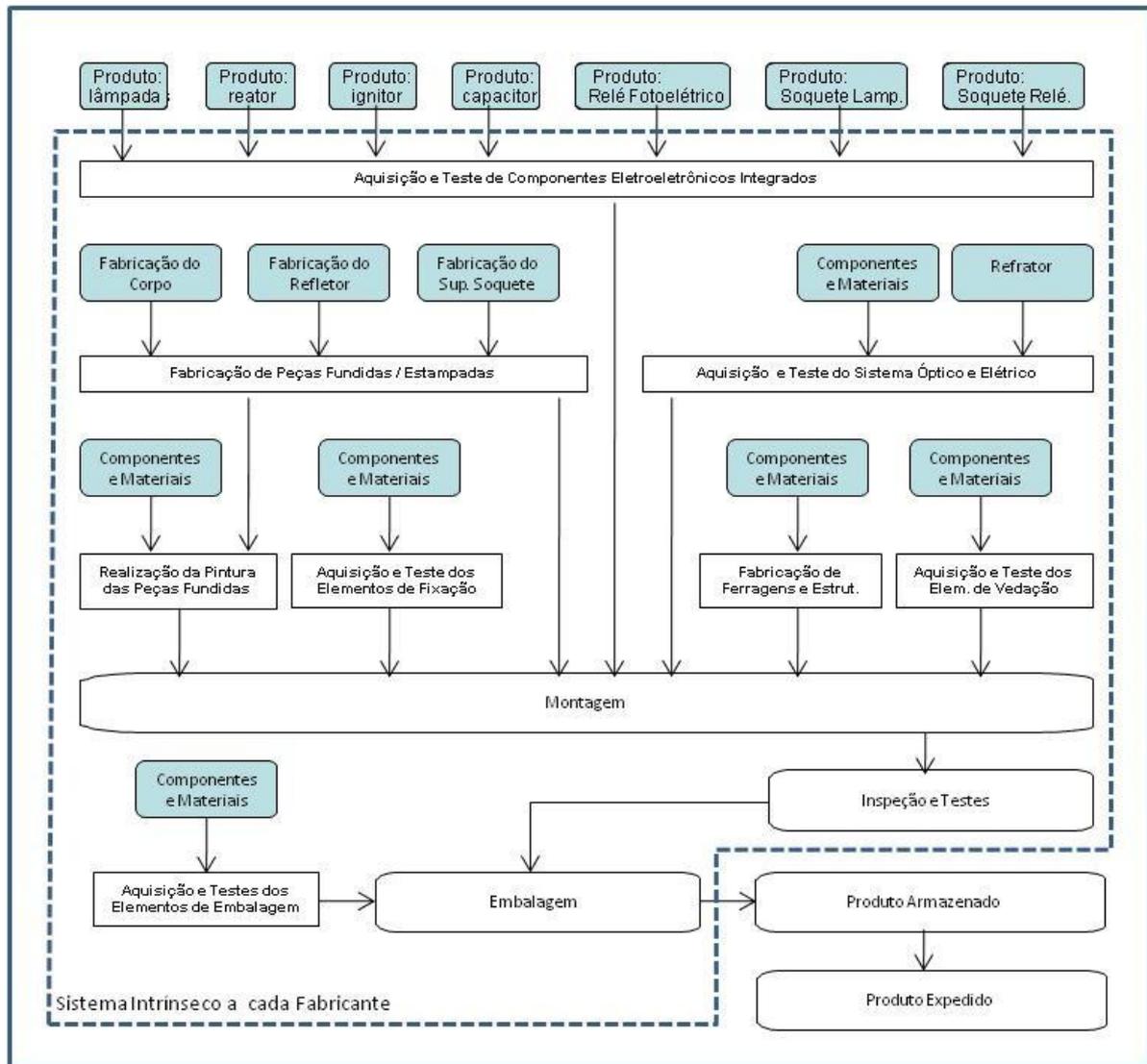


Figura 1. Fluxograma da Fabricação de Luminárias Públicas Explicitando o Sistema de Produção.

As luminárias foram desmontadas e mediu-se a massa de cada componente, identificando-se o material constituinte. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 1, onde a massa dos componentes e materiais das luminárias A e B são apresentadas de forma agregadas por subsistema.

Tabela 1. Massas por Subsistemas das Luminárias.

Subsistema	Luminária A (g)	Luminária B (g)	Difer. (%)
I. Elementos de Fixação	161,0	110,3	31,5
II. Peças Fundidas	4.976,0	3.686,9	25,9
III. Ferragens e Estruturas	520,8	342,9	34,2
IV. Elementos de Conectorização Elétrica	78,4	49,0	37,5
V. Elementos de Vedação e Dissipação de Calor	118,6	77,5	34,7
VI. Pintura	78,0	72,8	6,7
VII. Elementos de Embalagem	858,0	629,0	26,7
VIII. Componentes do Sistema Óptico	1.257,5	683,1	45,7
IX. Componentes Eletroeletrônicos Integrados	3.750,4	3.457,0	7,8
Massa total:	11.798,7	9.108,5	22,8

Para atender aos requisitos da unidade funcional, foi necessário simular um projeto luminotécnico com utilização de cada luminária a ser analisada. Este projeto luminotécnico foi implementado com as ferramentas fornecidas pelo respectivo fabricante de cada luminária (*software* de projeto luminotécnico específico). Com este projeto luminotécnico customizado para cada luminária foi possível definir a quantidade de luminárias necessárias para atender aos requisitos da Unidade Funcional. O dado mais relevante é que, dividindo-se o comprimento da via a ser iluminada pela distância entre postes customizada (configurada para cada luminária em função de sua curva fotométrica característica) foi obtida uma constante de ponderação das massas inventariadas para a Luminária A ($C=18,18$) e para a Luminária B ($C=14,28$) e, conseqüentemente, das emissões e dos impactos relativos à fabricação de cada uma delas. Alguns autores estabelecem que a quantidade ponderada de produto necessária para atender aos requisitos da unidade funcional deve ser denominada de “fluxo de referência”, uma vez que está associado a um produto específico e é utilizado para ponderar o desempenho ambiental de cada um (HENDRICKSON *et al.*, 2006).

Para o modelamento do ciclo de vida do produto, o *software* utilizado foi o Gabi 4 da PE *International*, escolhido por conta do custo final de aquisição, por conta de sua versatilidade na configuração de processos, pela sua escalabilidade (permite desmembrar processos genéricos em subprocessos específicos) e por conter a matriz energética brasileira em sua base de dados. Este *software* permite aplicar e comparar alguns modelos avaliadores de potenciais impactos ambientais amplamente conhecidos tais como o Eco-Indicador (EI 99), dentre outros (GOEKOOP e SPRIENSMA, 2001). Na Figura 2 observa-se o gráfico de uma das análises realizadas, explicitando-se os impactos avaliados para cada fase do ciclo de vida de uma luminária (Luminária A), excluindo-se o maior impacto (Mudanças Climáticas), para se obter sensibilidade para os demais impactos considerados pelo método EI99.

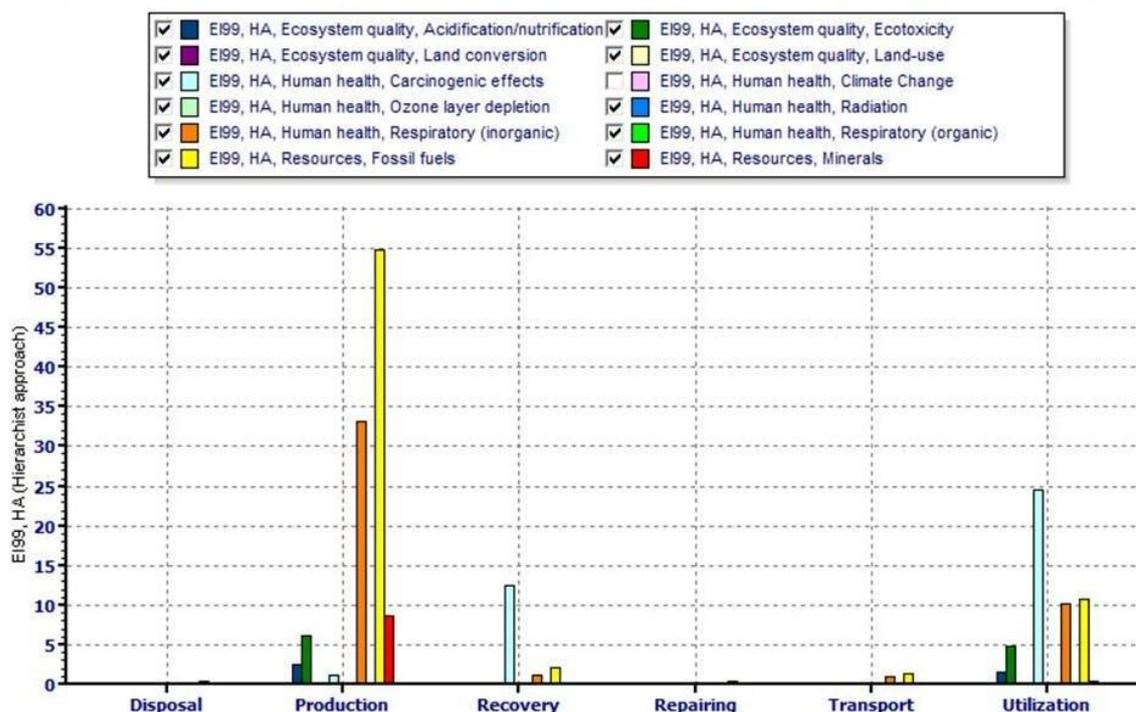


Figura 2. Impactos gerados pelo ciclo de vida da Luminária A, avaliados, normalizados e ponderados pelo método EI99.

CONCLUSÃO

A análise dos dados realizada no item anterior demonstra que a aplicação da técnica é efetiva para o propósito da comparação do desempenho ambiental de dois produtos destinados à mesma função; no caso, luminárias para iluminação pública.

Em que pese a necessidade de se estabelecer hipóteses para viabilizar o modelamento do ciclo de vida dos produtos, como os parâmetros de configuração no ambiente do *software* de suporte valem para os dois produtos, a comparação fica restrita às características intrínsecas dos produtos, justamente aquelas inventariadas e que estão associadas ao seu projeto e concepção.

Após a análise dos resultados gerados pode-se extrair as conclusões listadas a seguir.

A. Com restrições, **a técnica de ACV é aplicável à avaliação do desempenho ambiental de luminárias para iluminação pública** fabricadas no Brasil, desde que se estabeleçam os procedimentos e parâmetros a serem utilizados para a esta avaliação;

B. A técnica fornece um roteiro relativamente simples para identificar os principais aspectos ambientais, causadores dos principais impactos ambientais relacionados à fabricação, uso (incluindo consumo de energia) e descarte de luminárias públicas e, com isso, permite planejar as atividades de modo a mitigá-los;

Dentre as limitações, entende-se que a mais prejudicial para a aplicação da técnica no presente caso foi a ausência de dados de processos produtivos brasileiros. No surgimento de uma

legislação específica de rotulagem ambiental, haverá dificuldades para padronizar as análises pois não há dados públicos suficientes de todos os subprocessos nas fabricas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14062**: Gestão ambiental: Integração de aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento do produto. Rio de Janeiro, 2004 a.

_____. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009 a.

_____. **NBR ISO 14044**: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009 b.

_____. **NBR ISO 5101**: Iluminação pública: procedimento. Rio de Janeiro, 1992 a.

GOEKOOP, M.; SPRIENSMA, R. **The Eco-indicator 99** – a damage oriented method for life cycle impact assessment. Amersfoort: Pré Consultant, 2001. Disponível em: <<http://www.pre.nl/eco-indicator99/default.htm>>. Acesso em: 04 set. 2009.

HENDRICKSON, C. T.; LAVE, L. B.; MATTHEWS, H. S. **Environmental life cycle assessment of goods and services** – an input-output approach. Washington: RFF, 2006.

MANZINI, E. et al. **O desenvolvimento de produtos sustentáveis**. São Paulo: Edusp, 1998.



PROSPECÇÃO DE POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS PRESENTES NA PRODUÇÃO DE SORO ANTIOFÍDICO

*Ilana de Souza Nunes**; *André Teixeira Pontes*; *Leydervan de Souza Xavier*; *Débora Omena Futuro*;
José Antonio Assunção Peixoto; *Luis Eduardo R. da Cunha*

RESUMO

A melhoria contínua do desempenho ambiental deve figurar como um objetivo estratégico dos sistemas de produção e se materializar como um processo evolutivo de sobrevivência das organizações componentes dos mesmos. Nesse sentido, este processo deve transformar-se em objeto de avaliação específica orientada pelo Princípio da Sustentabilidade. Particularmente, no setor industrial farmacêutico, esta avaliação deve complementar o que é oficialmente estabelecido como requisitos mínimos para verificação do cumprimento das Boas Práticas de Fabricação, estendendo-se à preocupação com o uso responsável de recursos naturais e com o tratamento adequado dos potenciais de risco e impactos no meio ambiente, em geral. Neste artigo, destaca-se o Instituto Vital Brazil, um dos laboratórios públicos responsáveis pela produção estratégica de soros antiofídicos para o Ministério da Saúde que, em parceria com a universidade, vem ampliando suas ações orientadas à gestão ambiental, com apoio do Pensamento de Ciclo de Vida (PCV) em atendimento às condições supracitadas. O objetivo é levantar, qualitativamente, os potenciais de impactos ambientais do processo de produção dos soros antiofídicos, visando à proposição futura de formas de monitoramento, avaliação e intervenção, dentro de uma perspectiva de ciclo de vida, como forma de contribuir para a melhoria do desempenho ambiental do Instituto.

PALAVRAS-CHAVE: PCV; Impacto Ambiental; Laboratório Farmacêutico; Soro Antiofídico.

INTRODUÇÃO

A expansão da consciência coletiva com relação ao meio ambiente e a complexidade das atuais demandas ambientais, que a sociedade repassa às organizações, induzem muitos dos atores sociais a um novo posicionamento frente ao imperativo da sustentabilidade. Assim, as empresas, na contemporaneidade, precisam atrelar seus objetivos financeiros e econômicos às questões relacionadas com a cidadania, ética nos negócios e preservação do meio ambiente. É nesta perspectiva que serão definidos, pela grande sociedade, os prognósticos de sucesso ou fracasso empresarial (COSTA e CARVALHO, 2005).

Essa mesma contemporaneidade se caracteriza por grande inquietação da sociedade com o desempenho da ação humana frente às necessidades de recuperação, conservação e preservação de recursos naturais vinculados à garantia da qualidade de vida no planeta.

As demandas atuais da sociedade, como as manifestas na recém aprovada Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), deixam claro a responsabilidade dos produtores e prestadores de serviço, quanto a oferecer produtos (e serviços) com o menor impacto ambiental possível e no que

* Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca - CEFET. Programa de Pós-graduação em Tecnologia. Av. Maracanã, 229, bl E, 5º andar, Maracanã, Rio de Janeiro, CEP: 20271-110, Rio de Janeiro, Brasil. +55(21) 2566-3179 / nunes.ilana@gmail.com.

se refere à melhoria contínua do desempenho ambiental, que devem figurar como objetivos estratégicos das organizações em geral.

No setor farmacêutico, os processos produtivos merecem atenção especial por conta da natureza química dos produtos, dos altos padrões normativos e sanitários e dos altos gastos em insumos e energia para manter os padrões de Boas Práticas, como ocorre, por exemplo, nos rigorosos processos de limpeza. As especificidades de cada produto farmacêutico implicam em processos produtivos especiais, que se por um lado seguem normativas gerais, por outro merecem análise individual.

Neste setor identifica-se o Instituto Vital *Brazil* (IVB), um laboratório farmacêutico oficial vinculado ao Governo do Estado do Rio de Janeiro, localizado na cidade de Niterói, e que atua integrado a uma rede de laboratórios públicos oficiais responsáveis pela produção de medicamentos estratégicos. Ao IVB cabe contribuir com a produção de soros antiofídicos demandada pelo Ministério da Saúde. O IVB verticaliza toda a produção deste item, desde a criação dos animais necessários (cavalos e cobras) até o produto final que será disponibilizado para a população. O desempenho ambiental deste processo produtivo transpassa todas estas etapas e, neste contexto, significa a diminuição dos impactos ambientais inclusive na criação dos animais. Esta instituição constitui-se em caso instigante, devido ao complexo sistema de produção lá existente e necessário para a fabricação de soros antiofídicos, um produto nacionalmente estratégico.

Em face deste ambiente diferenciado, que permite o acesso a grande parte do ciclo de vida dos soros antiofídicos, à necessidade de melhoria do desempenho ambiental e ao contexto público deste laboratório, o *objetivo deste artigo* é levantar, qualitativamente, os potenciais de impactos ambientais do processo de produção dos soros antiofídicos, visando à proposição futura de formas de monitoramento, avaliação e intervenção, dentro de uma perspectiva de ciclo de vida, como forma de contribuir para a melhoria do desempenho ambiental do IVB.

Este trabalho faz parte de uma pesquisa de mestrado e compõe um esforço conjunto do IVB com o CEFET/RJ visando à melhoria do desempenho ambiental deste laboratório, com o auxílio da ferramenta Avaliação de Ciclo de Vida.

METODOLOGIA

Para atingir o objetivo deste trabalho, inicialmente procurou-se criar uma representação geral do processo produtivo do soro antiofídico, seguido pela identificação qualitativa dos principais *inputs* e *outputs*. O levantamento quantitativo de todas as etapas deste processo faz parte do escopo de uma dissertação de mestrado que está sendo desenvolvida. De posse destes dados qualitativos, foi efetuada uma discussão dos possíveis impactos ambientais e das potenciais contribuições do PCV.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Entende-se como Ciclo de Vida todas as etapas e processos envolvidos desde a extração das matérias-primas, passando pela produção, uso e disposição. A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) busca uma “compilação e avaliação das entradas, das saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida” (NBR ISO 14040). Além de permitir a identificação de quais estágios têm contribuição mais significativa para o impacto ambiental do processo ou produto estudado. (PONTES, 2010).

Uma ACV consistente deve ser conduzida em quatro fases, conforme recomenda a norma NBR ISO 14040. Na primeira fase, *definição do objetivo e escopo*, o propósito do estudo e a sua amplitude são definidos, envolvendo decisões importantes sobre a fronteira e a unidade funcional. Na fase de *análise de inventário*, informações sobre o sistema estudado são levantadas e as entradas e saídas consideradas relevantes são quantificadas. Na fase de *avaliação de impacto*, os dados e as informações gerados na fase anterior são associados a impactos ambientais específicos, de modo que o significado destes impactos potenciais possa ser avaliado. E, na fase de *interpretação*, os resultados obtidos são combinados e interpretados de acordo com os objetivos definidos previamente no estudo.

A metodologia de ACV é uma ferramenta bastante útil na geração de informações que orientam o gerenciamento de resíduos por toda a cadeia produtiva, evidenciando pontos de melhorias para emissão mínima de rejeitos industriais, o que se traduz em vantagens para a organização, consumidor e meio ambiente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O processo de Produção do Soro Antiofídico pode ser descrito, de forma simplificada, pela extração do veneno das cobras no serpentário que é posteriormente processado, diluído e filtrado para ser enviado à fazenda. Lá, o antígeno é injetado no animal soroprodutor (equino) que fica em quarentena para a produção dos anticorpos específicos contra o veneno injetado. Após a quarentena, ocorre a sangria do animal. O sangue é dividido em plasma e hemácias. As hemácias são reidratadas e reinfundidas no animal. O plasma é a principal matéria-prima para a produção do soro e, no laboratório, é diluído, processado, filtrado, purificado e esterilizado tornando-se soro antiofídico que será envasado e entregue ao Ministério da Saúde. O tempo médio total de todo o processo é de 6 meses.

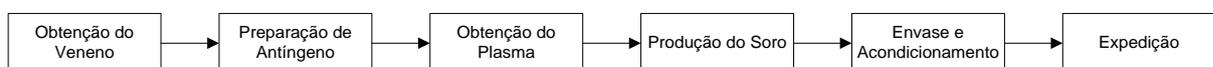


Figura 1. Fluxograma simplificado de produção do soro antiofídico.

O levantamento inicial de inputs/outputs de cada etapa desse fluxo de produção permitiu a identificação de pontos para discussão utilizando o pensamento sustentável. As etapas que oferecem maiores contribuições, em uma análise superficial, são a *Obtenção do Plasma* e a *Produção do Soro*.

Considerando que a produção acontece em dois locais diferentes: o Instituto Vital Brazil em Niterói/RJ e a Fazenda Vital *Brazil* em Cachoeira de Macacu/RJ, distantes cerca de 100km, o deslocamento de material e recurso humano através de transporte automotivo contribui para a emissão de gases poluentes. A fazenda utiliza cerca de 12 hectares de plantação de capim próprio para a alimentação dos animais, tornando-se autossuficiente nesse insumo.

Não existe tratamento de água nas instalações da fazenda e os resíduos humanos são depositados em fossas. As fezes e urina dos cavalos são utilizadas como adubo para as plantações. O IVB está desenvolvendo um sistema de compostagem para que seja possível um melhor reaproveitamento dos resíduos da fazenda.

Todo resíduo químico e biológico gerado durante a cadeia produtiva é coletado por empresa especializada e levado para incineração, conforme legislações específicas da Agência Nacional de Vigilância Sanitária. A reinfusão das hemácias nos equinos doadores, após a sangria, melhora o bem-estar dos animais e diminui o resíduo biológico gerado. As bolsas de coleta de sangue, após sua completa utilização, são enviadas à empresa que as fornece para que sejam reaproveitadas na produção de outros acessórios da linha do fabricante.

Desta forma, pode-se observar que cada uma das etapas do processo de produção dos soros antiofídicos possui seus impactos ambientais, o que gerou uma preocupação do IVB com a sustentabilidade, resultando em algumas ações iniciais como a participação na *Agenda Ambiental na Administração Pública – A3P* dos Ministérios da Saúde e Meio Ambiente que tem como objetivo estimular a consciência ambiental nas atividades rotineiras das empresas. Após o diagnóstico ambiental, estão sendo implantadas soluções para o Instituto transformar-se em uma empresa mais limpa e menos poluente. Destaca-se a implementação de coleta seletiva do lixo de toda a fábrica de Niterói, a aquisição de caldeira a gás em substituição do óleo BPF e a substituição do sistema de produção de água na fábrica por um sistema que evite o desperdício deste recurso natural muito utilizado em todas as etapas produtivas.

A preocupação do instituto com a temática da sustentabilidade, também pode ser observada na participação e na coordenação de diversos projetos sociais como o *Programa Escola de Fábrica* (iniciação científica e formação profissional de jovens de 16 a 24 anos), *Programa Jovem Aprendiz* (cursos de capacitação oferecidos em parceria com outras organizações), *Programa Arquiteto de Família* (construção em parceria com a sociedade de espaços para a promoção da qualidade de vida, saúde e segurança) e *Programa de Reflorestamento do Morro do Vital Brazil* (redução da degradação ambiental através de ações voluntárias).

Recentemente, o IVB se aproximou da universidade com esta preocupação, identificando na ACV uma possibilidade de melhorar seu desempenho ambiental. Assim, o inventário de tais impactos,

dentro de uma perspectiva de ACV, está sendo realizado por conta de uma parceria firmada entre o IVB e o CEFET/RJ. Este instituto tem reconhecido que a lógica de ACV pode e deve ser utilizada para a gestão da sustentabilidade.

Neste primeiro momento, estão sendo realizados o monitoramento do sistema na lógica da ACV, a identificação das contribuições da ACV e do PCV - para gestão local - e a prospecção de impactos ambientais para estruturação da ACV do processo completo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção de soro antiofídico possui uma utilização de terra que, em uma primeira análise, é considerável. Observou-se ainda, que devido às características do produto e do processo produtivo, a utilização de água, o transporte e o uso de energia são pontos importantes e que merecem atenção dentro de uma perspectiva de melhoria do desempenho ambiental dos processos.

A identificação de potenciais impactos ambientais provenientes da produção de soros antiofídicos é uma etapa inicial que visa difundir o PCV no IVB, onde já existe uma cultura de sustentabilidade.

Este trabalho é o início de um esforço maior com vistas à implantação da ACV no Instituto, como forma de otimizar os processos e diminuir o impacto ambiental da organização como um todo. Esta experiência, que também diz respeito à criação de animais, pode servir como exemplo para outras demandas agropecuárias e outros centros de pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

BRASIL. LEI nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 02 ago. 2010

COSTA, A. M.; CARVALHO, J. L. F. Legitimando papéis ou conciliando interesses? A reprodução discursiva da responsabilidade social empresarial. In: ENCONTRO NACIONAL DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM ADMINISTRAÇÃO, 2005, Brasília. **Anais...** Brasília DF: 2005.

PONTES, A. T. Representação e análise da cadeia de suprimentos do Laboratório Farmacêutico da Marinha. 2010. 140f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca, Rio de Janeiro, 2010.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio e incentivo à pesquisa, através da concessão de bolsas de mestrado, bem como ao Instituto Vital Brazil pela disponibilização dos dados e informações.



MODELO DE CARBON FOOTPRINT DOS PRODUTOS COSMÉTICOS NATURA

*André Moreira de Camargo**; Fabien A. Bronès

RESUMO

Desde 2007 a Natura, seguindo seu compromisso de “(...) inserir a Sustentabilidade de forma transversal em toda a organização (...)”, decidiu tornar-se uma empresa Carbono Neutra utilizando-se de ferramentas capazes de mensurar e reduzir suas emissões de gases de efeito estufa (GEE). Neste contexto, buscou aprimorar a contabilização destas emissões ao longo do ciclo de vida de toda a sua linha de produtos, incluindo as etapas de produção, distribuição e descarte. A partir de um mapeamento modular, contabiliza as emissões de extração de matérias-primas e embalagens, emissões corporativas, dos modais de transportes e do descarte final dos produtos após o uso. Devido à elevada quantidade de produtos comercializados pela empresa, análises intrínsecas de representatividade foram aplicadas para definir os esforços no detalhamento de cada insumo que compõe cada produto final. A busca por dados primários nos fornecedores da Natura foi priorizada, bem como a estruturação de modelos representativos de sistemas de produtos correspondentes ao contexto no qual a companhia está inserida. Após a determinação de suas emissões de GEE, foi adotada uma alocação mista para as emissões de responsabilidade da Natura, utilizando para tanto o critério de massa e o econômico. Finalmente a pegada de carbono (*carbon footprint*) dos produtos pôde então ser contemplada, gerando informações para a companhia melhor compreender a origem de suas emissões e assim promover ações alinhadas à gestão de carbono corporativa.

PALAVRAS-CHAVE: *Carbon footprint*; Efeito estufa; Cosméticos; Gestão de Ciclo de Vida.

INTRODUÇÃO

A Natura decidiu tornar-se uma empresa Carbono Neutra a partir de 2007. Entretanto, como a companhia se encontra no final da cadeia produtiva de cosméticos e se sente responsável pelas emissões de gases de efeito estufa (GEE) geradas pelos seus fornecedores, decidiu não apenas neutralizar as suas emissões diretas, mas também de toda a sua cadeia produtiva. O primeiro passo neste sentido foi realizar o inventário das emissões diretas e indiretas de GEE baseado nas diretrizes do *GHG Protocol* (WRI/WBCSD, 2004), verificando que as principais emissões do ciclo de vida de seus produtos finais concentram-se nas etapas de fabricação e transporte dos insumos adquiridos da sua cadeia de fornecedores.

Desde então, o principal desafio da Natura neste sentido concentra-se na obtenção de dados representativos para todos os insumos utilizados pela empresa – necessários para o cálculo da emissão de GEE de cada um de seus produtos (modelo de *carbon footprint*) – requerendo esforços custosos e realizados repetidamente junto aos seus fornecedores. Em contrapartida, visa buscar o desenvolvimento de uma metodologia custo-efetivo na coleta, processamento e consolidação das informações da cadeia de seus insumos.

* Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental Ltda. Av. das Nações Unidas, 13.797 - Bloco 2 - 14º andar, São Paulo, CEP: 04794-000, São Paulo, Brasil. +55(11) 5501- 3777 - ramal 5129 / andre.camargo@geoklock.com.br.

Em 2007, a Natura, em parceria com a *Geoklock*, estimou as emissões de GEE ao longo da cadeia de produção de seis de seus principais insumos por meio da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) considerando apenas o aspecto Potencial de Aquecimento Global. Nos anos seguintes, a fim de replicar os esforços aos demais insumos, a parceria desenvolveu projetos direcionados à coleta, processamento e alocação das emissões da cadeia de produção de seus fornecedores, cientificamente embasadas, documentadas e revisadas por terceira parte independente (PRÉ CONSULTANTS). O conteúdo conceitual deste projeto é parcialmente compatível com a metodologia de especificação do *British Standards* (BSI, 2008), divulgada durante o desenvolvimento dos trabalhos.

CLASSIFICAÇÃO DOS INSUMOS

Devido à elevada quantidade de matérias-primas (MP) e diferentes tipos de materiais de embalagem (ME) adquiridos, aliado aos seus perfis de utilização pela Natura, análises intrínsecas de representatividade foram aplicadas para definir os esforços no detalhamento de cada insumo. Respaldo por uma posterior avaliação técnica, o critério utilizado nestas análises foi a emissão de GEE total de cada insumo calculado através do produto da sua massa total consumida pelo seu respectivo fator de emissão (FE) pré-estimado pelo Inventário GEE Corporativo Natura (ano base 2008). Uma vez classificados em ordem decrescente de emissão total, os insumos foram normalizados e classificados cumulativamente.

Para definir a abordagem de mapeamento, três listas de insumos para cada classe (MP e ME) foram geradas através da aplicação dos seguintes critérios de corte sobre a lista original: lista A, compreendendo os materiais com emissão GEE acumulada em até 80% (alta relevância, 26 insumos); lista B, apresentando materiais com emissão acumulada entre 80% e 90% (média relevância, 36 insumos); lista C com os demais materiais compreendidos acima de 90% (baixa relevância, cerca de 750 insumos).

A abordagem de mapeamento da lista A prioriza a modelagem dos sistemas de produto de seus representantes com foco nas características brasileiras, com obtenção de dados primários de seus fornecedores, complementado pelo banco de dados de apoio à ACV (*ECOINVENT*, 2007). Para a lista B, mapeamento simplificado ou adaptado de representantes similares da lista A, além de modificações dos modelos existentes no banco de dados. Para a lista C, correlação imediata dos produtos similares presentes nas listas A e B.

No caso específico das matérias-primas da lista C, composta por mais de 700 insumos, uma subclassificação foi estruturada baseada em grupos químicos funcionais (aditivos sintéticos, glicóis vegetais, ativos farmoquímicos, entre outros). Como hipótese, os fatores de emissão desta lista foram posteriormente correlacionados por similaridade química aos respectivos representantes existentes nas listas A e B.

MAPEAMENTO DOS INSUMOS

O modelo para o mapeamento dos insumos classificados nas listas A e B baseia-se em uma estrutura modular, permitindo organizar a cadeia de ciclo de vida do insumo, atribuindo a cada etapa (ou subsistema) a sua respectiva emissão GEE em relação a unidade funcional a ela atribuída, ou seja, 1 kg de massa seca de insumo (MP ou ME). Portanto, a soma das emissões GEE das etapas à montante da Natura representa o fator de emissão de extração (*cradle to gate*). Da mesma forma, jusante à Natura, representa o fator de emissão do descarte do insumo (*gate do grave*). Ressalta-se que a etapa de uso dos produtos finais não foi considerada neste estudo.

Para os fornecedores, foram contempladas as emissões acumuladas da extração dos recursos naturais e das suas atividades de beneficiamento (processos internos) até o seus respectivos portões de saída, intercalando as etapas de transporte em seus diversos modais. Através da experiência adquirida nos diversos mapeamentos realizados nas cadeias de insumos cosméticos, optou-se por considerar apenas dois fornecedores à montante, adaptando este critério em alguns casos particulares.

A título de exemplo, o mapeamento das emissões de GEE do insumo Manteiga de Cupuaçu adquirido pela Natura encontra-se ilustrado na Figura 1. Aliado a cada estrutura de mapeamento, uma ficha resumo foi elaborada para cada insumo da lista A ou B, contemplando todas as hipóteses, cálculos e referências bibliográficas utilizadas.

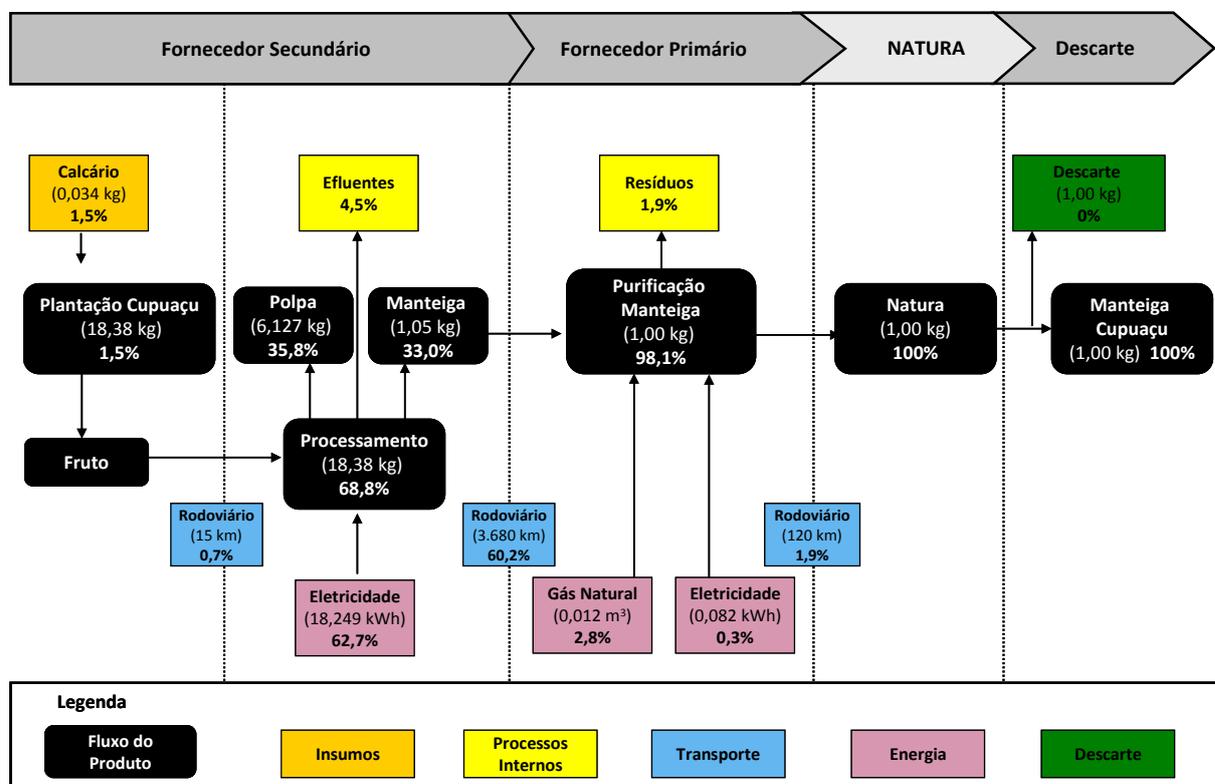


Figura 1. Mapeamento das emissões GEE da Manteiga de Cupuaçu - Natura.

Este modelo didático representa a natureza da emissão, por tipo de fonte, através de códigos de cores: em laranja, as emissões referentes ao consumo dos principais insumos ou da disposição de resíduos e efluentes; em amarelo, as emissões das atividades de beneficiamento (processos internos); em azul, das atividades de transporte, nos seus diversos modais; em vermelho, as emissões associadas ao consumo de energia fóssil (exceto transportes); e em verde, as provenientes do modelo de descarte, após o uso do produto.

Os fatores de emissão dos modais de transporte, para o cenário brasileiro, foram adaptados de *Ecoinvent* (2007). Para a eletricidade e o consumo de recursos energéticos, foram utilizados os valores preconizados por MCT (2008) e IPCC (2006), respectivamente. As considerações sobre disposição de efluentes e resíduos também foram baseadas nos modelos apresentados por IPCC (2006). O modelo de emissão na etapa de descarte das matérias-primas foi estruturado a partir da degradação aeróbica do conteúdo de carbono fóssil presente em cada produto; as emissões do descarte de embalagens baseiam-se em taxas conservadoras de reciclagem, incineração e disposição final em aterros sanitários no Brasil.

ESTRUTURAÇÃO DO CARBON FOOTPRINT

Após estimar os fatores de emissão da extração e descarte de cada insumo (MP e ME), procede-se então à alocação das emissões internas da companhia para contemplar o *carbon footprint* de cada produto final da Natura. Estas emissões foram agrupadas em: (i) materiais de apoio, compreendendo as emissões da Revista Natura, sacolas, caixas de papelão, filme de plástico bolha e amostras; (ii) processos internos, abrangendo as emissões referentes ao consumo direto de energia elétrica, veículos próprios, viagens aéreas de seus colaboradores, tratamento de efluentes, atividades de terceiros e prestadores de serviço; (iii) transporte, contabilizando as etapas de distribuição dos produtos até seus consumidores.

Foram definidos os critérios de alocação mais relevantes para cada agrupamento, baseados nas características particulares de suas emissões: para (i) e (ii), alocação econômica de acordo com o faturamento bruto de cada produto; para (iii), alocação mássica baseada no peso total de cada produto disponibilizado ao consumidor final. Para o cálculo final, a somatória das emissões de MP, ME, (i), (ii) e (iii) características de cada produto. Como exemplo de aplicação, a Figura 2 ilustra o *carbon footprint* de oito produtos finais em relação à emissão média da Natura, representado por 100%. As emissões de extração e descarte foram agrupadas e representadas nas parcelas matérias-primas e materiais de embalagem.

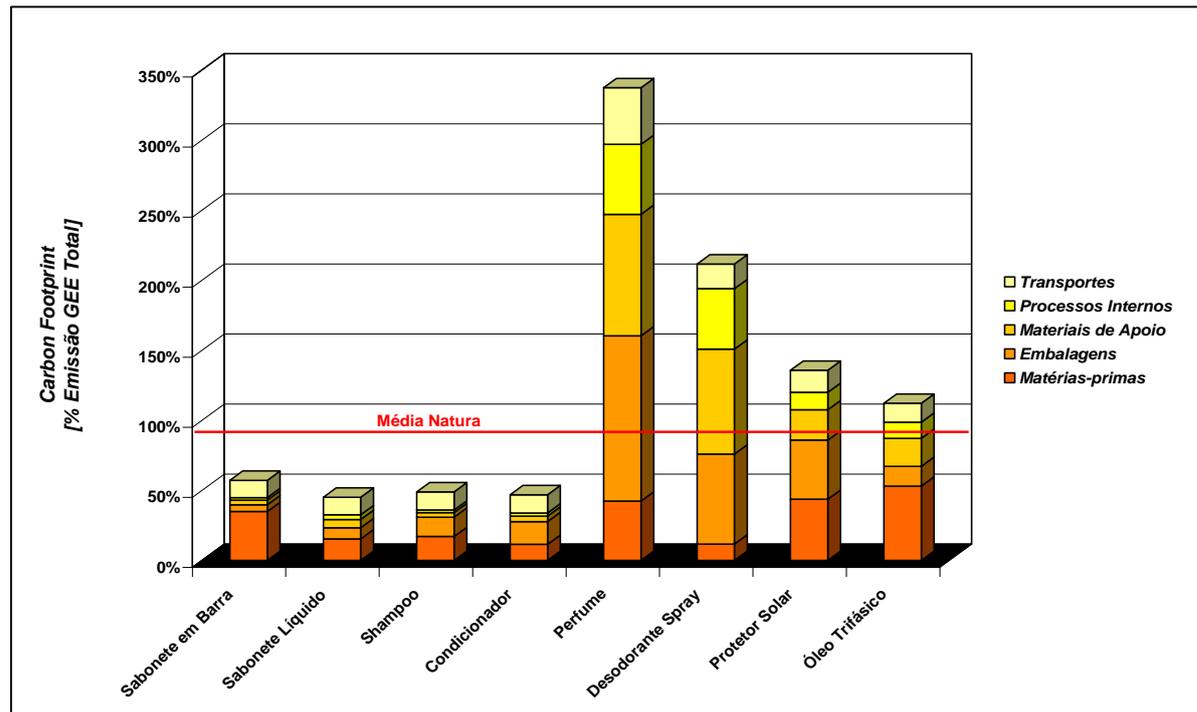


Figura 2. Modelo de *carbon footprint* de oito produtos finais da Natura.

CONCLUSÕES

Além da contabilização das emissões de GEE de seus produtos, este modelo de *carbon footprint* gerou subsídios para a Natura melhor compreender a origem e a participação de suas atividades acerca do aspecto GWP, atuando continuamente na redução ou na mitigação de suas fontes de emissão, quando possível. O emprego da metodologia e seus resultados podem ser utilizados na gestão de carbono corporativo, na compilação de indicadores e metas na tomada de decisões ambientais, bem como na concepção de novos produtos (eco-design).

Apesar de não corresponder a uma avaliação de ciclo de vida propriamente dita, os esforços iniciais empregados em torno de um único aspecto ambiental contribuíram para a construção de diversos modelos representativos de sistemas de produtos, cientificamente embasados e alimentados por dados primários, servindo de base para futuras análises de outros aspectos ambientais. Este estudo de caso para os produtos Natura ratifica a real aplicação do pensamento sistêmico em ciclo de vida (*life cycle thinking*) em cenários do mundo corporativo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia - MCT. **Fatores médios de emissão CO₂ para inventários corporativos**, 2008. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/74694.html>>. Acesso em: 12 set. 2010.

BSI. **PAS 2050:2008**: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. Disponível em: <<http://www.bsigroup.com>>. Acesso em: 12 set. 2010.

ECOINVENT. **Swiss Centre for Life-Cycle Inventories**. Database v2.0, 2007; Dübendorf: Switzerland.

IPCC. **2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**, National Greenhouse Gas Inventories Programme. In: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, editores. Japão: IGES; 2006.

WRI/WBCSD. **The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard - Revised Edition**, 2004. Disponível em: <<http://www.ghgprotocol.org>>. Acesso em: 12 set. 2010.



INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE LEITE EM UMA UNIDADE EXPERIMENTAL EM ITAPETINGA – BA

Camila Daniele Willers; Luciano Brito Rodrigues ; Naiara de Lima Silva*

RESUMO

Este trabalho utilizou a Análise de Inventário de Ciclo de Vida, com base na NBR ISO 14040, para identificar os quantitativos envolvidos no balanço de massa da produção de leite cru tipo C produzido em uma unidade experimental de uma instituição de ensino. Para elaboração do inventário realizou-se a coleta de dados das matérias-primas, efluentes e resíduos sólidos. Já para interpretação dos resultados, os dados foram discutidos e os temas ambientais significativos identificados, concluindo que o uso de medicamentos, herbicidas, fertilizantes como possíveis causadores de toxicidade; o uso de detergentes e fertilizantes como agentes de eutrofização; o uso de extensa área de solo e quantidades de seus nutrientes para o cultivo de cana-de-açúcar e forragem como uma forma de exaustão deste recurso, e o uso de grande quantidade de água e a degradação de sua qualidade durante o processo.

PALAVRAS-CHAVE: Análise de Inventário de Ciclo de Vida; Pecuária; Leite.

INTRODUÇÃO

O município de Itapetinga, localizado na região Sudoeste do estado da Bahia, tem a pecuária bovina como uma de suas principais atividades econômicas, segundo dados do IBGE (2007), esta participa com R\$ 11.200.000,00 cerca de 3,43% do PIB (Produto Interno Bruto) do município, possui uma produção de 160.000 litros de leite e 88.427 cabeças de bovinos, que representa um dos maiores rebanhos do estado.

Em contrapartida, Itapetinga também é um dos municípios mais industrializados do estado da Bahia. O PIB de 2006 indica uma participação de 40,21% da indústria (IBGE, 2007), a qual é representada, principalmente, pelas indústrias calçadista, frigoríficos e laticínios. Observa-se que o ciclo agropecuário ocorre de maneira intensa no município, no qual se tem a criação do rebanho bovino, o abate, a produção e o processamento do leite, abrangendo desde a pecuária até a indústria beneficiadora.

Diante da complexidade da cadeia produtiva de leite, de sua importância econômica e social, de sua demanda por recursos, são relevantes as interferências provocadas por estes nos ecossistemas e na propagação dos impactos ambientais. Assim, justifica-se a aplicação pioneira da metodologia de Análise Inventário de Ciclo de Vida (AICV) em uma unidade experimental de bovinocultura leiteira, de uma instituição de ensino em Itapetinga, Bahia. Devido ao efeito multiplicador de conhecimento que estas unidades têm sobre as técnicas de produção adotadas pelos pecuaristas, a AICV foi utilizada visando à mitigação dos impactos ambientais com a manutenção da produtividade e qualidade do leite.

* Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Departamento de Tecnologia Rural e Animal. Pç. Primavera, 40, Primavera, Itapetinga, CEP: 45700-000, Bahia, Brasil. +55(77) 3261-8651 / rodrigueslb@gmail.com.

Segundo Vigon *et al.* (1993), os resultados do inventário podem fornecer uma direção para realização de esforços para mudanças, mostrando quais etapas requerem mais energia ou outros recursos, ou quais etapas contribuem com a maioria dos poluentes. Esta aplicação é especialmente relevante para estudos internos para dar suporte nas decisões de prevenção à poluição, conservação de recursos, e oportunidades de redução de resíduos.

Este trabalho descreve um estudo ambiental para o qual foi utilizada a AICV, para identificar os quantitativos do balanço de massa da produção de leite cru tipo C produzido em uma unidade experimental. De acordo com a Instrução Normativa 51, de 2002, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Leite Cru tipo C é o produto oriundo da ordenha, que não é submetido a qualquer tipo de tratamento térmico na fazenda leiteira e integral quanto ao teor de gordura, transportado em vasilhame adequado e individual de capacidade até 50 litros e entregue em estabelecimento industrial adequado até dez horas do dia de sua obtenção (BRASIL, 2002).

METODOLOGIA

Para a análise dos aspectos ambientais da produção de leite cru tipo C, foi empregada a metodologia de Análise de Inventário de Ciclo de Vida (AICV), de acordo com os critérios estabelecidos nas normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2001), seguindo as seguintes fases: definição de objetivo e escopo e análise de inventário do ciclo de vida.

O estudo foi do tipo *gate-to-gate*, cuja abrangência foi limitada a área e as ações desempenhadas pela instituição de ensino para suprir o setor experimental de bovinocultura.

Para a análise de inventário realizou-se a coleta de dados relacionados às matérias-primas (alimentação, recursos naturais e medicamentos), efluentes e resíduos sólidos. Já para interpretação dos resultados, os dados do inventário foram discutidos e os temas ambientais significativos foram identificados, levando à conclusões e considerações consistentes com o objetivo e o escopo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

1. Definição de Objetivo: o objetivo foi disponibilizar o ICV para o setor em estudo e indicar as potenciais cargas ambientais no processo produtivo adotado por esta unidade produtiva procedente de seu sistema de gestão.

2. Definição do Escopo: para este estudo o escopo abrangeu a definição da função do produto, da unidade funcional, do sistema de produto, e a qualidade dos dados.

2.1. Função do Produto: a função foi a produção de leite cru tipo C com finalidade educacional para demonstrar as formas de manejo e gestão do setor.

2.2. Unidade Funcional: definiu-se como unidade funcional a produção de 1 L (um litro) de leite cru tipo C, com a qual será relacionado o balanço do sistema.

2.3. Sistema de Produto: o sistema de produto estabelecido neste trabalho abrangeu todas as ações realizadas pela instituição de ensino para prover os insumos necessários do setor experimental de bovinocultura leiteira. O sistema e suas fronteiras estão representados pelo fluxograma na Figura 1. Em síntese, para este sistema foram consideradas as etapas de produção agrícola de cana-de-açúcar e forragem; a fabricação de ração; a criação e manejo do rebanho de bovinos; e a ordenha, armazenamento e resfriamento do leite.

Em princípio para a criação de um modelo representativo do sistema de produto adotou-se como fronteira geográfica a área da instituição de ensino, porque esta compreende o campo de influência das ações norteadas por seus gestores na unidade produtiva em questão.

2.4. Qualidade dos Dados: para elaboração do inventário, os dados coletados foram procedentes de fontes primárias e secundárias. Sendo prioridade a aquisição de dados primários, estes foram obtidos junto aos gestores da unidade produtiva ou pelo acompanhamento do processo em questão, já os dados secundários foram retirados da literatura.

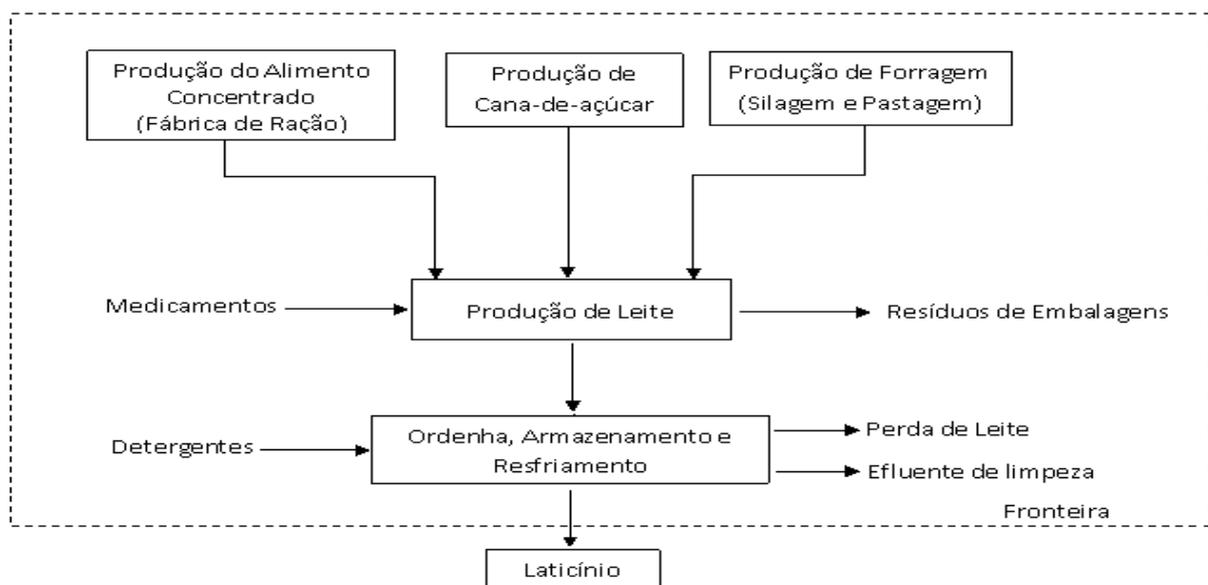


Figura 1. Sistema de produto da produção de leite em unidade experimental.

3. Análise de Inventário: os dados de inventário caracterizaram os subsistemas identificados no ciclo de vida da produção de leite. Assim, para facilitar a compreensão, os dados foram organizados (Tabela 1) de acordo com a entrada e saída de cada subsistema.

Tabela 1. Inventário de Ciclo de Vida da produção de leite cru tipo C, em unidade experimental.

Subsistema	Aspecto Ambiental	Entrada/Saída	Unidade de Medida	Quantidade por litro de leite produzido
Produção de Alimento Concentrado				
	Farinha de trigo	Entrada	kg	0,186
	Farinha de soja	Entrada	kg	0,053
	Milho	Entrada	kg	0,137
	Uréia	Entrada	kg	0,009
	Farinha de osso	Entrada	kg	0,005
	Sulfato de amônia	Entrada	kg	0,001
	Sal mineral	Entrada	kg	0,006
	Resíduos de embalagens plásticas	Saída	kg	0,001
	Ração	Saída	kg	0,398
Produção de Cana-de-Açúcar				
	Uréia	Entrada	kg	0,006
	Superfosfato simples	Entrada	kg	0,033
	Cloreto de Potássio	Entrada	kg	0,004
	Herbicida	Entrada	kg	0,001
	Resíduos de embalagens plásticas	Saída	kg	0,0001
	Produção de Cana-de-açúcar	Saída	kg	12,178
Produção de Forragem				
	Uréia	Entrada	kg	0,022
	Superfosfato simples	Entrada	kg	0,05
	Resíduos de embalagens plásticas	Saída	kg	0,0001
	Produção de forragem	Saída	kg	5,425
Produção de Leite				
	Água para sedentação animal	Entrada	L	28,125
	Medicamentos sólidos	Entrada	kg	0,0022
	Medicamentos líquidos	Entrada	L	0,00012
	Resíduo de embalagens de Papel	Saída	kg	$7,75 \times 10^{-06}$
	Resíduo de embalagens de Plástico	Saída	kg	0,00012001
	Resíduo de embalagens de Vidro	Saída	kg	$1,17 \times 10^{-05}$
Ordenha, Armazenamento e Resfriamento				
	Detergente neutro	Entrada	L	0,0003
	Detergente ácido	Entrada	L	0,0003
	Detergente alcalino	Entrada	L	0,0005
	Papel toalha	Entrada	Folha	0,443
	Água Sanitária	Entrada	L	0,0004
	Óleo de vácuo de ordenhadeira	Entrada	L	$8,86 \times 10^{-05}$
	Água	Entrada	L	6,536
	Resíduo de papel	Saída	kg	0,0008
	Resíduo plástico	Saída	kg	$7,95 \times 10^{-05}$
	Efluente	Saída	L	6,538

Os dados apresentados na Tabela 1 são predominantes de fonte primária, adquiridos junto aos gestores do setor ou através de mensurações diretas dos processos, estes foram estimados em relação à produção anual do setor e, por fim, inventariados com a produção anual de leite, assim foi expresso quantitativamente cada entrada/saída por um litro de leite produzido. No entanto, os valores relacionados à água para sedentação animal foram baseados na Instrução Técnica para o Produtor de Leite nº 31, da Embrapa, caracterizando-o como fonte secundária (EMBRAPA, 2006).

Os resultados obtidos foram interpretados e resumidos de acordo com as possíveis categorias de impactos e cargas ambientais:

Eutrofização: foi verificada a alta demanda do sistema nas etapas de produção de cana-de-açúcar e forragem por fertilizantes, estes são constituídos, principalmente, por fósforo e nitrogênio, e a emissão dos efluentes gerados na ordenha, constituída essencialmente por detergentes, que contêm fósforo em sua composição. Estes sofrem disposição no solo o que os caracteriza como potenciais agentes eutrofizadores, caso atinjam os reservatórios de água subterrânea.

Toxicidade: esta categoria engloba os impactos ecotoxicológicos e a toxicidade humana, normalmente, relacionado a produtos químicos, que tem um papel essencial na contaminação, com prejuízos à saúde, às estruturas genéticas, à reprodução e ao meio ambiente. Estes riscos estão presentes na etapa de produção de cana-de-açúcar, com o uso de herbicida, e na produção de leite, com o uso de pesticidas, carrapaticidas e outros medicamentos, e o risco destes se propagarem, de modo sistêmico, na cadeia alimentar. A geração de resíduos durante as várias etapas do sistema produtivo também é um ponto crítico, visto que muitos deles não podem ser descartados no sistema público de coleta porque estão contaminados por substâncias químicas tóxicas, como as embalagens de medicamentos e herbicidas. Estes devem ser devolvidos ao fabricante, como determina a Resolução CONAMA nº 334, de 2003, havendo porém uma resistência por parte do varejo em aceitar as embalagens, e por isso, muitas vezes estas acabam queimadas ou enterradas na propriedade.

Consumo de Recursos Naturais: nesta categoria foi verificado o intenso uso do solo para o cultivo de cana-de-açúcar, forragem e pecuária. Houve, também, a necessidade de fertilizá-lo para repor os nutrientes que são exportados deste sistema através de seus produtos. Outro recurso extremamente utilizado é a água, principalmente, nas etapas, de produção de leite e do processo de ordenha, que somados, são necessários aproximadamente 35 litros de água para produzir 1 litro de leite. Ressalta-se que 6,5 litros desta água são utilizados no processo de limpeza e higienização do setor de ordenha, onde se transforma em efluente, degradando sua qualidade.

CONCLUSÃO

Foi possível estabelecer quais as potenciais cargas ambientais no processo produtivo de leite, indicando o uso de medicamentos, herbicidas, fertilizantes como possíveis causadores de toxicidade, o uso de detergentes e fertilizantes como agentes de eutrofização. O trabalho também indica o uso de extensa área de solo e quantidades de seus nutrientes para o cultivo de cana-de-açúcar e forragem como uma forma de exaustão deste recurso, como o uso de grande quantidade de água e a degradação sua qualidade durante o processo.

O uso da metodologia de AICV permitiu estabelecer um perfil ambiental da produção de leite no setor da instituição de ensino objeto de estudo. A forma como os dados foram apresentados tornou mais fácil a análise e até mesmo uma comparação futura entre este sistema produtivo e outras técnicas. A AICV foi, também, relevante para dar suporte nas decisões futuras de prevenção à poluição, conservação de recursos e redução de resíduos.

Além disso, ficou evidente que a etapa do Inventário de Ciclo de Vida é responsável pela a qualidade dos dados e por caracterizar o sistema em estudo, expressando assim sua relevância para a metodologia de ACV.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2001.

BRASIL. Ministério Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa Nº 51**, de 18 de setembro de 2002. Brasília, DF. 2002. 55 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 334**, de 3 de abril de 2003. Dispõe sobre os procedimentos de licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens vazias de agrotóxicos.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Instrução Técnica para o produtor de leite, nº 31, de 2006. **Importância da água para bovinos de leite**. Disponível em: <<http://www.cnpq.embrapa.br/nova/informacoes/pastprod/textos/31Instrucao.pdf>>. Acesso em: 13 out. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. 2007.

VIGON, B. W.; TOLLE, D. A.; CORNABY, B. W.; LATHAM, H. C.; HARRISON, C. L.; BOGUSKI, T. L.; HUNT, R. G.; SLLERS, J. D. **Life-Cycle Assessment**: Inventory Guidelines and Principles. United States Environmental Protection Agency. 1993.



APLICAÇÃO DA ACV COMO PARÂMETRO DE ROTULAGEM E ARGUMENTO DE COMUNICAÇÃO JUNTO AO USUÁRIO

Andréa Franco Pereira*

RESUMO

O texto discute a importância do uso da Análise do Ciclo de Vida (ACV) como parâmetro de avaliação de alguns dos critérios de rótulos (selos) ambientais, com o objetivo de adotá-la como veículo de comunicação, das empresas aos usuários finais, sobre as qualidades ambientais apresentadas por seus produtos. O artigo baseia-se em resultados de projetos de pesquisa, realizados entre 2006 e 2010, financiados pela FAPEMIG e CNPq, que tiveram como objetivo a valorização do uso da madeira de eucalipto (*Eucalyptus* sp.) em móveis e componentes arquitetônicos (*absorvedor sonoro* e *taco modular ornamental para assoalho* em madeira de eucalipto), para o qual uma das ações foi a elaboração do *ECOSELO em Design* destinado a produtos para o setor de madeira, móveis e construção civil, com vistas a agregar valor à produção de pequenas empresas do Vale do Jequitinhonha-MG.

PALAVRAS-CHAVE: Ecodesign; ACV; Selo ambiental; Design de produto.

INTRODUÇÃO

A ACV comporta-se como ferramenta analítica, auxiliando na tomada de decisões em projetos de produto e na avaliação de alternativas de processos de manufatura; na elaboração de rótulos e indicadores ambientais, contribuindo para a comunicação e divulgação de ações positivas realizadas pelo setor industrial junto aos usuários.

Este artigo busca refletir sobre a aplicação da ACV como veículo de comunicação, a partir do estudo de componentes arquitetônicos e do *ECOSELO* desenvolvidos em projetos de pesquisa, executados no Laboratório de Estudos Integrados em Arquitetura, Design e Estruturas - LADE/UFMG.

Discute-se sobre a necessidade de criação de rótulos (ou selos) ambientais como meio de comunicação, bem como sobre a importância da aplicação da ACV como método de avaliação de critérios definidos para a concessão dos selos. Conclui-se sobre sua utilidade para argumentação quanto às decisões de projeto e produção, e sobre sua necessidade para avaliação dos critérios de rotulagem.

ROTULAGEM AMBIENTAL

Rótulos e declarações são ferramentas de gestão ambiental tratados na série ISO 14000 (ABNT, 2002). A aplicação de um rótulo ou declaração ambiental em um produto indica que determinados critérios ambientais foram levados em conta *a priori* em seu projeto e produção. Sendo

* Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Tecnologia da Arquitetura e do Urbanismo. Rua Paraíba, 697, Bairro Funcionários, Belo Horizonte, CEP: 30130-140, Minas Gerais, Brasil. +55(31) 3409-8871 / e-mail: andreafranco@ufmg.br.

assim, como ressalta Biazin, os rótulos ambientais “são selos de comunicação que visam informar ao consumidor algum aspecto ambiental do produto, eles evidenciam que o produto atende aos padrões ambientais requeridos para o uso do mesmo.” (BIAZIN, 2002, p. 21).

O primeiro “selo verde” surgiu em 1977, na Alemanha. Tratava-se de um selo mono-critério intitulado “*Blauer-Engel*”. Em 2007 existiam cerca de 28 programas de rotulagem ambiental no mundo (COLTRO, 2007).

Os programas de rotulagem ambiental tentam, em diferentes graus, alcançar pelo menos três objetivos: 1) despertar no consumidor e no setor privado a consciência e entendimento dos propósitos de um programa de rotulagem; 2) aumentar a consciência e entendimento dos aspectos ambientais de um produto que recebe o rótulo ambiental e 3) influenciar na escolha do consumidor ou no comportamento do fabricante.

Como colocado por Coltro (2007, p. 48) “Programas de Rotulagem Ambiental são fundamentais para o desenvolvimento sustentável, pois com eles se consegue difundir aos consumidores informações resumidas e confiáveis de como se pode contribuir para o crescimento econômico com menor agressão ao meio ambiente”. Ademais, em nível internacional, há a substituição das barreiras tarifárias pelas barreiras técnicas ao livre comércio, a partir da exigência de certificações ambientais para comercialização dos produtos.

No que tange aos produtos, bens de consumo, os princípios do rótulo da ABNT (“ABNT - Qualidade Ambiental”) prevêm a consideração do ciclo de vida e a revisão periódica dos critérios adotados para sua avaliação (BIAZIN, 2002).

Os selos ambientais podem se apresentar de diferentes formas. As regras para uso de selos de conformidade estão estabelecidas em Portaria do INMETRO (INMETRO, 2006).

ECOSELO EM DESIGN

Por intermédio de projetos de pesquisas realizados no LADE/UFMG, foi desenvolvido o ECOSELO em *Design* (PEREIRA e PÊGO, 2009).

A elaboração do ECOSELO partiu do estudo de caso de complementos arquitetônicos (*absorvedor sonoro e taco modular ornamental para assoalho em madeira de eucalipto*), também desenvolvidos em projetos de pesquisas executados pelo LADE/UFMG.

Os critérios do ECOSELO tiveram como base cinco parâmetros referentes ao ciclo de vida de um produto: A) obtenção da matéria-prima; B) produção; C) uso; D) pós-uso; E) aspectos socioeconômicos.

Os critérios considerados para avaliação na fase de obtenção da matéria-prima dizem respeito à *origem da matéria-prima*, sua capacidade de renovação e escassez; ao *consumo de energia* para obtenção da matéria-prima; ao *transporte*, que se refere à distância que a matéria-prima se encontra em relação ao local de fabricação dos produtos.

Os critérios considerados para avaliação na fase de produção abordam o *consumo de energia* utilizado para a fabricação dos produtos; o *controle de resíduos industriais*, visando sua redução; a *organização e reaproveitamento de resíduo*, agregando valor ao seu uso; o *Licenciamento ambiental e SGA*, a fim de estimular as empresas a atender a legislação.

Na fase uso, os critérios considerados dizem respeito à *avaliação da conformidade* às Normas Técnicas específicas para o produto; *impactos ambientais* ligados à eficiência energética e ao consumo de água; *obsolescência do produto*, tendo em vista o tempo de duração e vida útil do produto.

Os critérios considerados para avaliação na fase de pós-uso estão ligados à *reciclabilidade* ou à *degradabilidade*, tendo em vista que, uma vez tendo sido o produto fabricado a partir de matéria-prima renovável e empregando insumos de baixo impacto, sua capacidade de rápida degradação aumenta. Senão, há necessidade de previsão de reciclagem.

Por fim, em relação aos aspectos socioeconômicos, os critérios considerados fazem referência à *utilização de recursos locais - transporte*, como forma de reduzir o impacto gerado pelo transporte dos insumos, agregar valor aos produtos, diferenciá-los e torná-los mais competitivos; à *valorização da mão-de-obra local*, promovendo geração de renda e a fixação das pessoas na região; à *saúde do trabalhador*, atendendo à legislação específica para o setor.

Esses critérios devem ser pautados por parâmetros quantitativos, sejam dados por Normas Técnicas específicas, sejam definidos em ACV, como mostra o Quadro 1 abaixo:

CRITÉRIOS	MÉTODO DE AVALIAÇÃO
1. Obtenção da matéria-prima	
1.1. Origem da matéria-prima	ACV - Certificação (Norma Técnica)
1.2. Consumo de energia	ACV - Norma Técnica
1.3. Transporte	ACV
2. Produção	
2.1. Consumo de energia	ACV - Norma Técnica
2.2. Controle dos resíduos	Norma Técnica
2.3. Reaproveitamento dos resíduos	Norma Técnica
2.4. Licenciamento ambiental e SGA	Norma Técnica
3. Uso	
3.1. Avaliação da conformidade	Norma Técnica
3.2. Impactos ambientais	ACV
3.3. Obsolescência do produto	ACV
4. Pós-uso	
4.1. Reciclabilidade	ACV - Norma Técnica
4.2. Degradabilidade	ACV - Norma Técnica
5. Socioeconômico	
5.1. Uso de recursos locais - transporte	ACV
5.2. Mão-de-obra - geração de renda	Análise de custo
5.3. Saúde do trabalhador	Norma Técnica

Quadro 1. Métodos de avaliação dos critérios do ECOSELO em Design.

ESTUDO DE CASO: ACV DE COMPONENTES ARQUITETÔNICOS

Dois componentes arquitetônicos fabricados em madeira de eucalipto, *absorvedor sonoro* e *taco ornamental para assoalho*, foram alvo dos estudos de ACV, cujo objetivo foi avaliar: a) o uso de madeira oriunda de floresta certificada ou sem certificação e b) o impacto positivo causado pelo uso do resíduo gerado na fase de produção dos objetos.

No primeiro estudo, do *absorvedor sonoro*, o objetivo foi investigar sobre a decisão quanto à seleção da matéria-prima, tendo em vista o impacto de seu transporte. O eucalipto certificado pelo *Forest Stewardship Council* (FSC) encontra-se a uma distância de 1.662 km do local de produção, enquanto que o eucalipto não certificado está a 437 km do local de produção. O inventário baseou-se no levantamento de dados do ciclo de vida: a) quantificação dos recursos materiais e energéticos empregados na produção, b) definição dos processos envolvidos (extração da madeira, desdobro, corte das peças do absorvedor e montagem do produto, incluindo seus transportes). A avaliação da análise foi feita a partir dos resultados finais gerados pelo *software* SimaPro. Após a avaliação, os dados foram interpretados tendo como base fluxogramas e tabelas que mostram o desempenho ambiental do produto.

No segundo estudo, *taco modular ornamental para assoalho*, a ACV foi realizada por meio da utilização dos *softwares* GABI e SimaPro. O objetivo do estudo consistiu na avaliação do desempenho ambiental do taco a partir da perspectiva de sua produção em madeira de eucalipto serrada ou em resíduos de madeira de eucalipto produzidos na fábrica.

Por um problema de disponibilidade de informações da base de dados dos programas, não foi possível utilizar a madeira de eucalipto. Desta forma, foram utilizados dados referentes à madeira teca (*Tectona grandis*), dado disponível e condicionante para as análises finais, possuindo esta madeira características semelhantes em relação ao eucalipto no que diz respeito à densidade e ao fato de serem ambas utilizadas em cultivo de florestas.

As Figuras 1 e 2 mostram a relevância do transporte de matéria-prima, bem como do produto final no ciclo de vida, indicando a representatividade de emissão de CO₂ nesses sistemas.

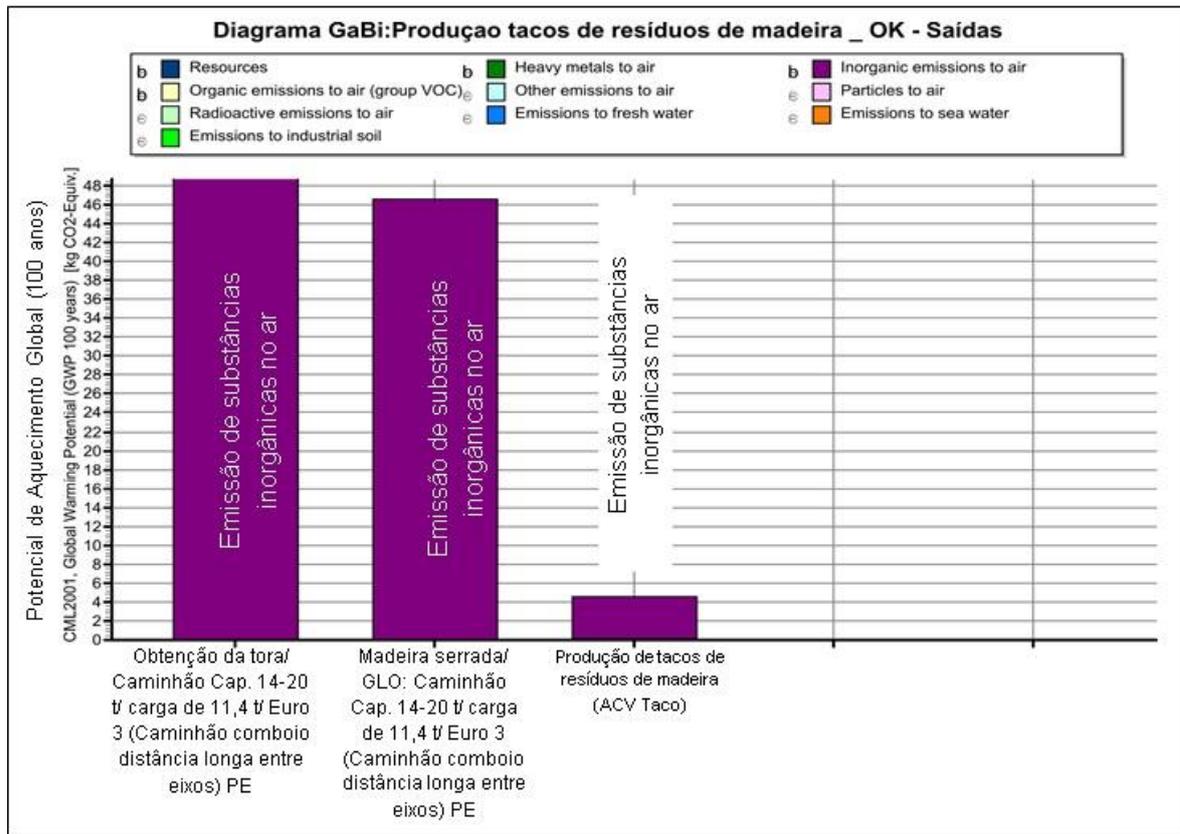


Figura 1. Gráfico de balanço único do taco em resíduo de madeira (*software* Gabi), indicando emissão de CO₂ causada pelo transporte - caminhão - para obtenção da matéria-prima.

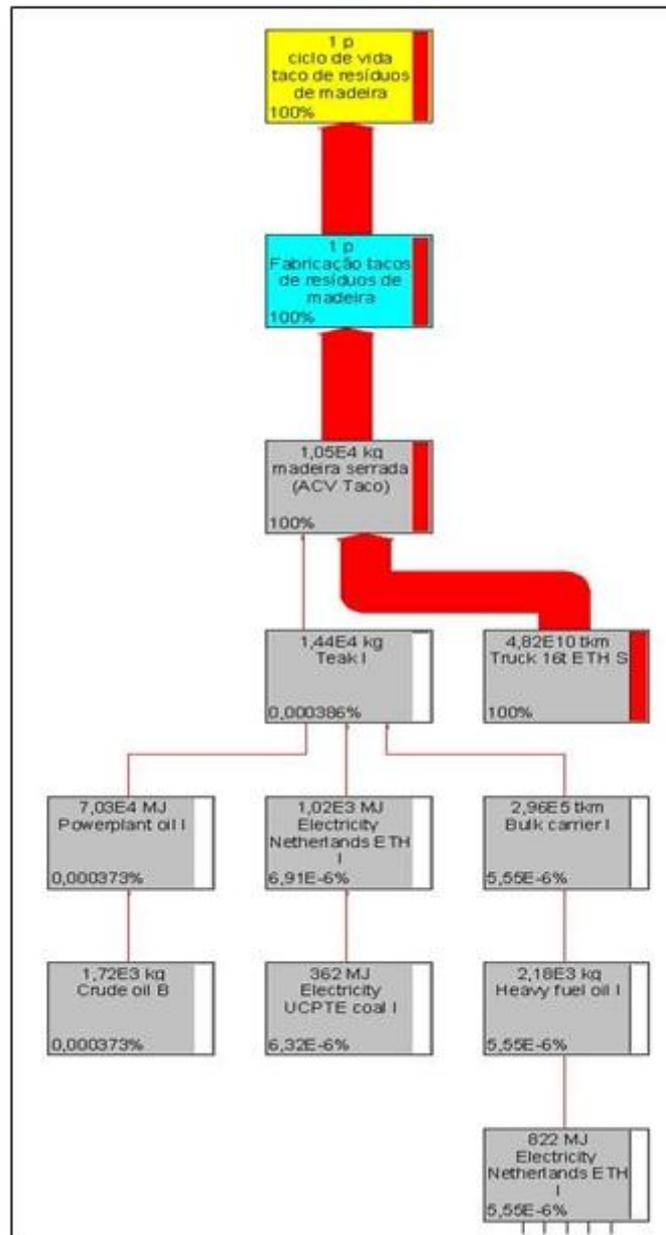


Figura 2. Fluxograma do taco em resíduo de madeira (*software SimaPro*), indicando impacto do transporte - caminhão.

CONCLUSÃO

Nos sistemas analisados, constatou-se que o transporte é fonte, expressiva, de maior impacto ambiental. Isto leva a uma reflexão sobre o consumo da madeira de eucalipto com certificação FSC, indicando sua inviabilidade vista sob a perspectiva das emissões nocivas causadas nesse processo, mesmo com a ressalva dos benefícios da certificação da madeira. A madeira certificada de eucalipto encontra-se a 1.662 km do local de fabricação. Em contrapartida, a madeira de eucalipto sem certificação, está a 437 km do local de fabricação.

Em relação ao uso do resíduo, observa-se que este não possui expressividade no impacto global do produto, o que leva a concluir sobre a inviabilidade de concepção e fabricação com base no

aproveitamento de resíduos. O impacto causado por uma nova produção pode ser ainda maior do que o causado pelo próprio resíduo em estado natural. As análises levam à conclusão de que é fundamental a redução na fonte do consumo de recursos, visando a redução do desperdício e, conseqüentemente, do impacto sobre o meio ambiente.

Sendo assim, os resultados obtidos podem vir a ser usados como argumento de decisões, de projeto e produção, que contrariam o senso comum – no caso, a evidência de ganhos ambientais a partir do uso de madeira certificada ou do reuso dos resíduos. Da mesma maneira, a ACV pode ser empregada para verificar o real ganho ambiental provocado pelas empresas, garantido sua aptidão para obter o selo ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14020**: Rótulos e declarações ambientais: Princípios gerais. Rio de Janeiro, 2002.

BIAZIN, C. C. **Rotulagem ambiental**: um estudo comparativo entre programas. 2002. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

COLTRO, L. (Org.). **Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão**. Campinas. Disponível em: <www.cetea.ital.org.br/figs/ACV_como_Instrumento_de_Gestao-CETEA.pdf#page=44>. Acesso em: set. 2010.

INMETRO. **Portaria n.º 073 de 29 de março de 2006**. INMETRO, 2006. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/legislacao/detalhe.asp?seq_classe=1&seq_ato=1021> Acesso em: set. 2010.

PEREIRA, A. F.; PÊGO, K. A. C. ECOSELO em design: elaboração de critérios de certificação a partir do estudo de complementos arquitetônicos para conforto ambiental. In: ISSD - SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE DESIGN SUSTENTÁVEL, 2009, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ISSD 2009.



AVALIAÇÃO SOCIAL DO CICLO DE VIDA DE UM PRODUTO AUTOMOTIVO: SATISFAÇÃO DOS TRABALHADORES

Silvia Rosa da Costa Corrêa ; Cássia Maria Lie Ugaya*

RESUMO

Há muito tempo já se comenta tanto na área acadêmica como na comunidade de negócios sobre o termo “sustentabilidade”, entretanto, o entendimento das suas dimensões (ambiental-social-econômico) vem crescendo entre os consumidores. No caso ambiental, os consumidores já optam por produtos ou serviços que mais colaborem para uma melhor relação do ser humano com o meio ambiente, sendo que a ACV já vem tendo uma contribuição significativa. A questão social também tem sido abordada pelos consumidores, por exemplo, com boicote de empresas que possuem trabalho infantil na cadeia de valores, contudo apenas mais recentemente, a avaliação dos aspectos socioeconômicos têm sido incluídos em estudos de ACV. No ano passado foi publicada o livro Diretrizes para a Avaliação Social do Ciclo de Vida de Produtos. O presente artigo apresenta uma aplicação parcial dos dados de um estudo de caso de um produto automotivo desenvolvido por uma micro-empresa. As etapas restringiram-se aos estágios de manufatura e distribuição na ACV, delimitada de “Portão a Portão”. Como resultados foram abordados as Subcategorias de Impacto avaliadas por meio da escala de satisfação das partes interessadas que apontam aspectos sociais positivos e negativos na cadeia produtiva do produto.

PALAVRAS-CHAVE: ACV-S; Subcategorias de Impacto; Aspectos Sociais.

INTRODUÇÃO

A metodologia Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S) é apresentada recentemente no *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products* (UNEP, 2009), de acordo com os autores para cada um dos estágios do ciclo de vida (processos e unidades) e que são associados com localizações geográficas, onde um ou mais destes processos são levados em consideração, tais como: minas, fábricas, estradas de ferro, portos, lojas, escritórios, firmas de reciclagem, locais de descarte, entre outros. Em cada uma destas localidades geográficas, impactos sociais e socioeconômicos podem ser avaliados para cinco *partes interessadas*: Trabalhador; Comunidade Local; Sociedade, Consumidores e Atores da Cadeia de Valor.

Estas categorias de *partes interessadas* propostas são consideradas como sendo o principal grupo de categorias para ciclo de vida de um produto, entretanto, categorias adicionais podem ser incluídas como (ex. ONG’s, Autoridades Públicas/Estado, Gerações Futuras, Administração, acionistas, fornecedores, sócios de negócios).

O presente estudo tem como objetivo identificar o grau de satisfação dos trabalhadores associados ao ciclo de vida de um produto.

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia (PPGTE). Av. Sete de Setembro, 3165, Rebouças, Curitiba, CEP: 80230 – 901, Paraná, Brasil. +55(41) 3310-4873 / sil_costacorrea@hotmail.com.

METODOLOGIA

Definição do Escopo

Para a realização da Definição do Escopo, considerou-se a unidade funcional de bloquear e rastrear um caminhão no período de 20 anos, resultando no fluxo de referência de 1 (um) bloqueador e rastreador via satélite.

Por se tratar de testar as diretrizes, o estudo realizado foi limitado a um sistema portão a portão, conforme mostrado na Figura 1. Além disso, Corrêa e Ugaya (2008) utilizaram o critério de corte por horas trabalhadas, de 15%, que restringiu o estudo em cinco processos (A, B, C, D e E).

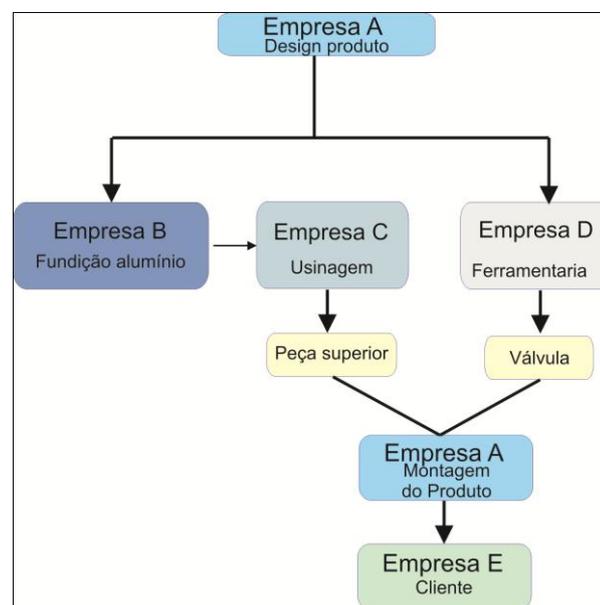


Figura1. Sistema de produto do bloqueador e rastreador via satélite. (Fonte: Corrêa, 2009).

Análise de Inventário

A fim de organizar a coleta de dados foram elaborados questionários para obtenção de resultados semi-quantitativos para a satisfação dos trabalhadores, dos fornecedores e da comunidade local. Para tanto, utilizou-se a escala de intensidade de 1 a 5 (Lickert) sendo que (1) está relacionado à muito insatisfeito, (2) insatisfeito, (3) neutro, (4) satisfeito e (5) muito satisfeito.

Em seguida, os questionários foram testados pelo Grupo de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida da UTFPR e, após realizados os ajustes necessários, os questionários foram realizados com os trabalhadores para cada um dos processos.

A partir dos valores escolhidos em cada questão, foram calculados a média e o desvio padrão das pontuações dos respondentes. As questões dos trabalhadores na subcategoria elaborada “Relação Empresa e Funcionário” referiam-se à proteção a maternidade, diálogo, capacitação e outros assuntos abordados no estudo de Ethos (2007).

Quanto aos fornecedores, o estudo elaborou os questionamentos referentes à satisfação da relação com a conduta da empresa que desenvolve o produto consistiram em: reclamações e diálogo entre as partes; respeito a contratos e apoio a investimentos. Já para a comunidade local, a satisfação limitou-se à subcategoria de impacto da UNEP (2009), “Condições de Vida Saudável e Segura”, referentes ao ruído, odor, geração de resíduos, vizinhança, comércio do bairro decorrente da atuação da empresa e a criação de empregos para a comunidade. Para o cliente, adotou a subcategoria de “Satisfação com o Cliente” a satisfação foi restrita ao produto, sendo que as questões foram referentes às informações no rótulo; informações de risco e manutenção do produto.

RESULTADOS

Os trabalhadores que participaram da pesquisa somaram 125 questionários respondidos. Todos os trabalhadores responderam às questões, exceto na empresa D, cuja participação dos trabalhadores foi de 65,3%. As relações de fornecimento foram respondidas por um funcionário do departamento financeiro ou administrativo das empresas B, C e D. Um funcionário do departamento comercial de E respondeu às questões referentes ao cliente. Para a comunidade foram entrevistadas dez pessoas, respondendo às informações do quadro 12 (ver questionário no apêndice 06), considerando duas pessoas vizinhas de cada empresa (A,B,C,D,E).

Como resultado do grau de satisfação da Parte Interessada Trabalhador, a Tabela 1 apresenta na primeira coluna as Subcategorias de Impacto, nas demais colunas estão os resultados das médias gerais para cada empresa envolvida no ciclo de vida do produto. Nota-se que o processo desenvolvimento e montagem do produto (empresa A), os trabalhadores estão satisfeitos somente com o indicador de Carga Horária, com opinião neutra estão os indicadores de Proteção a Maternidade e Diálogo entre os Trabalhadores. Para os demais indicadores, os trabalhadores estão insatisfeitos.

Tabela 1. Média das Subcategorias Relação Empresa/Trabalhadores (portão a portão). (Fonte: Corrêa, 2009).

INDICADORES	Média (desvio padrão)				
	A	B	C	D	E
Carga Horária	4,12 (1,00)	3,81 (0,57)	4,05 (0,72)	4,75 (0,52)	3,82 (0,65)
Proteção à Maternidade	3,07 (1,27)	4,02 (0,67)	-	4,28 (0,47)	4,53 (0,68)
Sindicato e Associação Coletiva	2,55 (1,48)	2,56 (1,26)	1,42 (0,87)	3,08 (1,29)	3,28 (1,21)
Diálogo entre Funcionário e a Empresa	3,15 (1,36)	2,84 (0,68)	4,01 (0,77)	2,82 (1,06)	3,29 (0,90)
Remuneração e Benefícios	2,6 (1,55)	3,02 (0,68)	4,00 (0,71)	3,53 (1,18)	3,35 (0,77)
Desenvolvimento da Capacidade	2,75 (1,51)	2,29 (0,94)	2,3 (1,42)	3,11 (0,98)	3,27 (1)

No processo de fundição (empresa B), somente o indicador de Proteção a Maternidade atingiu um bom grau de satisfação* e com opinião neutra está o indicador de Carga Horária e Remuneração e Benefícios, para os demais indicadores os trabalhadores encontram-se insatisfeitos.

* Dados coletados somente entre as mulheres empregadas

Em comparação com as demais empresas, o processo de usinagem (empresa C) apresenta mais satisfação entre os trabalhadores nos indicadores de Carga Horária, Diálogo entre Funcionário e a Empresa, Remuneração e Benefícios, no entanto, é o único processo que apresenta um indicador com muita insatisfação sobre Sindicato e Associação Coletiva.

No processo de ferramentaria (empresa D) os trabalhadores estão satisfeitos somente com o indicador de Carga Horária e Proteção a Maternidade, entretanto, estão insatisfeitos com o diálogo que possui com a empresa, para os demais indicadores os trabalhadores possuem uma opinião neutra.

Na empresa Cliente (empresa E), somente o indicador de Proteção a Maternidade que os trabalhadores encontram-se satisfeitos, para os demais indicadores, os trabalhadores se posicionaram de forma neutra.

A Tabela 2 apresenta a soma das médias para cada item questionado, em que se percebe que somente o indicador de Carga Horária é satisfatório por parte dos trabalhadores, no entanto, nenhum indicador atingiu a média geral de muito satisfeito. Para a Proteção a Maternidade, Diálogo entre as Partes e Remuneração, os trabalhadores encontram-se neutros, contudo para Desenvolvimento da Capacidade e Sindicato encontram-se insatisfeitos.

Tabela 2. Média Geral das Subcategorias “Relação Empresa/Trabalhadores” (Portão a Portão). (Fonte: Corrêa, 2009).

Indicadores	Carga Horária	Proteção à Maternidade	Sindicato e Associação Coletiva	Diálogo entre Funcionário e Empresa	Remuneração e Benefícios	Desenvolvimento da Capacidade
Média Geral	4,11	3,97	2,57	3,22	3,3	3,22

Em relação aos Fornecedores, a Tabela 3 apresenta as médias dos Indicadores da Subcategoria de Relação com o Fornecedor, em que se nota que os fornecedores estão satisfeitos quanto à comunicação tanto relativa às reclamações e diálogo como também em como a empresa A aceita as sugestões dos fornecedores. Para Respeito a Contratos, os fornecedores responsáveis pelos processos de usinagem e ferramentaria estão satisfeitos com a empresa A, porém, no fornecedor B as questões variam entre neutro e satisfeito.

Os fornecedores B e C apresentam uma média geral neutra pelo apoio a investimentos oferecido pela empresa A, exceto o fornecedor D, que afirma estar satisfeito.

Tabela 3. Média Geral da Subcategoria Relação com os Fornecedores de portão a portão. (Fonte: Corrêa, 2009).

Indicador de grau de Satisfação dos Fornecedores perante a conduta a Empresa				
Subdivisão do Indicador	Média (desvio padrão)			Média
	B	C	D	
Reclamações e Diálogo	4,00 (0)	4,4 (0,54)	4,00 (0)	4,13
Aceitação de sugestões	4,4 (0,54)	3,8 (0,83)	4,00 (0)	4,06
Respeito a Contratos	3,6 (0,54)	4,4 (0,89)	4,00 (0)	4,00
Apoio a Investimentos	3,2 (0,44)	3,4 (0,54)	4,00 (0)	3,53

No ciclo de vida (portão a portão), a quinta coluna da Tabela 3, apresenta os Indicadores de Reclamações e Diálogo, Grau de Aceitação de Sugestões e Respeito a Contratos atingiram médias que determinam que os fornecedores estão satisfeitos, por outro lado, com menor pontuação, a parte afirma ser neutra em relação a apoio e investimento.

Para a Parte Interessada Cliente (Tabela 4) análise da Subcategoria Relação Cliente e Empresa, o cliente apresenta posição neutra em relação ao indicador de informações contidas no rótulo do produto e Informações de Riscos, por outro lado para a manutenção do produto apresenta aspecto negativo com a média de 3,14.

Tabela 4. Média Geral das Subcategorias “Relação Cliente e Empresa” de portão a portão. (Fonte: Corrêa, 2009).

INDICADORES	Média (desvio padrão)
Informações no rótulo	3,71 (0,45)
Informações de risco	3,14 (0,63)
Manutenção do produto	2,58 (1,24)

A Tabela 5 contém as médias das empresas, mostrando que a comunidade local encontra-se ou satisfeita ou muito satisfeita quanto à segurança, cuidados e condições de vida saudáveis. Na opinião da vizinhança nenhuma das empresas avaliadas apresentam aspectos negativos.

Tabela 5. Indicador de Satisfação da Comunidade Local para Condições de Vida Saudável e Segura. (Fonte: Corrêa, 2009).

Processos	A	B	C	D	E
Média (desvio padrão)	4,33 (0,55)	4,58 (0,44)	4,91 (0,18)	5 (0)	4,41 (0,73)

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A satisfação das partes interessadas pode ser incluída como indicador de algumas subcategorias de impacto apresentadas pela UNEP (2009).

No estudo realizado, notou-se que é possível utilizar a ACV-S como instrumento de gestão do ciclo de vida, permitindo a identificação dos pontos mais críticos em cada um dos processos (ou organizações). Por outro lado, caso outro produto passasse pelas mesmas organizações, o grau de satisfação

seria o mesmo, dificultando a avaliação comparativa, comum à ACV ambiental. Uma possibilidade seria a de coletar os dados em cada um dos processos elementares.

Além disso, não foram apresentados pesos para cada um dos itens avaliados (p.ex., se para o consumidor, as informações do rótulo são mais importantes que a manutenção do produto).

Por último, mas não menos importante, a satisfação, contudo, é algo subjetivo deve-se incluir formas para normalizar as pontuações obtidas dos diversos atores.

Enfim, muito ainda há que se caminhar para facilitar a execução da ACV-S.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CORRÊA, S. R. da C. **Avaliação Social do Ciclo de Vida de um Produto:** Estudo de Caso em uma micro-empresa do Ramo Automotivo. 2009. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

CORRÊA, S.; UGAYA, C. Avaliação Social no Ciclo de Vida de um Produto: comparação do critério de corte no sistema produtivo massa e horas trabalhadas. In: Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida, I., 2008, Curitiba-PR. **Anais...**Curitiba, 2008. CD-ROM. I CBGCV.

ETHOS. **Indicadores Ethos de Responsabilidade Social Empresarial.** Instituto Ethos de Empresas e Responsabilidade Social, 2007. Disponível em: <<http://www.ethos.org.br>>. Acesso em: 20 jun. 2007.

UNEP. **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products.** UNEP/SETAC Life Cycle Initiative at UNEP, CIRAIG, FAQDD and the Belgium Federal Public Planning Service. Publicação 2009. Disponível em: <<http://lcinitiative.unep.fr/>>. Acesso em: 15 mai. 2009.



LCA OF INTEGRATED MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT: A CASE STUDY IN TORINO AND CUNEO, ITALY

Moris Fantoni ; Giovanni Andrea Blengini*

SUMMARY

A full Life Cycle Assessment (LCA) study on the waste management system in Torino and Cuneo (Piedmont, Italy), has been conducted to identify the influences of different scenarios in the waste management planning. The main purpose of the study is identify the scenario with the best energetic and environmental performances through the optimization of the main components of the integrated municipal solid waste management. The role and the energetic and environment implications of the fractions coming from separated collection, of pre-treatment and final treatment of residual Municipal Solid Waste (MSW) were considered and analyzed through a comprehensive LCA model extended to the whole integrated system. The results show how the highest eco-efficiency is represented by the recycling, especially of paper and plastic fractions. The energy recovery from residual waste is a lower eco-efficiency option and the study has shown that is better send it to existing cement kilns than to incinerator.

KEY-WORDS: Waste management; LCA; Municipal solid waste; Environmental management.

INTRODUCTION

The present study focuses on the assessment of alternative solid waste management scenarios in the Torino and Cuneo Districts, situated in the Piedmont Region in northern Italy. The objective of the research was to develop a model of the integrated Waste Management System (WMS) in order to supply public administrators and waste operators with a comprehensive tool to be used for decision supporting purposes for future waste management planning and optimisation issues. To reach these aims a panel of stakeholders and experts, including participants from Politecnico di Torino, waste management Authorities, Environmentalist NGOs, was set up in order to define the objectives and scope of the LCA research, the definition and description of scenarios to be compared (% of separate collection, alternative treatment options, system boundaries), the data sources and the selection of meaningful environmental and energy indicators.

Based on specific field measured data from real waste management chains in Piedmont, the main goals was to outline the scenario with the best energetic and environmental performances. The study has been conducted with reference to existing plants, in order to investigate on their actual performances, by paying attention to the waste management streamline as a whole and by emphasising the contributions of single waste management steps.

* Politecnico di Torino. Land, Environment and Geo-Engineering Department. Corso Duca degli Abruzzi, 24, 10129 Torino, Italy. +39 329 44 62 353 / moris.fantoni@polito.it.

ASSUMPTIONS APPLYING LCA TO WASTE MANAGEMENT

When applying LCA to waste management issues, there are some peculiar aspects that must be considered. In fact the input materials are represented by the waste which can either be addressed to landfill or re-enter further life cycles in substitution of virgin materials.

Therefore, the principal system boundaries have been expanded upstream and downstream to encompass the whole chain by including production and use of waste collection items (waste bags and bins), by including use of transport means and by encompassing materials recycling or energy recovering from waste, as shown in Figure 1.

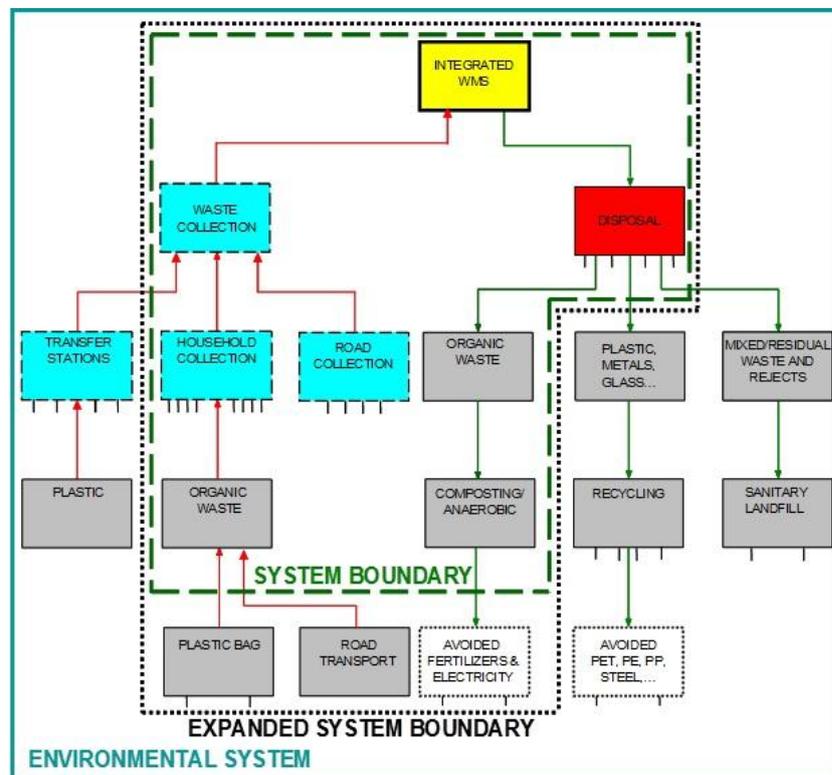


Figure 1. System boundaries and expanded system boundaries for the Integrated WMS LCA model

All life cycle stages of products before they become waste have not been considered (FINNVEDEN, 1999): this simplification is usually called the “zero burden assumption” (EKVALL *et al.*, 2007). For this reason energy balance may show a prevalence of avoided impacts compared to those caused, thanks to recycling.

The biogenic carbon dioxide was accounted for (but reported separately), because when different disposal scenarios with a different potential of greenhouse gas emissions of biogenic origin (CO_2 and CH_4) are compared, the biogenic carbon dioxide cycle can not be considered neutral. Finally, the functional unit used is 1 ton of input waste.

INVENTORY ANALYSIS

The inventory analysis was conducted taking into account the input/output of the following subsystems in which LCA model was divided:

- collection of residual waste and separate collection;
- transport until the treatment, recycling or final disposal plant;
- composting/anaerobic digestion of organic and green waste;
- recycling of plastic, paper, wood, glass, metals;
- Mechanical Biological Treatment (MBT) of residual waste;
- incineration;
- landfill of residual waste and rejects.

AMOUNT OF WASTE AND DESCRIPTION OF SCENARIOS

The total amount and the different waste types in Torino and Cuneo Districts are presented in Table 1.

Table 1. Total amount and different waste types in Torino and Cuneo Districts.

Waste type	Torino District		Cuneo District	
	Scenario 1A/B SC = 52,1%	Scenario 2A/B SC = 65,6%	Scenario A1/2 SC = 43,7%	Scenario B1/2 SC = 54,4%
	ton x 1000	ton x 1000	ton	ton
Organic	190	219,7	6.247	13.299
Green	51,7	51,8	16.866	19.319
Plastic	35,1	47,4	10.806	17.264
Paper	193,4	260	51.745	61.930
Wood	54	52,3	6.526	7.399
Glass	67,5	74,2	23.566	27.635
Metals	20,2	24,7	6.200	7.029
Other	45	63,2	12.178	16.585
Residual waste	603,4	414,4	172.605	142.820
TOTAL	1260,3	1203,4	306.738	313.279

SC = Separate Collection

The scenarios compared are different as regards the amount of waste, the percentage of separated collection and the final disposal of the residual waste. About the last point is important stress the following aspects:

- Torino District: in the scenario A the residual waste is sent directly to incinerator whereas in the scenario B it is before sent to an MBT plant. An MBT plant allows to separate the organic fraction of residual waste from the dry one. The former is stabilized in a composting plant and therefore disposed in a sanitary landfill where it produces less biogenic emissions than an organic one. The

latter is the most suitable to be sent to an incinerator thanks to its higher heat value and it allows to produce more energy;

- Cuneo District: in all scenarios the residual waste is sent to an MBT plant. Then is landfilled (scenario A1), used for the production of Refuse Derive Fuel (RDF) and then co-incinerated in a cement kiln (scenario A2 and B2) or sent to an incinerator (scenario B1).

IMPACT ASSESSMENT AND CONTRIBUTION ANALYSIS

The results of the LCA model for Torino District are presented in Table 2.

Table 2. LCIA of the 4 different scenarios in the Torino District – 1 t input.

Impact Category	Unit	1A (52% SC)	1B (52% SC + MBT)	2A (65% SC)	2B (65% SC + MBT)
ENERGY total GER	MJ	-13.898	-12.858	-17.362	-16.497
ENERGY non-renew	MJ	-7.476	-6.499	-8.811	-8.001
ENERGY renew	MJ	-6.422	-6.359	-8.551	-8.496
GWP100total	kg CO2eq	233	142	26	-46
GWP100fossil	kg CO2eq	-156	-160	-230	-241
GWP100bio	kg CO2eq	389	302	256	195

SC = Separate Collection; MBT = Mechanical Biological Treatment

As far as the Gross Energy Requirement (GER) indicator is concerned, it always shows a negative value, thanks to the contribution of recycling. Furthermore the scenarios with 65% of separate collection are most efficient than the ones with 52%. The same consideration can be done for Global Warming Potential (GWP) indicator, that shows even a negative value in the scenario 2B. Comparing the scenarios A and B, it is important underline that an MBT plant allows to reduce the GWP but in the same time reduces also the energy that could be gained. In fact, due to the separation of the organic fraction from the dry one, it allows to landfill a stabilized organic fraction (with a resulting lower production of biogenic carbone dioxide) but it also reduces the amount of waste that could be sent to incinerator.

As far as GER indicator is concerned, the contribution analysis carried out in the Torino District (Figure 2 and 3) highlights the importance of paper and plastic recycling and of electricity production from the incinerator (avoided products). As regards the GWP, the residual waste treatment contributes significantly to the production of greenhouse gases.

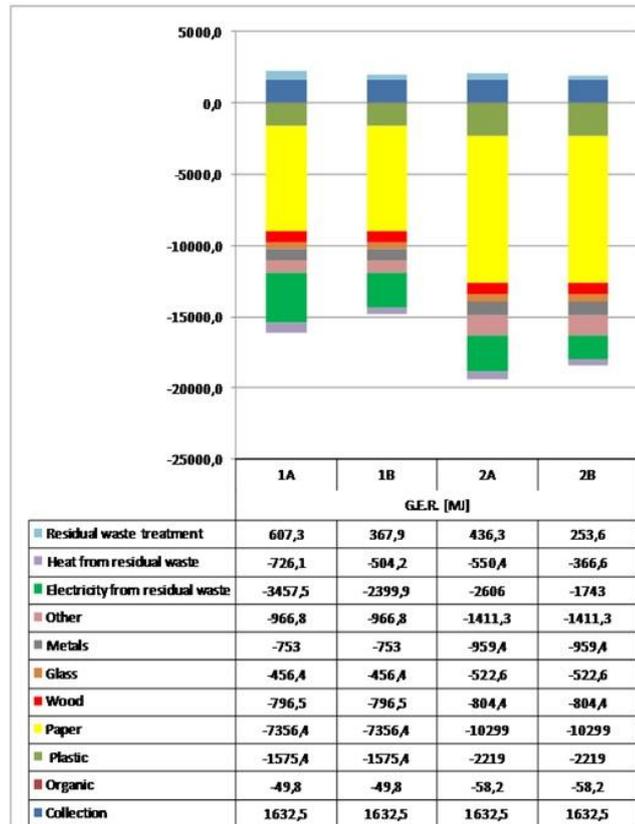


Figure 2. GER - Contribution analysis for 1t input in Torino District.

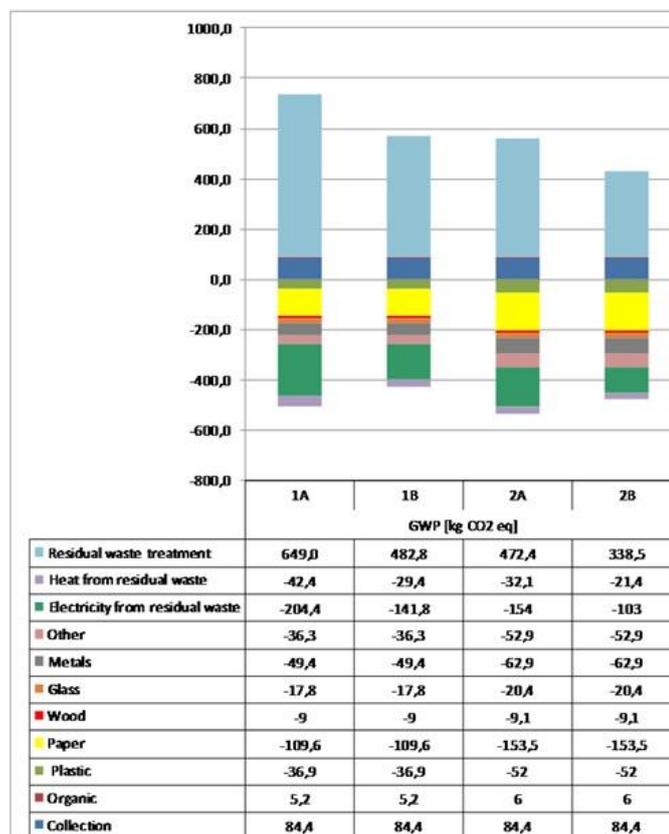


Figure 3. GWP - Contribution analysis for 1t input in Torino District.

Looking at the operations connected with the residual waste treatment (first three lines of Figure 2 and 3), it is important point out that as far as GER is concerned the sum of the operations is negative, whereas is positive as regards GWP. This means that the CO₂ avoided by the production of electricity and heat does not offset the total GHG emissions of the incinerator.

The remarks about the benefits achievable with recycling can be also done with references to Cuneo district. What is important outline is the best strategy for the treatment of residual waste that is becoming a strategic issue in the waste planning. A comparison between four different chains for disposal of residual waste was carried out. In particular:

- Chain 1: MBT plant + RDF + co-incineration in cement kiln (Scenario A2 Cuneo);
- Chain 2: Bio-Dry plant + RDF + co-incineration in cement kiln;
- Chain 3: Direct incineration of residual waste (Scenario 1A Torino);
- Chain 4: MBT + incineration of residual waste (Scenario 1B Torino).

The Figure 4 shows the results of this comparison in virtue of information, data and consideration obtained from the LCAs of Torino and Cuneo Districts.

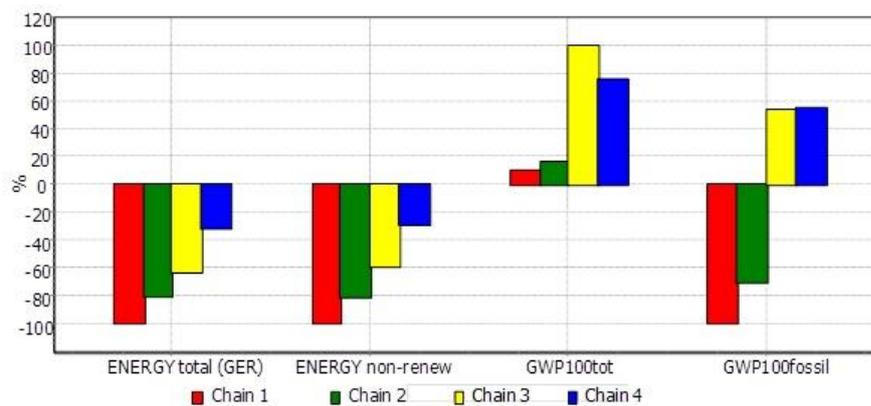


Figure 4. Comparison of different chains for disposal of residual waste in Torino and Cuneo District – 1t input.

CONCLUSIONS

The participatory approach to solve the matters regarding the waste management has been significantly positive and shows how is necessary that public administration has to work side by side with LCA experts to make sure that everyone involved can understand the results of a LCA study and work to implement the results. The studies show that the highest eco-efficiency is represented by the recycling. Efforts to increase the efficiency of recycling/separate collection should be done. The different strategies for energy recovery from residual waste (lower eco-efficiency option) has shown that is better use preferably existing cement kilns and that is necessary improve RDF chain efficiency in order the get more remarkable results.

REFERENCES

BLENGINI, G. A.; GENON, G.; FANTONI, M. **LCA del sistema integrato di gestione dei rifiuti nella provincia di Torino**, 2008. 50 pp. Available on: <<http://www.scribd.com/doc/23838701/LCA-Torino-Studio-Nov-08-RD-Incener>>. Last access: 01 set. 2010.

BLENGINI, G. A.; GENON, G.; FANTONI, M. **LCA del sistema integrato dei RSU nella Provincia di Cuneo**. Technical report of Politecnico di Torino realised in collaboration with “ATO-Rifiuti Cuneo - Associazione Ambito Cuneese Ambiente”. 2009. 47 pp.

EKVALL, T.; ASSEFA, G.; BJÖRKLUND, A.; ERIKSSON, O. and FINNVEDEN, G. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management, **Waste Management**, Vol. 27, pp. 989–996. 2007.

FINNVEDEN, G. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems, **Resources, Conservation and Recycling**, Vol. 26, pp. 173–187. 1999.



ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DE UM RESERVATÓRIO DE AR COMPONENTE DE UM COMPRESSOR DE AR

*Guilherme Marcelo Zanghelini**; *Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga*; *Sebastião Roberto Soares*

RESUMO

A Análise e de Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia da Gestão Ambiental que avalia todo o ciclo de vida de um produto ou serviço, identificando impactos ambientais associados a certas categorias de impacto. É uma ferramenta que fornece embasamento técnico para a tomada de decisões que venham a obter ganhos ambientais e econômicos. Este estudo abordou a ACV de um reservatório, componente de um compressor de ar produzido pela empresa Schulz S/A, localizada em Joinville, no nordeste de Santa Catarina. Os principais objetivos foram a identificação das etapas que mais participam dos impactos nesta cadeia produtiva e a elaboração de uma reflexão inicial, com o intuito de melhorar a produção, no sentido de diminuir estes impactos. O estudo ocorreu no decorrer do primeiro semestre de 2010. Os dados primários foram disponibilizados diretamente pela indústria através de setores de engenharia e de produção ou coletados na linha de produção. Enquanto que os dados secundários foram obtidos da base de dados *Ecoinvent*. Para a etapa de ACV, este estudo utilizou o método CML 2001 através do *Software SimaPro 7.1*. A etapa da cadeia produtiva de maior participação para o impacto final foi a obtenção das chapas metálicas, matéria-prima principal da composição do reservatório, sendo que a categoria de impacto mais influenciada por esta atividade foi a Ecotoxicidade da Água Doce, seguido pela categoria Aquecimento Global. Das etapas de produção, a soldagem de componentes se mostrou de maior participação em média do impacto final associado a este componente, com as categorias de impacto Aquecimento Global e Ecotoxicidade Humana tendo maior participação.

PALAVRAS-CHAVE: Compressor de Ar; Processo Produtivo; Análise do Ciclo de Vida.

INTRODUÇÃO

O compressor de ar é uma ferramenta que fornece ar comprimido a uma dada pressão. Sua utilização transcende os setores produtivos e se mescla a uma série de atividades humanas, que variam desde necessidades básicas como enchimento de pneus, atividades de lazer, prestação de serviços entre outras (SCHULZ S/A (b), 2009). Na atualidade não existe outra ferramenta que supra a necessidade do fornecimento de ar comprimido com tamanha eficiência e praticidade.

Este estudo apresenta uma Análise de Ciclo de Vida (ACV) de um dos principais componentes de um compressor de ar, o reservatório de ar comprimido. O principal objetivo foi indicar a atividade de maior participação para o impacto ambiental no processo produtivo. A sua importância reside na necessidade de uma revisão no atual estilo de produção e consumo. As indústrias deverão procurar uma produção ambientalmente sustentável, refletindo na sociedade e no meio ambiente de um modo geral que sofrerão menor impacto.

* Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida. Campus Reitor João David Ferreira Lima, Bairro Trindade, Florianópolis, CEP: 88040-970, Santa Catarina, Brasil. +55(48) 3721-7754 / guizanga@hotmail.com.

METODOLOGIA

A realização deste presente trabalho, referente principalmente à coleta de dados, passou-se na Empresa Schulz S/A, instalada no Município de Joinville, SC. O posterior tratamento dos dados realizou-se na sala de análise de dados do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (GPACV) no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Optou-se por avaliar o reservatório do compressor modelo CSL20BR/200L, pois é bastante empregado no mercado brasileiro.

O objetivo principal do estudo foi indicar a atividade de maior participação para o impacto ambiental no processo produtivo de um reservatório de ar deste compressor.

Unidade Funcional

A unidade funcional é 200 litros de ar armazenado, que é a capacidade de um reservatório, representado na Figura 1.

Limitação do Sistema

Este estudo de ACV compreendeu a aquisição das matérias-primas e posterior fabricação do reservatório. Portanto, é um estudo “do berço ao portão”, conforme Figura 2.



Figura1. Componente reservatório de um compressor. (Fonte: SCHULZ S/A (a), 2010).

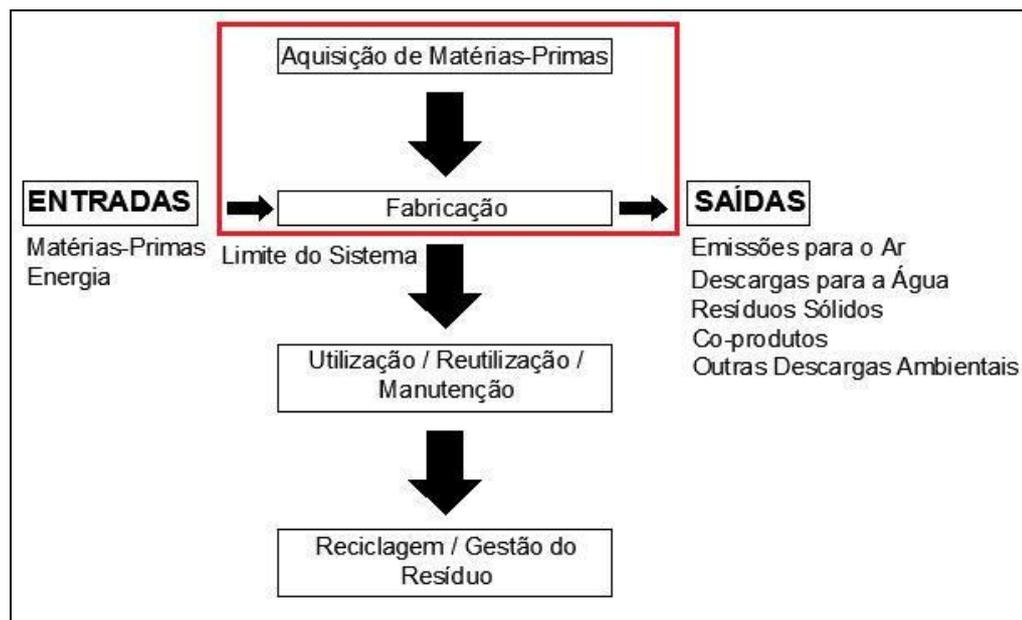


Figura 2. Limitação do Sistema. (Adaptado: CHEHEBE, 2002).

Os dados deste trabalho são divididos em primários e secundários, de acordo com sua origem. Os dados primários são aqueles levantados diretamente, da própria fonte a ser estudada. Aqui se encontram todos os dados referentes à fabricação do reservatório. Já os dados secundários são aqueles que foram acrescentados de acordo com a base de dados *Ecoinvent*. Aqui se classificam as informações relativas à obtenção das matérias-primas.

Quanto à coleta, as fontes dos dados primários foram: Dados fornecidos pela empresa, através de pesquisa documental e da base de dados dos setores de processos de produção, de engenharia de produtos, de requisição de materiais e demais áreas de apoio; Pesquisa de campo, através de medições e coletas no parque fabril/linha de produção e aplicação de questionário aos funcionários da empresa. O material necessário para a realização destas coletas consistiu em equipamentos de proteção individual; Cronômetro; Balança e Amperímetro. Os dados secundários, não necessitaram ser coletados uma vez que são originários da base de dados *Ecoinvent*.

Quanto aos dados primários, existem seis qualidades de informação de interesse deste trabalho. A primeira delas são as informações de um produto. Estes valores foram fornecidos pelos setores de engenharia e desenvolvimento de compressores e de processos de produção. Neste caso a informação não sofreu quaisquer tratamentos estatísticos. A segunda foram os dados obtidos na linha de produção. Estes foram coletados e pesados em balanças de precisão. O tratamento estatístico limitou-se a médias aritméticas. A terceira coleta de dados foram aquelas que necessitaram ser divididos por algum tipo de produção da fábrica. Dentro desta qualidade de dados se enquadraram grande parte dos valores de resíduos gerados. A energia elétrica deve ser classificada separadamente, então como uma quarta qualidade. Foi medida na linha de produção através do uso de um medidor de corrente elétrica (amperímetro) e ainda, sofreu tratamento estatístico. A quinta qualidade de informação são os transportes externos das principais matérias-primas. Foram levantadas de acordo

com informações dos funcionários do recebimento de materiais na linha de produção. Por último, a sexta qualidade, o ar comprimido foi levantado através dos dados técnicos do compressor industrial instalado na Schulz e que fornece o ar pressurizado para toda a fábrica.

Algumas entradas e saídas do processo produtivo do reservatório não foram consideradas. A geração de pó de aço é irrisória por produção de reservatório, se comparado com a geração de retalhos e sobras de chapa nas mesmas etapas. Os transportes externos não foram levados em conta para pequenas representações das entradas. As saídas gasosas, não foram computadas por dificuldade de coleta.

Os Processos Unitários de Fabricação do Reservatório levantados na linha industrial são: Descarregamento; Estocagem; Corte a Plasma; Calandragem; Soldagem Longitudinal; Corte de Guilhotina; Corte Circular; Prensagem Hidráulica; Lavagem de Tampos; Rebordo; Montagem de Tampo; Soldagem Circunferencial; Colocação de Pé, Base e Conexões; Teste hidrostático; Carga; Jateamento de Granalha; Limpeza; Pintura a Pó; Secagem; Pré-Descarga.

A análise dos dados coletados foi realizada através do programa computacional SimaPro, com base em um dos seus métodos, o CML2001. Dentre as categorias recomendadas pelo CML2001 para a avaliação de impactos ambientais, foram utilizadas: Depleção de recursos abióticos; Acidificação; Eutrofização; Mudança climática; Depleção de ozônio estratosférico; Toxicidade humana; Ecotoxicidade da água doce; Ecotoxicidade marinha; Ecotoxicidade Terrestre; e Formação fotoquímica de oxidante. Em virtude da importância da geração de resíduos neste processo, e do consumo energético, às categorias de impactos do CML 2001 foram acrescentadas outras duas: Demanda Total de energia acumulada e Quantidade de resíduos (original do método EDIP 2003). Para este presente estudo, optou-se por utilizar referências globais com valores mundiais do ano de 1995.

RESULTADOS

Análise de Impacto de Ciclo de Vida

A Figura 3 apresenta uma divisão geral entre processos e produtos desta ACV. Como se trata de um estudo do berço ao portão, portanto, toda a obtenção de matérias-primas foi considerada como sendo produtos necessários para a fabricação do reservatório. Enquanto que as etapas de produção foram consideradas como processos. De modo geral, os produtos são os maiores responsáveis pelo impacto ambiental final sob todas as categorias de impacto com exceção da Acidificação, da Toxicidade Humana e da Quantidade de Resíduo gerado.

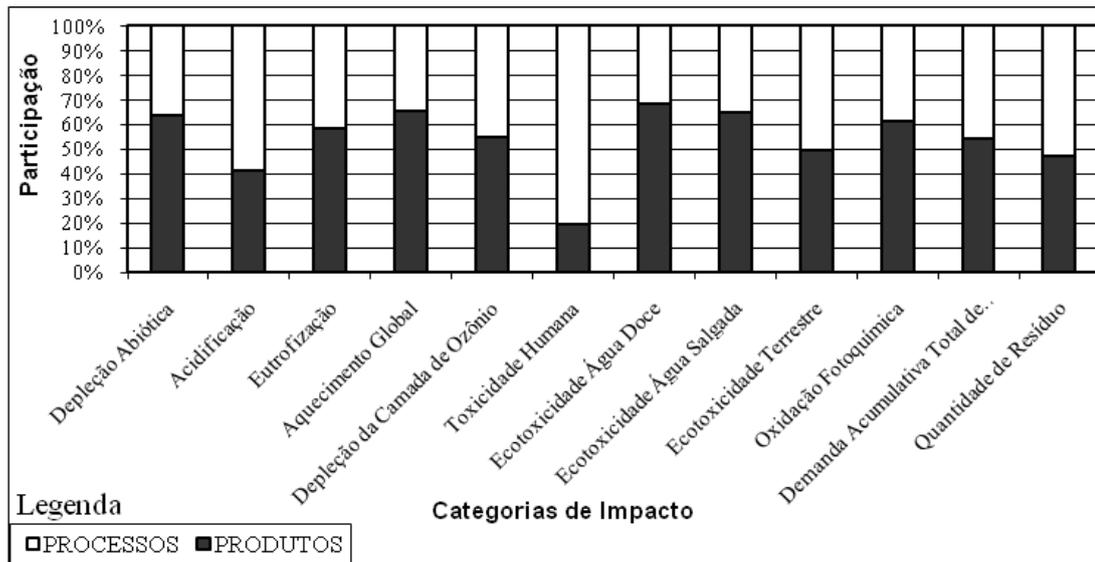


Figura 3. Divisão de impactos entre processos e produtos.

A Figura 4 detalha os processos e os produtos segundo suas participações no montante final do impacto ambiental gerado pela produção deste componente. A obtenção da matéria-prima principal é a atividade que mais contribui para o impacto final da fabricação do produto selecionado (reservatório de ar) com uma média de participação de 50 % do total dentro do escopo deste estudo. Na seqüência está o processo de soldagem de componentes, com 11,6 % em média e em terceiro, a soldagem circunferencial dos tampos, com 5 % de contribuição.

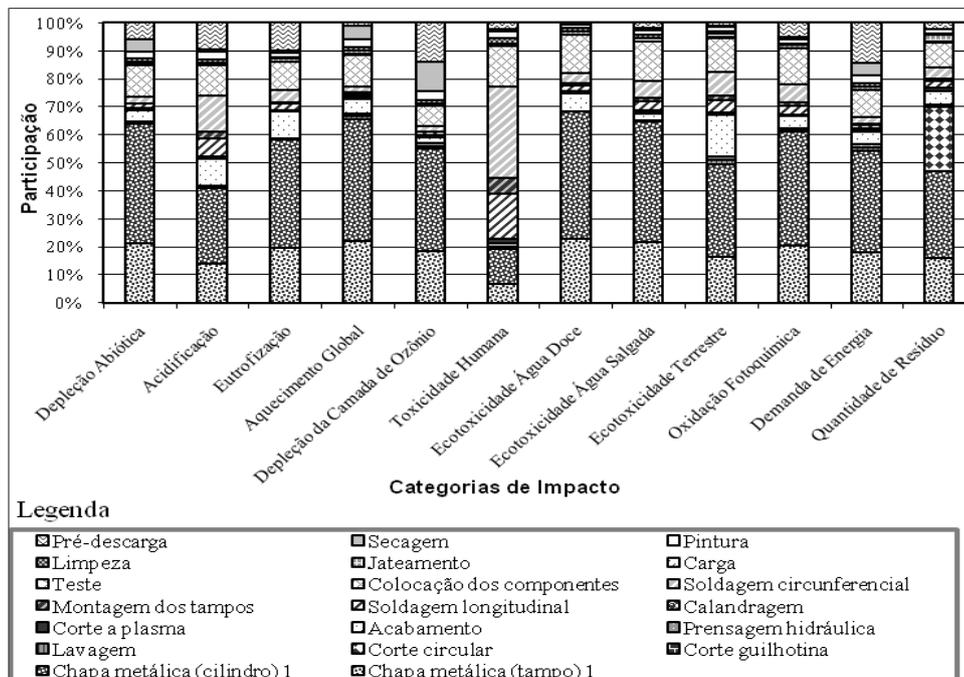


Figura 4. Gráfico detalhado de divisão de impactos entre processos e produtos.

CONCLUSÕES

As ações de melhoria devem recair primeiramente sobre estes últimos dois processos, uma vez que a obtenção das chapas metálicas provém de outra empresa, a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), fora dos limites da Schulz S/A, o que dificulta a implementação de ações diretas de melhoria. Recomenda-se a realização de uma simulação computacional utilizando o programa SimaPro para criar cenários diversos de utilização de matérias-primas, transportes e energia, buscando sempre a diminuição do impacto ambiental final. Deste modo é possível identificar melhores opções para a produção deste reservatório.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na seqüência deste estudo, a realização das coletas que não foram aqui consideradas, principalmente as emissões gasosas e a utilização e disposição final do próprio reservatório resultarão em números mais fieis ao impacto real que este sistema de produto representa.

Atuando diretamente nos pontos de maior geração de impacto deste processo produtivo, os resultados e melhorias surgirão com economia de tempo e de recursos. Aplicando-se esta metodologia quando no início do desenvolvimento de novos produtos, permite-se a escolha das alternativas mais eficientes para a cadeia produtiva.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009. 21 p.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do Ciclo de Vida de Produtos**: Ferramenta Gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2002. 104 p.

SCHULZ S/A (a) **Catálogo de Produtos**: Compressores. Disponível em: <<http://www.schulz.com.br>>. Acesso em: 26 abr. 2010.

SCHULZ S/A (b). **Fundamentos da Energia Pneumática**: Princípios e Aplicações. Joinville: Schulz S/A, 2009. 54 p.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE LEITE EM MESORREGIÕES DE SANTA CATARINA

*Francieli Tatiana Olszensvski**; *Vamilson Prudêncio da Silva Jr*; *Sara Meireles*; *Cristiane Maria de Leis*; *Fernanda Souza Lenzi*; *Sebastião Roberto Soares*

RESUMO

A pecuária leiteira é uma prática utilizada em todo território nacional. Santa Catarina caracteriza-se por um grande número de pequenos produtores, distribuídos ao longo do território, sendo responsável por importantes impactos econômicos e ambientais, o que a torna objeto de estudos e avaliações. O objetivo deste trabalho foi avaliar e comparar os impactos ambientais oriundos dos sistemas de produção de leite das mesorregiões Oeste, Sul e Leste do estado de Santa Catarina, representados por 37 propriedades, utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A unidade funcional adotada foi o fornecimento de 1 kg de leite resfriado, e o método para a avaliação foi CML 2001 modificado. Os resultados demonstraram que a mesorregião Sul apresenta a maior contribuição para as categorias de acidificação (0,02 kg SO₂ eq) e eutrofização (0,02 kg PO₄ eq). A mesorregião Leste apresenta a maior contribuição para o aquecimento global (1,5 kg CO₂ eq), e a demanda cumulativa de energia (4,7 MJ eq) e a Oeste apresenta maior impacto na ocupação de terra (2 m²a). A contribuição para as categorias de acidificação e eutrofização do Leste estão associadas ao método de fertilização do solo. O consumo de energia do Leste deve-se a produção de ração para a alimentação dos animais.

PALAVRAS-CHAVE: Impactos ambientais; Leite; Análise do Ciclo de Vida; ACV.

INTRODUÇÃO

No Brasil, a pecuária leiteira é uma atividade praticada em todo território nacional (ZOCAL *et al.*, 2004). As condições climáticas do país permitem a adaptação da atividade às peculiaridades regionais. Há sistemas com diferentes graus de especialização, desde propriedades de subsistência, utilizando técnicas rudimentares e produção diária menor que dez litros, até produtores comparáveis aos mais competitivos do mundo, usando tecnologias avançadas e com produção diária superior a 50 mil litros (ZOCAL; GOMES, 2005).

Entre as regiões produtoras do país, destaca-se o estado de Santa Catarina (SC), onde a região Oeste é caracterizada por uma atividade desenvolvida predominantemente em unidades de produção familiar de pequeno porte, em regime de pastejo e com emprego de pequenas quantidades de concentrados (BERTO; BERTO, 2007). Na região Sul de SC, a mão de obra também é familiar e grande parte da alimentação dos animais não é produzida na propriedade, necessitando que estes insumos venham de outras regiões. Na região Leste, assim como nas demais regiões a produção é familiar e os alimentos são produzidos na própria propriedade.

Devido ao aumento recente da produção anual do estado e do país, esta atividade torna-se alvo de avaliações econômicas e ambientais. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar e

* Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida. Campus Reitor João David Ferreira Lima, Bairro Trindade, Florianópolis, CEP: 88040-970, Santa Catarina, Brasil. +55(48) 3721-7754 / francieli@ens.ufsc.br.

comparar os impactos ambientais oriundos dos sistemas de produção das regiões do Oeste, Sul e Leste de SC, utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Conforme a norma NBR ISO 14040 (ABNT, 2009), a ACV é uma metodologia que proporciona uma avaliação qualitativa e quantitativa dos impactos provocados pelos produtos, não apenas durante os processos produtivos, mas também ao longo dos demais estágios da vida do produto.

A avaliação ambiental da atividade leiteira já vem sendo estudada em alguns países da Europa. Pode-se destacar os estudos de ACV realizados na Suécia (CEDERBERG; MATTSON, 2000), na Noruega (HOGAAS, 2002), na Alemanha (HAAS *et al.*, 2001) na Espanha (HOSPIDO; MOREIRA ; FEIJOO, 2003) e em Portugal (CASTANHEIRA, 2008).

METODOLOGIA

Objetivo e escopo

O objetivo do estudo foi avaliar os impactos ambientais associados à produção de leite em propriedades de três mesorregiões de Santa Catarina, no período de julho de 2004 a junho de 2005. A unidade funcional (UF) definida foi o fornecimento de 1 kg de leite resfriado na propriedade. O escopo do processo produtivo estudado está apresentando na Figura 1.

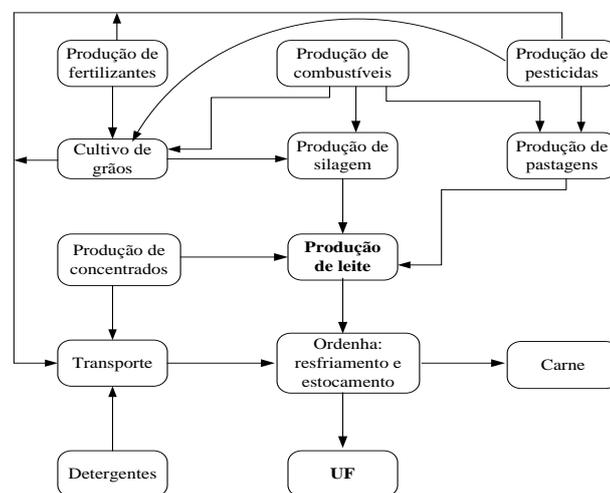


Figura 1. Limites do sistema do processo produtivo. (Adaptado de Hogaas, 2002).

Alocação

Consistiu em atribuir 85,3% dos fatores de impactos ambientais à produção de leite e 14,7% para carne, levando em conta a destinação econômica dos produtos.

Análise do Inventário

Os dados de inventário da produção leiteira das três regiões foram fornecidos pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri).

Foram estudadas 37 propriedades, sendo distribuídas da seguinte forma: 8 propriedades na mesorregião Oeste, 14 no Sul e 15 no Leste. A média dos dados de inventário de cada região foi calculada com o auxílio do programa EXCEL® e os resultados obtidos foram inseridos no programa Simapro®. Foram considerados na construção do inventário: insumos, emissões de substâncias para o ar, solo e água nas diversas fases do ciclo de vida. As principais contribuições vêm das emissões das pastagens, culturas e forragens, emissões entéricas dos animais e emissões da fase de tratamento de adubos orgânicos usados como fertilizantes. As emissões das pastagens e entéricas nesta fase do trabalho ainda não foram estimadas, mas para este estudo considerou-se preliminarmente os mesmos níveis de emissões considerados para um estudo realizado na França em 15 propriedades com características semelhantes aquelas aqui estudadas, localizadas da região de Poitou-Charantes, entre 2005 e 2007 (VAN der WERF; KANYARUSHOKI; CORSON 2009). Entretanto, para a produção de alimentos, secagem de grãos, queima de diesel e energia elétrica, os processos foram adaptados para a situação brasileira. A base de dados utilizada foi a *Ecoinvent*®, embora seja específica para a Europa, considerou-se que a maioria dos processos de produção são semelhantes.

Avaliação dos impactos ambientais

O método de avaliação adotado para a produção de leite nas 37 propriedades foi o CML 2001, pois considera todas as categorias de impacto selecionadas, exceto a demanda de energia, categoria que foi devidamente acrescentada ao método. As categorias de impactos adotadas para representar os impactos da produção nas propriedades foram: acidificação, eutrofização, aquecimento global, ocupação de terra e a demanda de energia.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para as categorias de impacto ambiental selecionadas, os resultados estão apresentados na Tabela 1. A mesorregião Sul apresentou maior contribuição para as categorias de acidificação (0,02 kg SO₂ eq) e eutrofização (0,02 kg PO₄ eq). A mesorregião leste apresentou maior contribuição para o aquecimento global (1,5 kg CO₂ eq) e Demanda total de energia (4,7 MJ eq), e a Oeste apresentou a maior contribuição para a ocupação de terra (2 m²a).

Tabela 1. Impactos da produção de 1 kg de leite resfriado, na propriedade, em três regiões de Santa Catarina.

Categoria de impacto	Unidade	Oeste	Leste	Sul
Acidificação	kg SO ₂ eq	0,013	0,012	0,021
Eutrofização	kg PO ₄ eq	0,015	0,015	0,019
Aquecimento global (GWP100)	kg CO ₂ eq	1,518	1,522	1,434
Ocupação da Terra	m ² a	2,094	1,888	1,759
Demanda de Energia Cumulativa Total	MJ eq	4,338	4,663	2,705

A maior parte das emissões de SO₂ eq. na mesorregião Sul é proveniente da produção de fertilizantes, ao contrário do Oeste e do Leste do estado. Isto se deve ao fato de que nas propriedades do Sul utiliza-se cama de aviário como adubo orgânico. Em relação à eutrofização, a maior contribuição para este impacto ambiental é oriunda das emissões do próprio funcionamento das fazendas de leite.

A maior contribuição para a categoria de impacto demanda de energia cumulativa ocorre na mesorregião Leste e está associada à produção e uso de ração, seguido da produção de fertilizantes, transporte e por último, produção de pesticidas. Já nas outras duas mesorregiões a principal contribuição nesta categoria deve-se à produção de fertilizantes.

Em todas as mesorregiões, a produção de alimentos é a maior contribuinte no consumo de energia. No Leste a produção de alimentos tem maior participação quando comparada com as demais regiões. As quantidades de kg de CO₂ eq. para as três mesorregiões Leste, Oeste e Sul (respectivamente 1,52, 1,52 e 1,43 CO₂ eq.), estão muito próximas devido à semelhança nas atividades exercidas no funcionamento das fazendas leiteiras. Estes valores estão superiores aos encontrados por Cederberg; Mattson (2000), cujo estudo avaliou a produção orgânica e convencional na Suécia, obtendo 0,9 kg de CO₂ eq. para o sistema orgânico e 1,1 kg de CO₂ eq. para o sistema convencional. Os resultados apresentados pelos autores são também inferiores aos de Castanheira (2008).

A energia cumulativa total para este estudo apresenta valores próximos aos do estudo de Cederberg; Mattson (2000), que obtiveram 3,55 MJ para sistema convencional e 2,55 MJ para o sistema orgânico. Nota-se uma similaridade com a mesorregião sul de SC, onde os maiores contribuintes foram o uso de energia elétrica e a produção de fertilizantes.

As emissões na propriedade (produção e manutenção de pastagens, forragens e emissões entéricas dos animais) seguidas da produção de alimentos são os fatores que mais contribuem para acidificação e eutrofização por kg de leite produzido. Assim a melhoria dos índices técnicos, como quantidade de massa verde produzida por ha, quantidade de grãos produzidos e a quantidade de leite produzida por animal, contribuirão indiretamente para diminuir a quantidade de impacto por litro de leite produzido.

CONCLUSÕES

A mesorregião Sul apresentou os maiores valores de indicador de acidificação e eutrofização por litro de leite produzido, devido ao emprego de cama de aviário na fertilização do solo. A mesma

apresenta o menor consumo de energia por litro de leite produzido, devido aos melhores índices de produtividade obtidos.

O consumo mais expressivo de energia na mesorregião Leste está associado à produção e uso de ração, produção de fertilizantes, transporte e produção de pesticidas. Para as demais mesorregiões é a produção de fertilizantes o maior contribuinte.

As emissões oriundas da produção e manutenção de pastagens, forragens e emissões entéricas dos animais, que são originadas na fazenda e na etapa de produção de alimentos são as que possuem maior contribuição para o potencial de acidificação e eutrofização nas mesorregiões estudadas. Porém, são dados secundários para as três mesorregiões, por isso, recomenda-se a interpretação cautelosa dos resultados ora apresentados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009. 21p

BERTO, J. L.; BERTO, J. L. O balanço anual de Nitrogênio (N) em sistemas de criação leiteiros no Oeste de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.2, n.1, fev. 2007.

CASTANHEIRA, É. G. **Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos lácteos fabricados em Portugal Continental**. 2008. 169f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, 2008.

CEDERBERG, C.; MATTSSON, B. Life cycle assessment of milk production: a comparison of conventional and organic farming. **Journal of Cleaner Production, Oxford**, v. 8, n. 1, p. 49-60, Feb. 2000.

HAAS, G.; WETTERICH, F.; KÖPKE, U. Comparing organic, intensive and extensive grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Oxford, v. 83, n. 1/2, p. 43-53, Jan.2001.

HOGAAS, M. Life Cycle Assessment (LCA) of Industrial Milk Production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 7: 115-126, 2002.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Simplified life cycle assessment of galician milk production. **International Dairy Journal**, 13: 783-796, 2003.

VAN der WERf, H. M.; KANYARUSHOKI, C.; CORSON, M. S. (2009). An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, 90(11),3643-3652.doi:10.1016/j.jenvman.2009.07.003

ZOCCAL, R.; SOUZA, A. D. de; GOMES, A. T.; LEITE, J. L. B. **Produção de Leite na Agricultura Familiar**. 2004. Disponível em <<http://www.sober.org.br/palestra/12/09O433.pdf>>. Acesso em 06 dez. 2009.

ZOCCAL, R.; GOMES, A. T. Zoneamento da produção de leite. In: ZOCCAL, R.; et al. **A inserção do Brasil no mercado internacional de lácteos**. 1. ed. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2005. Cap. 13, p. 163 – 180.



PERFIL AMBIENTAL DE LA PRODUCCIÓN DE BIODIESEL EN LA REGIÓN PAMPEANA NORTE DE ARGENTINA

*Alejandro Pablo Arena**; *Roxana Piastrellini*; *Erika Novello*; *Sebastián Cuccia*; *Bárbara Civit*

RESÚMEN

El uso de biomasa con fines energéticos ha despertado grandes expectativas para la producción de biocombustibles líquidos capaces de sustituir los de origen fósil. Los biocombustibles pueden ser producidos en cualquier lugar del globo, pero los costos de la tierra y de mano de obra y las condiciones climáticas determinan que los países en desarrollo presenten ventajas competitivas. Sin embargo, en el parlamento europeo aparece una percepción negativa sobre los aspectos ambientales de los biocombustibles, y sobre la posibilidad de que se distorsione los mercados. Entre los aspectos que se empiezan a analizar se incluyen las condiciones de uso de la tierra, las emisiones de carbono, y el balance neto de energía. En el caso del biodiesel de soja la ausencia de datos locales, puede determinar la exclusión de este producto entre los admisibles al mercado comunitario. En este trabajo se presenta un estudio preliminar del perfil ambiental del ciclo de vida del biodiesel producido a partir de soja en la zona norte de la Pampa Húmeda Argentina, con el objetivo de identificar los puntos críticos de la cadena productiva, que requerirán estudios profundos. Se encuentra que una de las etapas que presenta mayor carga ambiental es la etapa de elaboración del aceite de soja.

PALABRAS-CLAVE: Biodiesel; Semilla de soja; Perfil ambiental; Análisis de Ciclo de Vida, ACV.

INTRODUCCIÓN

La producción de biocombustibles posee una eficiencia que estará determinada por la correspondiente a todos los procesos que concurren a su fabricación. Esto determina que haya situaciones en las que el resultado final sea mejor que el de las alternativas tradicionales, y otras en las que no lo sean. Es necesario por lo tanto adoptar metodologías de análisis globales, que contemplen todos los efectos ambientales de relevancia, y que incluyan todas las fases del ciclo de vida de los productos comparados. El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una metodología que satisface estas condiciones.

Existen pocos antecedentes de este tipo de estudio realizados en Argentina, y además se observan grandes divergencias entre los resultados obtenidos (CARBALLO *et al.*, 2008; DONATO *et al.*, 2005; DONATO *et al.*, 2008; HUERGA *et al.*, 2009; ARENA *et al.*, 2009), lo que alerta sobre la necesidad de profundizar la metodología a seguir, así como de mejorar la calidad de los datos intervinientes.

EL CASO ANALIZADO

El objetivo de este estudio es determinar de manera preliminar el perfil ambiental de la producción de biodiesel en Argentina, empleando aceite de semilla de soja como materia prima.

* Grupo CLIOPE – Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Mendoza Rodríguez, 273 (5500) Mendoza, Argentina. 0261-5244515 / aparena@frm.utn.edu.ar.

También pretende encontrar los puntos críticos donde será necesario aplicar mayores esfuerzos para la recolección de datos y para consideraciones metodológicas de mayor profundidad.

La región donde se localiza el estudio abarca el norte de la provincia de Buenos Aires, sur de Santa Fe y Entre Ríos, y sudeste de Córdoba, conocida como Región Norte de la Pampa Húmeda. La Unidad Funcional que se utiliza se define como 1 kilogramo de biodiesel obtenido a partir de aceite de semilla de soja. El análisis se efectúa considerando la etapa agrícola, la etapa de producción de aceite y la etapa de obtención de biodiesel.

En la etapa agrícola se consideran los procesos productivos de Soja Primera en Siembra Directa (SP-SD) y de Soja Segunda en Siembra Directa (SS-SD) por ser los más adoptados en la actualidad. El análisis contabiliza la fabricación y transporte de agroquímicos y el transporte de semilla de Soja RR, la fabricación de tractores y camiones que se emplean en las operaciones agrícolas, y el proceso de obtención del gasoil usado como combustible. No se ha considerado el impacto de la utilización de OGM.

Con respecto al cambio del uso del suelo se observan grandes divergencias entre los criterios considerados por diferentes grupos de estudio. Según Panichelli (2008) la deforestación para el cultivo de soja sólo se lleva a cabo en provincias que no integran la región Pampeana Norte. Por otro lado, informes publicados por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (2008) indican que la deforestación ocasionada por la dispersión geográfica del cultivo de soja afecta a varias provincias del país, entre ellas Córdoba y Santa Fe. Es por ello que en el presente trabajo se incluye un escenario alternativo que considera la deforestación del Bosque Chaqueño en estas provincias.

En la etapa de obtención de aceite, se considera que por cada tonelada de soja se obtienen 182 kg de aceite (19%) y 794 kg de harina de soja, resultantes del proceso de extracción por solventes (con hexano).

Además se considera que el biodiesel se obtiene por transesterificación del aceite de soja. Con este proceso, para la obtención de una tonelada de biodiesel es necesario 1,03 tn de aceite de soja, 102 kg de metanol, 6 kg de hidróxido de sodio, 6 kg de ácido sulfúrico y 350 kg de vapor de agua, obteniendo como subproducto 112 kg de glicerina.

En los procesos citados se ha considerado el inventario de energía eléctrica correspondiente a la Argentina, teniendo en cuenta datos de la Secretaría de Energía de la República Argentina (SERA, 2009).

RESULTADOS

En este estudio se han considerado las categorías de impacto incluidas en el método EDIP 2003 V1.01, utilizando como herramienta el *software* SimaPro, V. 7.1.

La asignación de cargas entre productos y co-productos, se realizó mediante una valoración económica. La Fig. 1 muestra que los mayores impactos están asociados a la producción del aceite de

soja, seguida del metanol, este último en particular en los impactos asociados a la reducción de la capa de ozono y residuos peligrosos. Del analisis de la categoría calentamiento global se aprecia un impacto positivo debido a la captura de CO₂ generada por el cultivo. El biodiesel presenta impactos preponderantes en las categorías eutrofización acuática y residuos radioactivos. La mayoría de estos impactos son producidos durante la elaboración del aceite de soja.

En la Fig 2 se observa que el elemento determinante en el proceso de extracción de aceite, es la producción de la semilla de soja. El sistema SP-SD tiene mayor incidencia con respecto al sistema SS-SD en todas las categorías de impacto, excepto en ecotoxicidad del suelo, debido principalmente a las variaciones de las técnicas agrícolas y fertilizantes aplicados en cada caso. Del analisis del sistema SP-SD surge que varios elementos participan con análoga incidencia, entre ellos la aplicación de fertilizantes y herbicidas, el transporte, y las actividades de cosecha.

Además, se planteó una hipótesis de que la glicerina producida como subproducto del biodiesel evita su producción en otros sistemas productivos. En la Fig. 3 se observa la influencia de la asignación consecencial, que resta a los impactos del biodiesel los impactos evitados por la producción de glicerina en una instalación convencional ad-hoc.

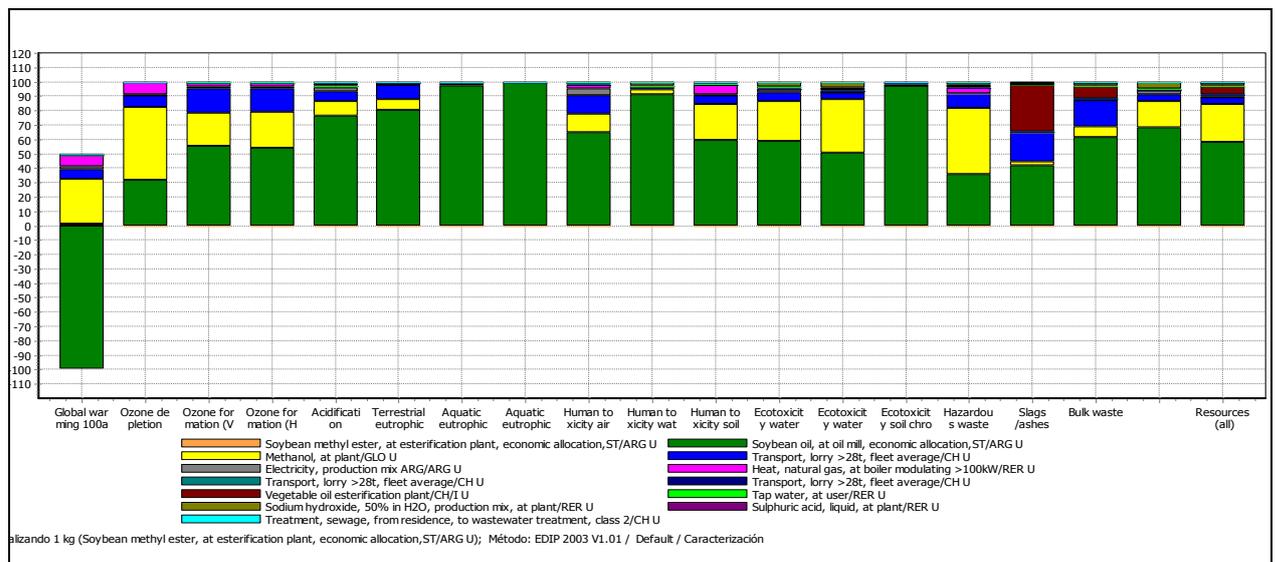


Figura 1. Caracterización del biodiesel de soja, asignación por atributos.

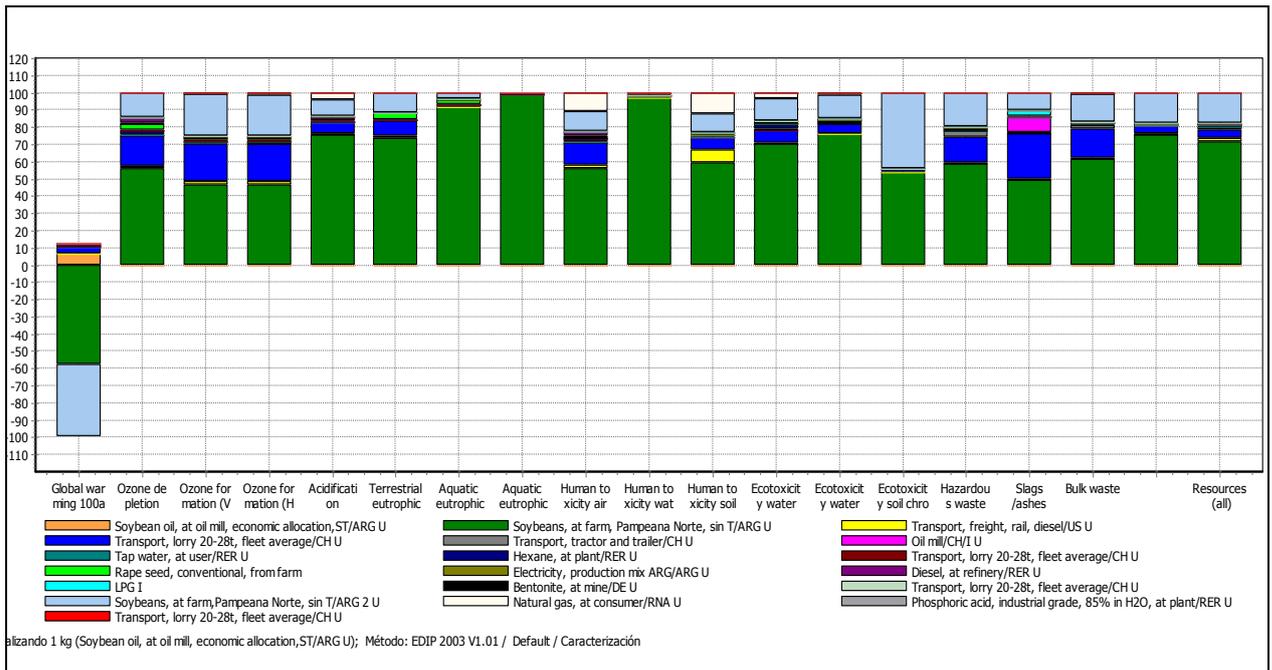


Figura 2. Caracterización del proceso de producción del aceite de soja. Asignación económica.

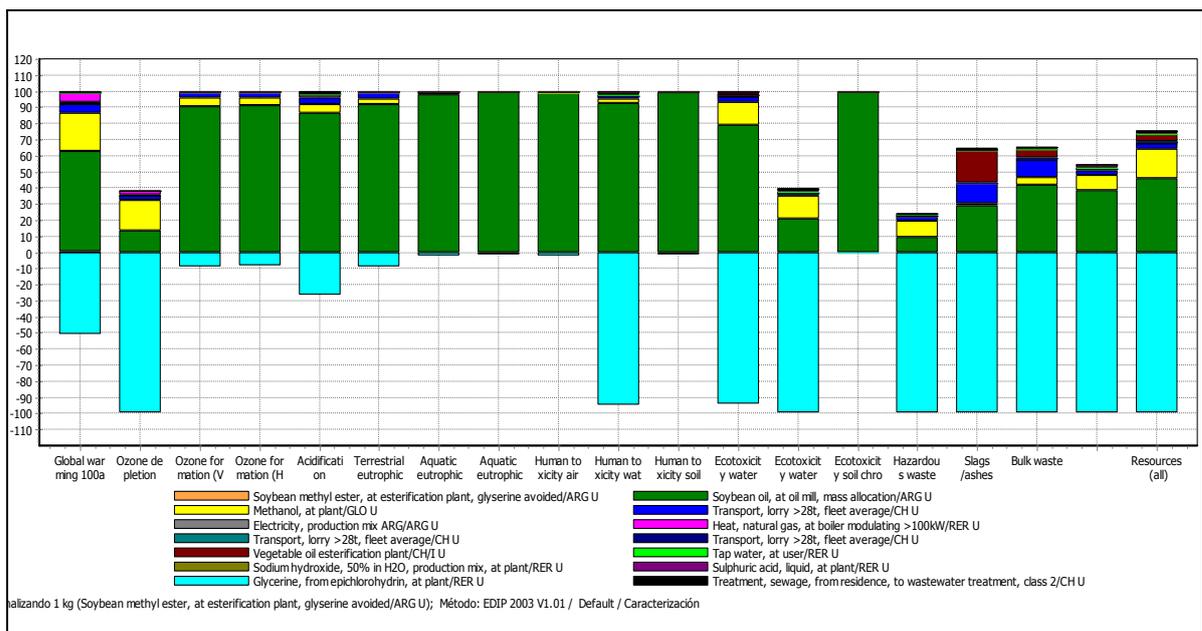


Figura 3. Caracterización del biodiesel de soja, asignación consecucional.

En la Fig. 4 se observa que al considerar las transformaciones en el uso de la tierra se incrementa principalmente el impacto en las categorías de calentamiento global y toxicidad humana.

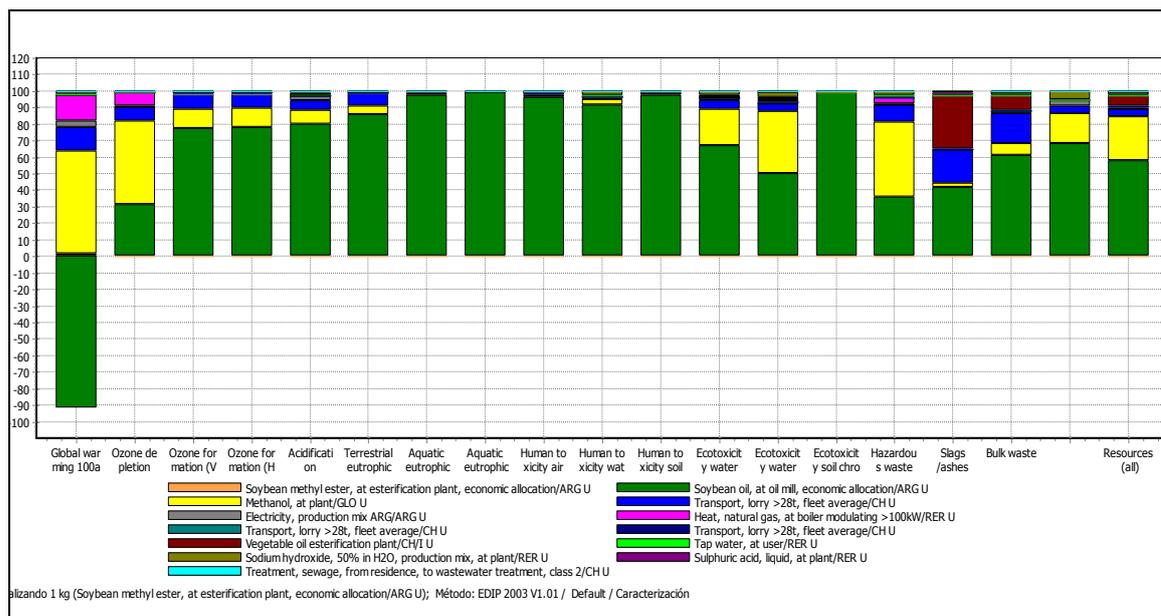


Figura 4. Caracterización del biodiesel de soja asignación por atributos, considerando el cambio de uso de tierra

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que en la producción de biodiesel a partir de soja la mayor carga ambiental se debe a la elaboración del aceite de soja. A su vez, en este subsistema es la semilla de soja, especialmente SP, la que determina en gran medida los impactos observados. Asimismo, los impactos generados al incorporar las transformaciones en el uso del suelo se asocian en mayor medida a la SP debido a que ocupa mayor porcentaje de superficie cultivada.

Por otra parte, se observa, en concordancia con experiencias anteriores, que el modo de considerar la co-producción, así como las diferencias en el método de asignación, resultan ser los aspectos que más influyen sobre los resultados del análisis.

Si se avanza en la asignación consecuencial, se debe realizar un análisis marginal que contemple un futuro basado en la producción de combustibles líquidos obtenidos a partir de biomasa, por lo cual podría aparecer sobre el mercado una cantidad de sub-producto que lo saturara completamente, y el excedente carecería de demanda. En lugar de ser un sub-producto que permitiría dar un “crédito” al sistema productivo del biodiesel, se convertiría en un residuo, y comenzaría a encarecerse su producción en términos energéticos y económicos.

REFERENCIAS

ARENA, A. P.; CURADELLI, S.; NOVELLO, E.; CUCCIA, S.; SARACENO, N.; CIVIT, B. **Estudio preliminar sobre el perfil ambiental de la producción de biodiesel a partir de semilla de soja en la región Pampeana Norte de Argentina**, Cap 4, pag 171-184. V ENIDI 2009, Encuentro de Investigadores y Docentes de Ingeniería. Desarrollos e Investigaciones Científico-Tecnológicas en Ingenierías 2009. Cap 4, pag 201-214. ISBN 978-950-42-0121-2.

CARBALLO, S.; FLORES MARCO, N.; ANSCHAU, A.; HILBERT, J. Spatial Analysis of the potencial crops for the production of biofuels in Argentina. In: **XXXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola CONBEA 2008**. Brasil, August 31 to September 4, 2008.

DONATO, L.; HUERGA, I.; HILBERT, A. **Balance energetico de la producción de biodiesel a partir de aceite de soja en la republica argentina**. 2008.

DONATO, L.; MOLTONI, L.; ONORATO, A. Estimación del consumo potencial de gasoil para las labores agrícolas en la provincia de Buenos Aires. **Publicación bimestral PROTECCIÓN PETROLERA: energía para la vida**. Año 1, N° 3. Julio/agosto 2005. Pág.: 8-12. 2005.

HUERGA, I.; HILBERT, J. A.; DONATO, L. **Balances energéticos de la producción argentina de biodiesel con datos locales de la etapa industria**, INTA Reporte N° Doc IIR-BC-INF-03-09. 2009.

PANICHELLI, L.; DAURIAT, A. y GNANSOUNOU E. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 2008.

SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA REPÚBLICA ARGENTINA. **El avance de la frontera agropecuaria y sus consecuencias**. Publicación de la Jefatura de Gabinete de Ministros, Marzo 2008.

SECRETARÍA DE ENERGÍA DE LA REPÚBLICA ARGENTINA. (2006). **Cálculo del factor de emisiones de CO2 de la red argentina de energía eléctrica**. Available at: <<http://energia3.mecon.gov.ar>>. Accessed 4 oct. 2007. Sheehan J, Duffield J, Shapouri.

MODALIDADE

PÔSTER



LEVANTAMENTO DE MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA (AICV) MAIS RECORRENTES EM ESTUDOS

Adriane Takeda ; André Luiz Tachard; Aldo Roberto Ometto*

RESUMO

O desafio de conciliar padrão de vida e sustentabilidade, buscando um equilíbrio que garanta recursos para as futuras gerações e respeito à capacidade suporte do meio, faz da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) uma das ferramentas mais importantes na avaliação de impactos ambientais de produtos e processos. Na aplicação de uma ACV, a fase de avaliação de impacto é dirigida à avaliação da significância de impactos ambientais potenciais, usando os resultados da análise de inventário. Diversos métodos de AICV foram ou estão sendo desenvolvidos em muitos países da Europa (Eco-indicator, CML, IMPACT 2002+, EDIP), Canadá (LUCAS), Estados Unidos (TRACI), Japão (LIME e JEPIX), entre outros. O presente estudo propõe, por meio de uma revisão sistemática, levantar os métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) existentes em artigos internacionais, focando-se em artigos de língua inglesa disponíveis em nove bancos de dados selecionados para esta pesquisa.

PALAVRAS-CHAVE: AICV; ACV; Revisão sistemática.

INTRODUÇÃO

Dados recentes de pegada ecológica mostram que tanto países desenvolvidos como em desenvolvimento ultrapassaram ou irão ultrapassar, em breve, a capacidade suporte do meio em termos de utilização dos recursos naturais. A busca por melhorias e mudanças para reverter esse quadro, principalmente quanto ao desempenho ambiental das atividades produtivas, faz da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) uma das ferramentas mais importantes como guia na busca por produtos e serviços mais limpos.

De acordo com Stanó (2005), em seu artigo para o Instituto do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente no Brasil (PNUMA Brasil), a ACV, por seu caráter abrangente e integrador, vem encontrando inúmeras aplicações, principalmente nas economias mais desenvolvidas. As empresas vêm utilizando a ferramenta para reprojeter ou promover melhorias no desempenho ambiental de processos, produtos e serviços, atender a demandas ou melhorar a comunicação com o mercado e orientar investimentos e estratégias. Os governos buscam obter, através da aplicação da ACV, subsídios para o estabelecimento de políticas voltadas para a gestão de produtos, de resíduos ou para a reciclagem, incluindo a criação de subsídios ou eco-imposto; visam também obter orientações para o estabelecimento de programas de rotulagem ambiental ou de “compras verdes”.

Um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida inclui quatro fases, sendo a terceira delas – a Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) – responsável por expressar em categorias de impactos e em valores as informações obtidas na fase de Inventário de Ciclo de Vida (ICV). Na prática, costuma-se

* Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. Departamento de Engenharia de Produção. Av. Trabalhador São-carlense, 400, Centro. São Carlos, CEP: 13566-590, São Paulo, Brasil. adriane_takeda@yahoo.com.br.

escolher um método de avaliação de impacto de ciclo de vida que é desenvolvido pelo país onde a ACV está sendo feita. Na Dinamarca, por exemplo, tende-se a usar o método dinamarquês *Environmental Design of Industrial Products* (EDIP). Entretanto, pode ser uma vantagem utilizar mais de um método quando o propósito é a verificação.

Bovea *et al.* (2007) comparou o ciclo de vida de gases refrigerantes em sistemas de refrigeração comerciais. Foram aplicados três métodos de avaliação de impacto ambiental: Eco-indicator 95, Eco-indicator 99 e EPS 2000 a fim de analisar a influência dos resultados. Uma vantagem é que mais categorias de impacto são cobertas, já que diferentes métodos tendem a incluir diferentes categorias de impacto.

Comenta-se também que os métodos *midpoints* fornecem resultados mais fiéis, enquanto os resultados de métodos *endpoints* são mais fáceis de serem entendidos e utilizados para tomadas de decisão (UDO de HAES *et al.*, 2002). A aplicação de duas abordagens fundamentalmente diferentes fornece uma melhor avaliação.

Outro exemplo de aplicação da metodologia de AICV é dado por Bovea *et al.* (2007) na indústria de azulejos cerâmicos da Espanha, principalmente nas empresas da Província de Castellón na costa do Mediterrâneo, onde há maior concentração destas indústrias. Os pesquisadores executaram uma análise de sensibilidade e três diferentes métodos de avaliação de impactos (Eco-indicator 95, Eco-indicator 99 e EPS 2000) foram empregados para avaliar a influência do método nos resultados.

Ainda não existe um consenso entre pesquisadores sobre uma metodologia única e eficiente para a AICV. Observa-se então o surgimento de inúmeros métodos de AICV, cada vez mais precisos e abrangentes, visando traduzir de forma mais sólida os impactos ambientais observados nas fases anteriores em categorias e valores de impacto.

MATERIAIS E MÉTODOS

Com o objetivo de conhecer os métodos de AICV realizou-se uma revisão sistemática em diversos artigos, provenientes de nove bancos de dados. A revisão sistemática (RS) é uma metodologia específica de pesquisa que - diferentemente da revisão de literatura, a qual consiste numa etapa inicial em qualquer pesquisa e não é conduzida de forma sistemática e sempre quando se inicia uma investigação - é desenvolvida formalmente e de forma sistemática (BIOLCHINI *et al.*, 2005).

Esse instrumento é construído ao redor de uma questão central, que representa o centro da investigação, e que é expressa pelo uso de termos e conceitos específicos, que devem ser endereçados sobre a informação relacionada a uma específica, pré-definida e estruturada questão. A pergunta respondida pela RS neste estudo foi: “quais são os métodos de AICV mais citados nos artigos internacionais e quais são os métodos de AICV mais utilizados pelos pesquisadores internacionalmente?”.

As bases de dados escolhidas para o levantamento dos métodos foram: *Scirus* (<http://www.scirus.com>); *Compendex* (<http://www.engineeringvillage2.org/>); *ISI Web of Science*

(<http://scientific.thomson.com/products/wos/>); *Research Communications for Scientists and Engineers* (<http://www.osti.gov/eprints/>); *Emerald* (<http://hermia.emeraldinsight.com/>); *Find Articles* (<http://www.findarticles.com/>); *Science Direct* (<http://www.sciencedirect.com/>); *IEEE Explore* (<http://ieeexplore.ieee.org/>); e *Scholar Google* (<http://scholar.google.com/>).

As palavras-chaves, que compõe a pergunta da pesquisa são: avaliação, impacto, ciclo de vida, método e metodologia. As expressões lógicas que combinam as palavras-chave e seus sinônimos que foram utilizadas de forma a obter a maior quantidade de estudos relevantes foram: “*life cycle impact assessment method*”, “*LCIA methodology*”, “*Life cycle impact assessment methoology*” e “*LCIA method*”.

RESULTADOS

Somando-se todo o material encontrado nas bases de dados entre os meses de junho e julho / 2008, foram encontrados 512 arquivos não repetidos. Os arquivos repetidos, encontrados em bases de dados diferentes, foram descartados. Ao final, foram efetivamente lidos e analisados 344 artigos internacionais de língua inglesa.

A Figura 1 apresenta os dez métodos de AICV mais citados nos artigos analisados. O método Eco-indicator 99 destaca-se dentre os demais pela quantidade de citações, já que está presente em 185 artigos.

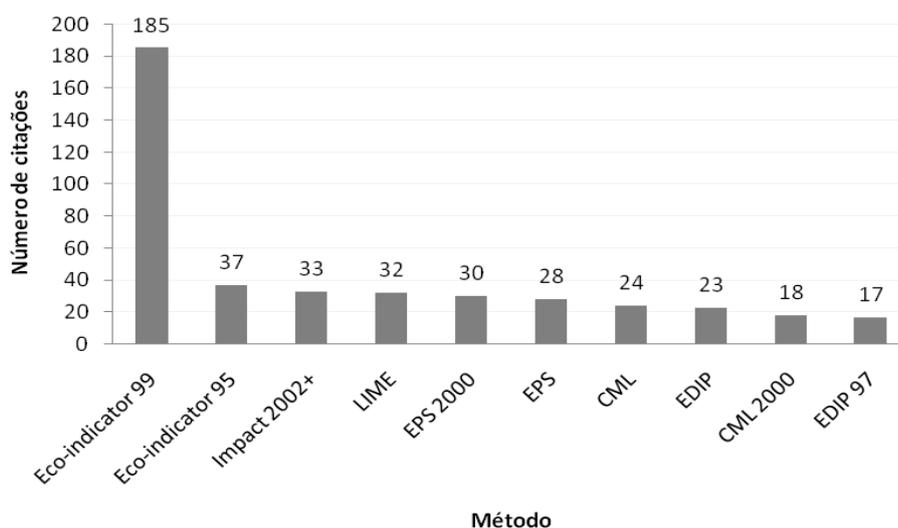


Figura 1. Número de citações por método.

A Figura 2 apresenta as famílias de métodos de AICV mais citadas. Novamente, nota-se como a família Eco-indicator destaca-se das demais, apresentando mais que o triplo de citações da Família CML.

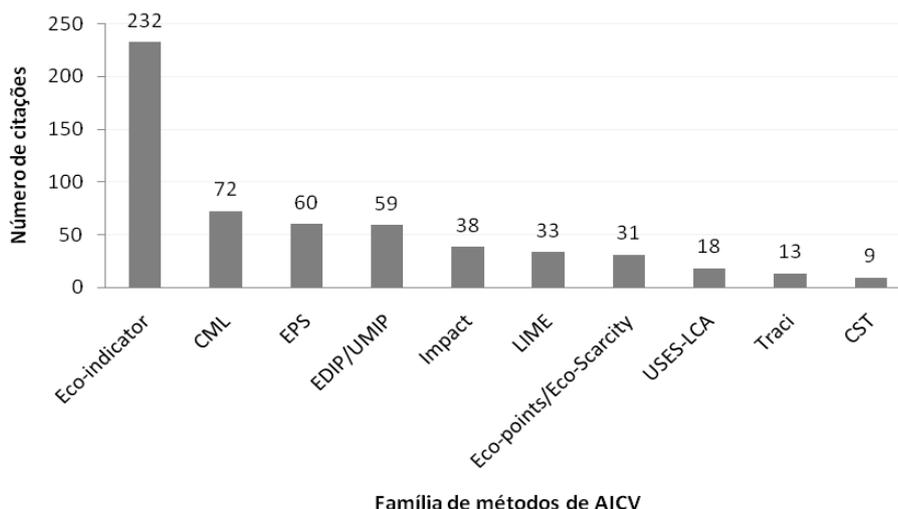


Figura 1. Número de citações por família.

Na Figura 3 são apresentados os dez métodos mais utilizados nos artigos pesquisados. O método que obteve o primeiro lugar para esta análise foi o Eco-indicator 99.

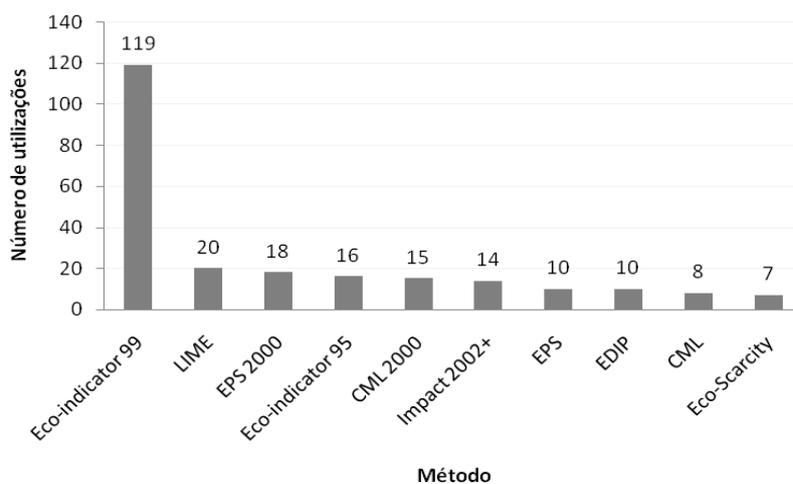


Figura3. Número de utilizações por método.

Em última análise, estudaram-se as famílias de métodos de AICV mais utilizadas (Figura 4). Embora a pesquisa tenha encontrado 85 métodos de AICV na literatura, a utilização de métodos de AICV está concentrada em basicamente sete famílias.

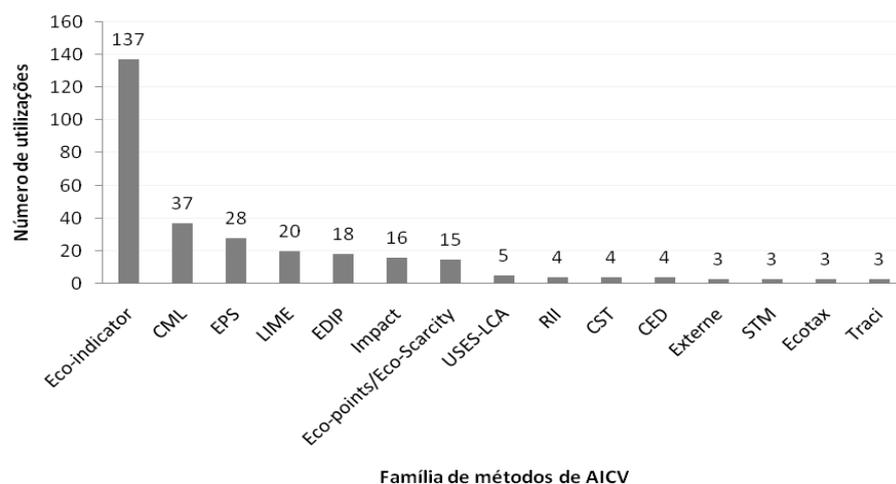


Figura 4. Número de utilizações por família.

CONCLUSÕES

A Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) tem especial importância dentro do processo da ACV, pois os métodos a serem utilizados nesta fase são escolhidos pelo executor da ACV e não há consenso sobre um método ideal a ser utilizado. Além disso, dependendo do método de AICV escolhido, diferentes resultados podem ser obtidos para o estudo, pois os métodos apresentam distintas abordagens (*midpoint* e *endpoint* ou uma combinação de ambos), categorias de impacto e formas de normalização e ponderação.

Apesar da grande variedade dos métodos, as citações e as utilizações dos métodos estão pouco distribuídas. Apesar dos 85 métodos encontrados citados em artigos, observa-se que as citações concentraram-se basicamente no método mais citado, Eco-indicator 99, que apresentou 185 citações. Além disso, os seis métodos mais citados concentram quase 75% das citações. Quanto aos mais utilizados, observa-se que os seis mais citados concentram 80% das utilizações.

Não há um consenso de metodologia para a AICV, o que se reflete no grande número de métodos encontrados nos artigos pesquisados. Notou-se também a necessidade de comparação mais aprofundada entre os diversos métodos encontrados. Uma comparação desse tipo está sendo feita por um programa da União Européia envolvendo duas universidades responsáveis pela criação do CML e do EDIP juntamente com outras universidades européias e parceiros industriais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BIOLCHINI, J.; MIAN, P. G.; NATALI, A. C. C.; TRAVASSOS, G. H. **Systematic Review in Software Engineering**. Technical Report (RT – ES 679 / 05), Systems Engineering and Computer Science Department COPPE/UFRJ Rio de Janeiro, May de 2005.

BOVEAL, M. D.; SAURA, U.; FERRERO, J. L.; GINER, J. Cradle-to-Gate Study of Red Clay for Use in the Ceramic Industry. **International Journal of Life Cycle Assessment** 12 (6) 439 – 447 (2007).

BOVEA, M. D.; CABELLO, R.; QUEROL, D. Comparative Life Cycle Assessment of Commonly Used Refrigerants in commercial Refrigeration Systems. **International Journal of Life Cycle Assessment** 12 (5) 299 – 307 (2007).

STANO, C. S. **Avaliação do Ciclo de Vida:** uma ferramenta que merece ser mais conhecida. JUN 2005 / JUL 2005 – Informativo 83. Disponível em: <http://www.brasilpnuma.org.br/pordentro/artigos_011.htm>. Acesso em: out. 2008.

UDO de HAES, H. A.; FINNVEDEN, G.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M.; HERTWICH, E.; HOFSTETTER, P.; JOLLIET, O.; KLÖPFFER, W.; KREWITT, W.; LINDEIJER, E.; MUELLER-WENK, R.; MUELLER-WENK, I.; PENNINGTON, D.; POTTING, J. and STEEN, B. 2002. **Life-Cycle Impact Assessment** – Striving towards best practice. US: SETAC Press.



ECODESIGN – AS ESTRATÉGIAS DE PROJETO DE PRODUTOS SUSTENTÁVEIS E OS PASSOS QUE AS EMPRESAS DEVEM SEGUIR PARA SUA IMPLANTAÇÃO

*Gece Wallace Santos Renó**; José Eduardo Zago; Aldo Roberto Ometto

RESUMO

Neste artigo busca-se demonstrar apesar da preocupação com a qualidade do meio ambiente ser relativamente nova, já que até a geração passada pouco se conhecia e se fazia com relação às questões ambientais, atualmente vivemos numa era de consciência elevada. Muito desta consciência surge a partir de grupos de interesse público, como as organizações não governamentais. Entretanto, os processos de fabricação de grande parte dos produtos atuais podem causar impactos negativos ao meio ambiente, como a geração de resíduos, a destruição de ecossistemas e a diminuição dos recursos naturais disponíveis. Da mesma forma os atuais modelos de desenvolvimento industrial ameaçam exceder os limites de sustentabilidade em termos da utilização de recursos naturais e geração de resíduos, ameaçando também o equilíbrio do clima, da vegetação e de produção de alimentos. Desta forma, o desenvolvimento sustentável por intermédio da eco-eficiência tem se tornado lema de muitas empresas que descobrem as vantagens competitivas na conservação dos recursos naturais e consciência ambiental. Dentro deste contexto surge o conceito de Projeto para o Meio Ambiente ou Ecodesign que será tratado neste artigo na sua estruturação de práticas de projeto, orientadas a criação de produtos e serviços sustentáveis em todo seu ciclo de vida.

PALAVRAS-CHAVE: Ecodesign; Desenvolvimento Sustentável; Projeto para Meio Ambiente; Engenharia Simultânea.

INTRODUÇÃO

O conceito de Ecodesign é recente, segundo Fiksel (1996) originou-se no início dos anos 90, com os esforços das indústrias eletrônicas dos EUA para criarem produtos que fossem menos agressivos ao meio ambiente. A partir desta época, tem crescido rapidamente o interesse pelo tema, principalmente em empresas que já desenvolviam programas de gestão ambiental e de prevenção da poluição, na grande maioria das vezes possuíam esta referência somente através de um certificado de ISO14001 como referência muito mais comercial do que realmente ambiental devido a pressão de mercados, leis e regras estaduais ou municipais que demandam demonstração de controles de não degradação do meio ambiente além de ações para recuperação de áreas degradadas. Desta forma, Ecodesign é definido como sendo um conjunto específico de práticas de projeto, orientado à criação de produtos e processos eco-eficientes, tendo respeito aos objetivos ambientais, de saúde e segurança, durante todo o ciclo de vida destes produtos e processos, Fiksel (1996). A prática de Ecodesign torna-se essencial para aquelas empresas que já reconheceram que a responsabilidade ambiental é de vital importância para o sucesso no longo prazo, pois promove vantagem como redução dos custos, menor geração de resíduos, gera inovações em produtos e atrai novos consumidores; fatores estes estão se tornando determinantes na obtenção de empréstimos e financiamentos bancários, participação em licitações, pontos estes que passam a

* UFSCar - Universidade Federal de São Carlos. Departamento de Engenharia de Produção. Rod. Washington Luis KM 235, São Carlos, CEP: 13560-000, São Paulo, Brasil. +55(19) 7804-1970 / gece.reno@dep.ufscar.br.

comprometer os resultados da empresa pela limitação de mercado e pela má visão desta em mercados já existentes. Somado a isto, segundo Echegaray (2005), atualmente os consumidores preocupam-se mais em adquirir produtos menos impactantes ao meio ambiente, em tempo tendências globais se colocam como condição, para os fornecedores, que os produtos e serviços tenham um projeto que vise o respeito ao meio ambiente.



Fonte: Globescan / Market Analysis Brasil

Figura 1. Que responsabilidades sociais uma empresa deve possuir? (Fonte: Echegaray, 2005).

Este crescimento na preocupação pela responsabilidade ambiental, no entanto não é percebido ou acreditado pela população como mostra a Figura 2.



Figura 2. Veracidade das matérias sociais e ambientais nas empresas. (Fonte: Echegaray, 2005).

Assim as pessoas desejam que as empresas sejam ambientalmente responsáveis em sua grande maioria, porém quase a metade não acredita que as práticas apresentadas pelas empresas sejam realmente verdadeiras ou efetivas, geralmente esta divulgação está ligada divulgação ou marketing da própria empresa.

DESAFIOS PARA IMPLANTAÇÃO DO ECODESIGN

Grandes empresas mostram-se abertas para a adoção de tecnologias ambientalmente responsáveis em seus produtos e processos, mas descobrem que a implantação de um projeto para o meio ambiente de forma consistente e efetiva é um desafio, principalmente pelos seguintes motivos: necessidade de pessoas qualificadas; a complexidade dos fenômenos naturais e suas análises; os sistemas econômicos nos quais os produtos são produzidos, utilizados. Assim, empresas que desejam implementar o Ecodesign necessitam considerar cuidadosamente os seguintes pontos comentados em Fiksel (1996) e atualizados conforme Paiva (2006) que são:

- a) Postura ambiental: um modelo de referência para a Sustentabilidade é necessário verificar se a missão e a política da empresa dão suporte ao ecodesign e ao mesmo tempo verificando se a empresa está preparada para uma estratégia pró-ativa de gerenciamento ambiental que coloca as metas ambientais em sua estratégia de negócios.
- b) Motivação empresarial: a aderência das práticas atuais ao modelo da empresa, é necessário verificar se a empresa possui uma ou mais unidades de negócios nas quais o ecodesign mostra-se como um fator competitivo, isto pode facilitar a extensão dessa prática as demais unidades.
- c) Características organizacionais: recursos existentes e conexão com programas já existentes de forma a gerar a implantação de um sistema de gerenciamento ambiental integrado com outros sistemas gerenciais já implantados. Existência de práticas integradas de desenvolvimento de produtos, já considerando fatores ambientais em todas as fases do projeto.
- d) Experiência existente: análise do estabelecido seja em iniciativas, produtos ou tecnologias e suas conexões com os projetos voltados ao meio ambiente de forma a analisar o ciclo de vida e desempenho de produtos em todos os momentos possíveis.
- e) Metas estratégicas: conectar com a lucratividade, oportunidades de melhoria e parcerias com o Ecodesign, mostrando ser este um item estratégico na organização, estas referências tornarão mais simples a identificação melhoramentos ambientais em produtos ou processos específicos.

ELEMENTOS DO ECODESIGN

Como o Ecodesign busca descobrir inovações em produtos que resultarão na redução do consumo de matérias primas, na redução da poluição e resíduos em todos os estágios do ciclo de vida, além de satisfazer outros objetivos de custo e desempenho, ele não deve ser praticado isoladamente. Para que haja esta integração no processo de desenvolvimento de novos produtos, os elementos a seguir são necessários conforme estudos descritos e detalhados em (ANTUNES, 2005):

- a) Medidas de eco-eficiência: são usadas para refletir o desempenho ambiental da empresa, como as utilizadas nos programas de certificação e de rotulagem ambiental. A escolha das medidas ambientais é

de extrema importância para estipular parâmetros quantitativos que servirão de controle para o perfeito atendimento dos objetivos ambientais propostos.

b) Práticas de projetos Eco-eficientes: existem vários modelos de apresentação do que seriam as práticas eco-eficientes, porém ao compará-las nota-se que a grande maioria se difere em pontos muito específicos que nem sempre gera mudança a conceituação básica do tema - metas ambientais.

c) Métodos de análise de eco-eficiência: para completar o processo de desenvolvimento, são necessários métodos que avaliem o grau de melhoramento do novo projeto, com relação às medidas de eficiência. Os métodos mais utilizados são: triagem, análise, comparação e decisão;

PASSOS PARA ADOÇÃO DO ECODESIGN – O PAPEL DA ENGENHARIA SIMULTÂNEA

Já comentamos no tópico de elementos do Ecodesign desse artigo uma lista de práticas existentes que serão reforçadas por outras duas fontes, mostrando que quase todos se baseiam no mesmo modelo, porém não convergem premissas claras do como fazer. Estas premissas serão caracterizadas neste momento de forma que o possamos não somente dissertar sobre a visão holística do Ecodesign, mas também listarmos meios práticos para sua implantação na fase de projeto. Com base na estruturação comentada nos tópicos anteriores, podemos agora com base nos modelos já previstos e descritos em Fiksel (1996) e confirmados em NDSM - Núcleo de Design e Seleção de Materiais (2003) - as sete ondas do Ecodesign mais atualizadas são caracterizadas como: a) Seleção de materiais como menor impacto ambiental; b) Sistema de transporte; c) Embalagem; d) Consumo de Energia, Água e materiais auxiliares ao ciclo de vida do produto; e) Reutilização; f) Reprocessamento; g) Reciclagem do todo ou partes dele.

É na etapa de projeto que são aplicadas as principais etapas do Ecodesign para um bom desenvolvimento dos produtos através do estabelecimento de parâmetros, tais como a seleção de materiais que resultem em seu uso em um menor impacto ambiental, ao sistema de transporte e à embalagem que será utilizado, ao nível de consumo de água, energia e materiais seja na produção ou no uso do produto final; a reutilização e o reprocessamento de todo o produto ou parte dele. Se a empresa buscar a prática dessas sete ondas sem uma estruturação adequada de premissas, poderá se perder em sua estratégia de desenvolvimento com Ecodesign. Através das diretrizes DFX podemos conhecer os problemas ambientais e suas causas de forma antecipada podendo assim influir na escolha de materiais, uso, reuso, fabricação, apresentação final do produto, sua reciclagem. As atuais divisões da ferramenta DFX são:

- DFA - *Design for Assembly* ou Projeto Orientado para a Montagem - este busca reduzir a quantidade e a diversidade dos componentes (fixação, posicionamento, entre outros), de forma a reduzir a quantidade de processos necessários;
- DFS - *Design for Service* ou Projeto orientado para a Manutenção - visa o estudo do processo de produção e projeto, observando aspectos de ergonomia, segurança e produtividade, através da fácil,

rápida e confortável desmontagem para eventuais necessidades de reparo, bem como a facilidade de remoção e segregação de peças de fácil reutilização em outros produtos;

- DFM - *Design for Manufacturing* ou Projeto orientado para a Manufatura - este tópico visa a escolha dos processos mais adequados para a produção de componentes utilizando forma mais efetiva a energia, fazendo uso da análise de valor e até do formato das peças envolvidas;
- DFE - *Design for Environment* ou Projeto orientado ao Meio Ambiente que visa que durante a aplicação das orientações acima para o projeto do produto, durante seu uso e no final de seu ciclo de vida, este possa manter o meio ambiente onde está inserido do mesmo modo, sem causar quaisquer desequilíbrios ou alterações, permitindo a reciclagem ou reuso dos materiais e insumos envolvidos.

Poderá também chegar o momento em que a própria empresa desenhe seu modelo híbrido de DFX, baseado em práticas e projetos anteriores do modelo total de premissas, gerando um modelo mais simples e acessível para aplicação em outros projetos, reforçando a premissa de que o Ecodesign não é uma atividade extra, mas sim um complemento a nova visão de projeto simultâneo que considera os aspectos ambientais tais como os de Segurança, Qualidade, Custos, Pessoas e Processos, enfim, amplia e aprofunda a visão sistêmica do produto e suas interações com o Meio em suas diversas fases do ciclo de vida.

CONCLUSÃO

A proposta de realizar uma manufatura mais consciente do ponto de vista ambiental está se tornando cada vez necessária e interessante à medida que o tempo passa, pois a simplificação das diretrizes que devem ser seguidas e a formatação das mesmas em modelos padronizados fazem com que esta motivação nas empresas possa ser simplificada. Partindo do ponto de vista que o Ecodesign propõe uma revisão na estratégia de desenvolvimento de novos produtos de forma esta passe a associar o sistema de gestão ambiental – vincula-se esta estratégia ao Design, pois é nele que a possibilidade de geração de produtos sustentáveis se torna ainda mais possível e real.

A associação dessa mentalidade à Engenharia Simultânea, permite que as equipes migrem o consumo de materiais e composição dos processos para outros mais sustentáveis ou menos degradantes desde a fonte até o final do ciclo de vida; muitos serão alterados apenas pela escolha da opção mais adequada frente a uma diretriz que anteriormente não era considerada ou terão de passar por um processo de mudança de paradigma onde a sustentabilidade terá de tomar uma parcela cada vez maior. As leis estão evoluindo e avançando em campos anteriormente vistos como imutáveis, questionando a manutenção dos modelos atuais de desenvolvimento sem que a empresa se prejudique a médio e longo prazo - sendo este ainda uma opção. Finalmente, podemos dizer que o Ecodesign está se apresentando como uma alternativa ao entendimento de leis e requisitos legais. A evolução da percepção e opção do cliente de uma forma mais gradativa e adequada; transformação esta que se não for iniciada e vivida gradualmente, terá que ser rompida e digerida de forma rápida e com maior custo no futuro, quando a

escolha não for mais opção e sim obrigação, quando a oportunidade se tornar necessidade e a diferença entre sucesso e fracasso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTUNES, P. **Ecodesign e Ecoserviços - Gestão do Ambiente nas Empresas**. Palestra: Centro de Economia Ecológica e Gestão do Meio Ambiente: DCEA FCT/UNL, 2005.

ECHEGARAY, F. et al. Instituto Akatu, Pesquisa 2005: **Responsabilidade Social das Empresas** – Percepção do Consumidor Brasileiro. Instituto Akatu: São Paulo, 2005.

FIKSEL, J. **Design for environment: creating eco-efficient products and processes**. McGraw-Hill:New York,1996.

NDSM. **Núcleo de Design e Seleção de Materiais**. Disponível em: <www.ufrgs.br/ndsm>, 2003.

PAIVA, A. **Gestão para a Sustentabilidade com Ênfase na Inovação em Projetos**. Palestra: São Paulo, 2006.



AVALIAÇÃO SOCIAL DO CICLO DE VIDA DE PRODUTO: METODOLOGIA PARA DESENVOLVIMENTO DE INDICADORES

*Gleydson Arandes de Almeida Fontinele**; *Cássia Maria Lie Ugaya*

RESUMO

Este artigo aborda a aplicação de uma metodologia capaz de pesquisar ou desenvolver os indicadores sociais necessários para serem utilizados nos estudos de Avaliação Social do Ciclo de Vida de Produto. Inicialmente são listadas as categorias e subcategorias de stakeholder e em seguida são apresentadas quatro etapas que direcionam passo a passo a pesquisa dos indicadores, onde uma dessas etapas apresenta o modelo de fichas metodológicas para ser aplicado a uma subcategoria. Posteriormente, o modelo de ficha metodológica foi aplicado à subcategoria Trabalho Infantil, pertencente ao Stakeholder Trabalhador, para a pesquisa de dados. Finalizando este trabalho, são apresentados os indicadores pesquisados para a subcategoria trabalho infantil.

PALAVRAS-CHAVE: ACV Social; *Stakeholder*; Subcategorias de Impacto; Ficha Metodológica.

INTRODUÇÃO

Segundo Andrews *et al.* (2009), a Avaliação Social do Ciclo de Vida de Produto (ACV Social) dedica-se essencialmente a avaliar os impactos sociais, positivos e negativos, envolvidos com o ciclo de vida de um determinado produto, utilizando-se de dados genéricos (p.ex., existência de trabalho infantil em um dado setor num determinado país) e específicos (p.ex., existência de trabalho infantil em uma indústria específica), se diferenciando, portanto, de outras técnicas de avaliação social por causa dos seus objetos (produtos e serviços) e sua extensão (todo o ciclo de vida).

Para que a ACV Social possa ser colocada em prática de forma completa, os indicadores sociais relacionados às suas categorias devem estar disponíveis, necessitando ainda ser elaborados. Assim, a Força Tarefa (FT), da Iniciativa do Ciclo de Vida do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA/UNEP) e da Sociedade Química de Toxicologia (SETAC), propôs um modelo de fichas metodológicas para possibilitar a obtenção desses indicadores (UNEP/SETAC, 2009).

Este artigo buscou por em prática o modelo de ficha metodológica sugerido pela FT, incluindo pequenas adaptações necessárias, para identificação de dados e elaboração dos indicadores.

CATEGORIAS DE STAKEHOLDERS E SUBCATEGORIAS DE IMPACTO

De acordo com Andrews *et al.* (2009), os Impactos sociais são conseqüências de ações positivas ou negativas nos diferentes setores da sociedade. Esses impactos são conseqüências de relações sociais (interações) tecidas no contexto de uma atividade (produção, consumo ou disposição) e/ou gerada por ela e/ou por ações preventivas ou de reforço tomadas pelos *stakeholders*.

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Departamento Acadêmico de Mecânica. Av. Sete de Setembro, 3165, Centro, Curitiba, CEP: 80230-901, Paraná, Brasil. +55(92) 9609-0758 / gleydson.ft@gmail.com.

Uma categoria de *stakeholder* é um grupo dos quais se espera que tenham interesses compartilhados, devido ao seu relacionamento similar com os sistemas de produtos investigados, ou seja, partes interessadas ou grupos de interesses comuns (ANDREWS *et al.*, 2009). As categorias de *stakeholders* e suas subcategorias de impactos, apresentados no Quadro 1, são consideradas como sendo o principal grupo potencialmente impactado pelo ciclo de vida de um produto.

Categorias de Stakeholders	Subcategorias de Impacto
Stakeholder Trabalhador	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Liberdade de Associação e Negociação Coletiva ▪ Trabalho Infantil ▪ Salário Justo ▪ Horas de Trabalho ▪ Trabalho Forçado ▪ Oportunidades Iguais/Discriminação ▪ Saúde e Segurança ▪ Benefícios Sociais/ Seguridade Social
Stakeholder Consumidor	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Saúde e Segurança ▪ Mecanismo de Feedback ▪ Privacidade do Consumidor ▪ Transparência
Stakeholder Comunidade Local	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Acesso aos recursos materiais ▪ Acesso aos recursos imateriais ▪ Deslocamento e Migração ▪ Herança Cultural ▪ Condições de vida segura e saudável ▪ Respeito aos direitos indígenas ▪ Engajamento da comunidade ▪ Emprego local ▪ Condições de vida segura
Stakeholder Sociedade	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Comprometimento público com as questões sustentáveis ▪ Contribuição para o desenvolvimento econômico ▪ Prevenção e mitigação de conflitos armados ▪ Desenvolvimento tecnológico ▪ Corrupção

Quadro 1. Categorias e Subcategorias de Stakeholders.

METODOLOGIA PARA OBTENÇÃO DE INDICADORES

Para a aplicação da metodologia de identificação dos indicadores, adota-se o método do Sistema de Indicadores Sociais proposto por Januzzi (2006), conforme apresentado na Figura 1.

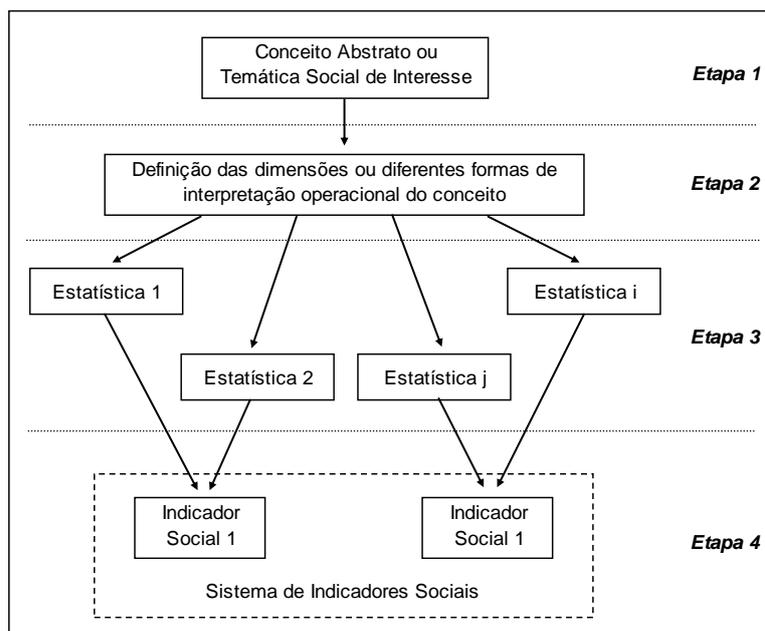


Figura 1. Etapas para a elaboração de um Sistema de Indicadores.

A Etapa 1 (Conceito abstrato ou temática social de interesse) será delimitado pelo *Stakeholder* em estudo, por exemplo, o *Stakeholder* Trabalhador. Na Etapa 2 (Definição das dimensões ou diferentes formas de interpretação operacional do conceito) são desenvolvidas as fichas metodológicas, ou seja, são apresentadas, conceituadas e delimitadas as informações relacionadas à subcategoria de impacto do *Stakeholder* em estudo, por exemplo, a Subcategoria Trabalho Infantil.

Na etapa 3, será aplicada a ficha metodológica desenvolvida na etapa 2 para pesquisar e localizar os dados de interesse para a subcategoria de impacto. Por fim, na etapa 4, os dados encontrados na etapa 3 serão associados e computados, finalizando assim o Sistema de Indicadores Sociais para o *Stakeholder* em estudo.

Neste artigo foi adotado o método do Sistema de Indicadores Sociais, utilizando as etapas 1 e 2, para aplicar o modelo proposto pela Força tarefa do UNEP e desenvolver a ficha metodológica para a Subcategoria Trabalho Infantil, do *Stakeholder* Trabalhador. Posteriormente, as etapas 3 e 4 colocarão em prática a ficha metodológica desenvolvida e possibilitarão a pesquisa de dados estatísticos e indicadores relacionados à subcategoria trabalho infantil.

Modelo aplicado para a ficha metodológica

O modelo aplicado para a subcategoria será o modelo de ficha metodológica desenvolvido pela Força Tarefa do UNEP, porém com pequenas adaptações para sua aplicação no Brasil. O modelo é dividido em cinco partes, como mostrado no Quadro 2.

<i>Stakeholder</i> « Subcategoria »	
<p>1. SUBCATEGORIA</p> <p>a) Nome: b) Breve definição internacional: c) Breve definição nacional: d) Relação com outras subcategorias:</p> <p>2. RELEVÂNCIA POLITICA</p> <p>a) Proposição: b) Convenções e Acordos internacionais: c) Normas e Padrões internacionais recomendados: d) Normas, Padrões e Legislações nacionais recomendados:</p>	<p>3. AVALIAÇÃO DOS DADOS</p> <p>a) Análise Genérica: b) Análise Específica:</p> <p>4. FONTES DE PESQUISA DE DADOS</p> <p>5. REFERÊNCIAS</p>

Quadro 2. Modelo de ficha metodológica.

Aplicação da ficha metodológica para a subcategoria Trabalho Infantil

A ficha metodologia para a subcategoria Trabalho Infantil foi desenvolvida, porém não pôde ser apresentada neste artigo por sua grande quantidade de informação, sendo mais viável apresentar um breve resumo da ficha desenvolvida.

O significado internacional do termo *trabalho infantil* é estabelecido pela OIT/IPEC e compreende como um trabalho que afeta a criança em todos os aspectos da vida: física, social, moral e psicologicamente, impedindo-a de viver a infância com liberdade e comprometendo seu processo educacional. No Brasil, existem leis que proíbem o trabalho de crianças e estabelecem sobre a idade mínima para o trabalho. Quanto à relação com outras subcategorias foram listadas as subcategorias Saúde e Segurança, e Trabalho Forçado.

Os principais documentos internacionais que asseguram e protegem os direitos infanto-juvenis daqueles em condição de trabalho são: a Convenção das Nações Unidas e a Organização Internacional do Trabalho. Na realidade brasileira os documentos que tratam desse tema são: Associação Brasileira de Normas Técnicas, Constituição Federal de 1988, Consolidação das Leis do Trabalho - CLT, Ministério do Trabalho e Emprego, Estatuto da Criança e do Adolescente e alguns Programas Sociais do Governo Federal.

Para a *análise genérica*, que pretende abordar a proporção nacional do trabalho infantil, foram consideradas prioritariamente as informações referentes à idade, sexo e ramo de atividade exercido pela criança. Na análise específica as questões elaboradas são de caráter investigativo para descobrir se existe trabalho infantil nas empresas.

As seguintes fontes de pesquisa de dados foram sugeridas para retratar a situação dessa subcategoria no Brasil e posteriormente possibilitar a criação de indicadores sociais: Ministério do Trabalho e Emprego - MTE, Ministério Público do Trabalho - MPT, Instituto Brasileiro de Geografia e

Estatística - IBGE, **Classificação Nacional de Atividades Econômicas - CNAE**, **Departamento Intersindical de Estatística - DIEESE**, e **Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada - IPEA**.

Indicadores para a subcategoria Trabalho Infantil

Após o desenvolvimento das fichas metodológicas para a subcategoria trabalho infantil, iniciou-se a sua aplicação com a pesquisa de indicadores nas principais fontes de dados estatísticos. Os indicadores relacionados ao trabalho infantil foram encontrados no site do IBGE e da OIT Brasil.

Os indicadores da Tabela 1 foram encontrados na OIT Brasil e representam o percentual de trabalho infantil para as idades de 10 a 14 anos segundo o sexo, a cor e a zona territorial, todos para os anos de 1997 a 2007.

Tabela 1. Percentual de trabalho infantil (10 a 14 anos) por ano no Brasil.

Trabalho Infantil	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Total	15,0	14,6	14,9	-	11,6	11,3	10,4	9,5	10,3	9,2	8,5
Meninas	9,8	9,7	10,0	-	7,8	7,5	6,8	6,2	6,9	6,6	5,7
Meninos	20,1	19,4	19,7	-	15,3	15,0	13,8	12,6	13,6	11,7	11,2
Negros	17,8	17,4	18,1	-	13,9	13,2	11,9	11,0	12,0	10,3	9,6
Branco	12,0	11,7	11,6	-	9,2	9,2	8,6	7,8	8,4	7,8	7,2
Rural	35,1	36,3	37,3	-	32,6	31,7	29,3	27,4	29,4	26,0	23,4
Urbano	8,9	8,0	7,8	-	6,7	6,5	6,1	5,5	5,9	5,5	5,2

Outro indicador muito importante é a contribuição de cada setor da economia para o trabalho infantil. A Tabela 2 apresenta o percentual de crianças trabalhando em cada setor da economia para o ano de 1997, obtida do IBGE.

Tabela 2. Percentual de trabalho infantil por atividade econômica em 1997.

Atividade econômica	Grupo de Idade (%)		
	10 e 11 anos	12 a 14 anos	15 a 17 anos
Agrícola	68,6	54,6	32,8
Indústria de transformação	4,3	7,4	13,2
Indústria da construção	0,8	2,1	4,8
Comércio de mercadorias	11,9	12,5	15,5
Prestação de serviços	10,9	18,3	22,5
Transportes e comunicação	0,6	1,4	1,8
Social	1,0	1,3	3,5
Administração pública	1,1	0,9	1,0

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia aplicada possibilitou, de forma satisfatória, a pesquisa e identificação dos indicadores para a subcategoria trabalho infantil, podendo esses indicadores ser aplicados nos estudos de ACV Social. De forma semelhante, a mesma metodologia é sugerida para ser aplicada à pesquisa de

indicadores para as outras subcategorias deste e de outros *stakeholders*, disponibilizando um conjunto de todos os indicadores necessários para um estudo completo de ACV Social.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREWS, E. S. et al. **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products**. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative at UNEP, CIRAIG, FAQDD and the Belgium Federal Public Planning Service, 2009.

JANNUZZI, P. de M. **Indicadores Sociais no Brasil**. 3ª ed. 2ª impressão. Editora Alínea. Campinas, SP, 2006.

OIT BRASIL. **Perfil do Trabalho Decente no Brasil**. Organização Internacional do Trabalho, 2009. Disponível em: <<http://www.oitbrasil.org.br>>. Acesso em: jan. 2010.

UNEP/SETAC. **Task force on the integration of social into**. LCA Methodology Sheet indicator, 2009. Disponível em: <<http://www.newearth.info/downloads/methods.html>>. Acesso em: nov. 2009.



MÉTODO PARA APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO SOCIAL DO CICLO DE VIDA PARA OS PRODUTOS DO SETOR VITIVINÍCOLA: RESULTADOS PRELIMINARES

*Paola Karina Sánchez Ramirez**; *Luigia Petti*; *Cássia Maria Lie Ugaya*

RESUMO

O presente artigo descreve o atual desenvolvimento da metodologia Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S), o debate acerca da inclusão dos critérios sociais na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) até a situação presente. A ACV-S é uma metodologia em estágio embrionário, e uma das formas de ser aprimorada, é por meio do desenvolvimento de estudos de caso. Portanto, este trabalho apresenta resultados preliminares de um projeto de pesquisa, que visa identificar indicadores específicos para a implementação da ACV-S para a viticultura na Itália. Para tanto, o presente estudo baseou-se nas subcategorias de impacto determinadas para uma das partes interessadas, a saber, os consumidores. A partir das fichas metodológicas de cada uma das subcategorias, foram elaborados questionários para uma vinícola de pequeno porte e à organização de consumidores. Em seguida, os questionários foram testados em uma vinícola na Itália. Os resultados mostraram que, por ser de pequeno porte, apesar de que algumas preocupações relacionadas ao consumidor estivessem presentes, não seriam registradas a partir dos indicadores sugeridos nas fichas metodológicas. Desta forma, foram propostos outros indicadores.

PALAVRAS-CHAVE: ACV-S; Vitivinicultura; Indicadores sociais; Itália.

INTRODUÇÃO

A Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S) é uma metodologia que visa avaliar os potenciais impactos sociais e sócio-econômicos, tanto positivos como negativos, de produtos/serviços em todo o ciclo de vida (ou seja, do berço ao túmulo) (UNEP, 2009). A ACV-S pode ser usada para aumentar o conhecimento, fornecendo informações para os tomadores de decisão e promover a melhoria das condições sociais no ciclo de vida do produto/serviço (BENOIT *et al.*, 2010).

O debate sobre como lidar com os aspectos sociais e econômicos na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) teve início em 1993 com a publicação do relatório da SETAC: "*A Conceptual Framework for Life Cycle Impact Assessment*" (UNEP, 2009). A primeira referência sobre ACV-S foi em 1995 com o relatório: "O valor social da Avaliação do Ciclo de Vida" (NEWS&NEWS, 1996). Em 1996, O'Brien, Doig e Clift (1996) apresentaram a primeira forma de integrar a ACV-S com análise ambiental, denominada de "ACV Social e Ambiental" (SELCA). Neste trabalho, os autores sustentaram a importância de integrar os resultados da ACV-S com os da ACV. Os mesmos autores ainda afirmaram que a avaliação integrada (ambiental, econômica e social) fornece uma avaliação mais completa e intuitiva dos potenciais impactos de um produto ou serviço no ciclo de vida.

Naquela década, a discussão não sofreu maior atenção, no entanto, no início do século XXI, as primeiras metodologias relacionadas aos aspectos sociais foram apresentadas. Em alguns destes estudos,

* Università "G. d'Annunzio". Dipartimento delle Scienze Aziendali, Statistiche, Tecnologiche e Ambientali. Viale della Pinetta, n. 4 – 65129, Pescara, Italia. Tel. 39 08545083208 / p.sanchez@unich.it.

o método recomendado foi concebido como "ACV-S", sendo que alguns dos pesquisadores se referiam à letra "S" como "social" e outros como "sustentabilidade" (UNEP, 2009).

A diferença entre ACV-S e a maioria das ferramentas de responsabilidade social, como por exemplo, o CSR (consumo social responsável) e a SA 8000, encontra-se no nível do impacto social considerado. Enquanto o CSR considera o impacto social em nível empresarial com base em informações de gestão; a SA 8000 considera no nível da fábrica. A ACV-S usa as informações obtidas no nível empresarial, nas instalações e nos processos de todos os estágios do ciclo de vida do produto/serviço (BENOIT *et al.*, 2010).

Uma característica importante a ser ressaltada é a de que o impacto social não é diretamente relacionado com a cadeia de processo de produção de um produto/serviço (DREYER; HAUSCHILD; SCHIERBECK, 2006), pois não são determinadas por fluxos físicos, como no caso da ACV, mas determinados pela interação entre a cadeia de valores e as partes interessadas (JØRGENSEN; LE BOCQ; NAZARKINA, 2008) (HAUSCHILD; DREYER; JORGENSEN, 2008). Portanto, o reconhecimento de todas as partes interessadas envolvidas no ciclo de vida do produto/serviço é uma questão fundamental para desenvolver uma ACV-S.

A partir de cinco partes interessadas (trabalhador, consumidor, comunidade local, sociedade e cadeia de fornecimento), foram estabelecidas 31 subcategorias de impacto (UNEP, 2009). Os autores afirmam que esta lista não é restritiva, podendo ser incluídas novas subcategorias, porém a desconsideração de uma das subcategorias elencadas em um estudo de ACV-S deve ser justificada.

Em 2004, a *United Nations Environment Programme* (UNEP) / *SETAC Life Cycle Initiative* reconheceu a necessidade de uma força-tarefa (*task force*) para a integração de critérios sociais na ACV. Em 2007, a *task force* foi renomeada para Grupo de Projeto (BENOIT *et al.*, 2010), que resultou no livro: "*Guidelines for social life cycle assessment of products*", o qual apresenta as orientações do grupo sobre S-ACV (UNEP, 2009).

Recentemente, o Grupo de Projeto disponibilizou para consulta pública as folhas metodológicas para cada uma das subcategorias de impacto. A finalidade destas fichas é auxiliar a aplicação da metodologia ACV-S com a sugestão de indicadores do inventário para cada parte interessada e subcategorias (BENOIT, 2010).

Apesar de serem reconhecidas internacionalmente, a medição das subcategorias e a definição das categorias de impacto ainda são um desafio.

Desta forma, o objetivo deste trabalho é identificar indicadores sociais específicos para a aplicação da metodologia ACV-S para a vitivinicultura na Itália, mais especificamente relacionada aos consumidores.

METODOLOGIA

O esforço do trabalho concentrou-se na categoria de parte interessada consumidor, utilizando as folhas metodológicas como referencial. As subcategorias de impacto relacionadas aos consumidores correspondem a saúde e segurança, mecanismos de *feedback*, transparência, privacidade e responsabilidade de fim de vida (UNEP, 2009). De acordo com as fichas metodológicas, para cada uma das subcategorias, a obtenção dos dados para análise genérica deve ser realizada em nível de país (sociedade); e para a análise específica, juntamente com a empresa e os consumidores.

No caso da análise genérica, considerou-se dados da legislação do país e para os consumidores, optou-se por levantar os dados juntamente com a organização de consumidores.

A fim de facilitar a coleta de dados, foi elaborado um questionário adequado para cada **parte interessada**, que foi enviado para ser preenchido pela empresa e pelas organizações de consumidores.

No que diz respeito aos dados do país, a pesquisa consistiu em coletar dados disponibilizados em bibliografia acerca da força da legislação do país nas subcategorias de impacto: a saúde e segurança, mecanismos de *feedback*, transparência, privacidade e responsabilidade de fim de vida.

A direta aplicação das folhas metodológicas para a organização de consumidores e país foi possível levando em consideração o setor do produto. No entanto, para a empresa adaptações foram necessárias.

ESTUDO DE CASO PRELIMINAR

Para verificar a eficiência do questionário relacionado à empresa, foi realizado um teste em cooperação com uma pequena vinícola familiar, Dora Sarchese, localizada em Ortona, Abruzzo, Itália. Nesta vinícola a produção de vinho é baseada em uvas de produção própria, em 15 hectares.

Este setor foi escolhido tendo em vista que dentre as atividades do setor alimentício, a vitivinicultura é um dos mais importantes na Itália, ficando em segundo lugar, em 2008, em volume de negócios, depois apenas do setor do leite (PETTI *et al.*, 2010).

Após o envio do questionário, notou-se que, pelo porte da empresa (pequena), muitos dos indicadores do inventário sugerido nas fichas metodológicas não eram disponíveis: a empresa não apresenta um controle formal das reclamações dos consumidores com relação a subcategoria saúde e segurança, controle sobre mecanismos de *feedback* e relatórios de comunicação de responsabilidade social onde se possa coletar os dados para o inventário, como sugerido pelas fichas. Ademais, algumas iniciativas por parte da empresa foram citadas ao longo da coleta de dados, que pudessem estar relacionadas às subcategorias de impacto. Este fato levou aos autores a criarem novos indicadores do inventário. Estes indicadores para a parte interessada empresa encontrados são ilustrados no Quadro 1.

Parte interessada	Subcategoria de impacto	Indicador do inventário
Empresa	Saúde e segurança	Conformidade legal dos produtos
		Cursos de informação para os consumidores promovidos pela empresa. Exemplo: cursos gratuitos para os consumidores promovidos pela vinícola com o objetivo de educar os consumidores sobre a singularidade do produto: vinho.
	Mecanismos de feedback	Ação da empresa que evidencie um mecanismo de feedback. Por exemplo: a vinícola não possui um mecanismo de feedback codificado sobre reclamações dos consumidores, entretanto, alteram o produto, quando há queixa dos consumidores.
Parte interessada	Subcategoria de impacto	Indicador do inventário
Empresa	Transparência	Evento ou relatório que comunique a responsabilidade social da empresa onde esta evidencie a transparência empresarial. Por exemplo: a vinícola não possui qualquer relatório que comunique a responsabilidade social da empresa. O evento mais próximo aos consumidores é o evento chamado "Cantina Aberta" (é o evento mais importante que ocorre na Itália sobre o vinho, sua gente e seus territórios). Nos últimos 17 anos, as vinícolas, no último domingo de maio, abrem as portas ao público (MTV, 2010). Neste evento, a empresa mostra aos consumidores a sua tecnologia e as boas práticas da gestão da organização.
	Privacidade	Documento onde se possa constatar que os direitos de privacidade do consumidor sejam respeitados. Por exemplo: a vinícola possui uma lista com os dados pessoais dos consumidores, esta é tratada de acordo com a lei de privacidade do país.
	Responsabilidade de fim de vida	O produto pertence ao setor de alimentos, logo a responsabilidade de fim de vida considerada é sobre a embalagem: primária (garrafa) e secundária (embalagem de cartão para 6 garrafas). As embalagens são consideradas recicláveis de acordo com a coleta seletiva municipal.

Quadro 1. Indicadores do inventário.

A inclusão de indicadores às subcategorias de impacto podem permitir uma melhor avaliação da preocupação em relação ao consumidor de pequenas vinícolas para aplicar a ACV-S.

Infelizmente, não foram recebidas respostas das organizações de consumidores contatadas, o que demonstra a dificuldade de aplicação do estudo.

CONCLUSÃO

O trabalho apresentou o estado da arte da metodologia ACV-S. Para aprimorá-la, é necessário realizar mais estudos de caso aprofundados e com empresas de diferentes portes. A escolha dos indicadores sociais e sua padronização para a aplicação da metodologia estão em fase de desenvolvimento. Assim, como primeiro passo podemos considerar a determinação de indicadores, que possam ser utilizados para categorias de produtos, permitindo a uniformidade dos estudos ACV-S. Este trabalho sugere indicadores do inventário para a parte interessada consumidor a serem usados em uma vinícola. Este trabalho é uma parte de um projeto que terá prosseguimento com foco em escolha de indicadores sociais para o setor vitivinícola. Analisando cada categoria de parte interessada (trabalhador, consumidor, comunidade local, sociedade e cadeia de fornecimento), como o caso preliminar apresentado neste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BENOIT, C. **Methodological sheets to Social Life Cycle Assessment**. Disponível em: <http://www.estis.net/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=EDA1E98F-412F-4F51-B407-3A7E006E1B83>. Acesso em: 5 abr. 2010.

BENOIT, C.; NORRIS, G. A.; VALDIVIA, S.; CIROTH, A.; MOBERG, A.; BOS, U.; PRAKASH, S.; UGAYA, C.; BECK, T. The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n.2, p. 156 – 163, 2010.

DREYER, L. C.; HAUSCHILD, M. Z.; SCHIERBECK, J. A. Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 2, p.88 – 97, 2006.

HAUSCHILD, M. Z.; DREYER, L. C.; JØRGENSEN, A. Assessing social impacts in a life cycle perspective - Lessons learned. **CIRP Annals - Manufacturing Technology**, v. 57, p. 21–24, 2008.

JØRGENSEN, A.; LE BOCQ, A.; NAZARKINA, L. HAUSCHILD M. Methodologies for Social Life Cycle Assessment. **Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 96 – 103, 2008.

MOVIMENTO TURISMO VINO. Disponível em: <http://www.movimentoturismovino.it/cantine_aperte_it.html>. Acesso em 29 set. 2010.

NEWS & NEWS. Synthesis Report “The Social Value of LCA”. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, n. 2, 1996.

O’BRIEN, M.; DOIG, A.; CLIFT, R. Social and environmental life cycle assessment (SELCA). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, n. 4, p. 231 - 237, 1996.

PETTI, L.; ARDENTE, F.; BOSCO, S.; DE CAMILLIS, C.; MASOTTI, P.; PATTARA, C.; RAGGI, A.; TASSIELLI, G. Stato dell’arte della Life Cycle Assessment (LCA) nel comparto vitivinicolo. In: **Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA**, Padova, 2010.

UNEP. **Guidelines for social life cycle assessment of products**. Druk in de weer, Belgium, 2009.



ESTUDO DA APLICABILIDADE DE DADOS DE RELATÓRIOS AMBIENTAIS EM INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA NO BRASIL

Liliane Klemann ; Cássia Maria Lie Ugaya*

RESUMO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem sendo cada vez mais utilizada, pois permite avaliar os impactos ambientais de determinado produto ou serviço oferecido. Dentre as fases de uma ACV, a análise de inventário, que consiste principalmente na coleta de dados, é a fase que mais consome tempo e talvez a de maior dificuldade. Esse trabalho tem como objetivo estudar a aplicabilidade de utilizar dados de relatórios ambientais para auxiliar na elaboração de ICVs. Há vários relatórios ambientais elaborados por órgãos ambientais estaduais do Brasil que disponibilizam dados industriais referentes à qualidade do ar, qualidade da água, resíduos sólidos, entre outros. Uma primeira avaliação constatou que nem todos os relatórios ambientais podem ser utilizados, tendo sido limitado o estudo a quatro deles (dos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Pernambuco).

PALAVRAS-CHAVE: Inventário do Ciclo de Vida (ICV); Relatórios ambientais; Indústrias; Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

INTRODUÇÃO

Com a busca por parte das indústrias de um equilíbrio entre as questões econômica e ambiental, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem sendo cada vez mais utilizada, já que permite avaliar os impactos ambientais de determinado produto ou serviço oferecido.

Dentre as fases de uma ACV, a análise de inventário consiste na coleta de dados de entradas e saídas, que podem corresponder tanto a fluxos intermediários, elementares ou de produtos, associados ao sistema de produto (ABNT, 2009a). A ICV é a fase que mais consome tempo e possivelmente a de maior dificuldade (UNEP, 1996).

A coleta de dados deve ser realizada por processo elementar. Em um processo elementar, pode haver mais de um produto, o que implica a necessidade de alocação, a menos que seja possível a subdivisão de processos ou a expansão do sistema (ABNT, 2009a).

Por outro lado, estão disponíveis atualmente dados ambientais em vários relatórios elaborados por órgãos ambientais estaduais no Brasil, referentes à qualidade do ar; geração de resíduos sólidos; qualidade das águas.

O objetivo deste estudo, portanto, consiste em verificar a aplicabilidade de utilizar dados dos relatórios ambientais em ICVs.

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Departamento de Engenharia Mecânica. Av. Sete de Setembro, 3165, Rebouças, Curitiba, CEP: 80230-901, Paraná, Brasil. +55(41) 3310-4661 / liliane_kl@hotmail.com.

METODOLOGIA

Primeiramente, foram selecionados os relatórios ambientais publicados por órgãos ambientais e secretarias estaduais do meio ambiente no Brasil a respeito dos seguintes temas: resíduos sólidos, qualidade do ar e qualidade da água. A partir do levantamento dos relatórios ambientais existentes em todo o Brasil foram selecionados apenas aqueles cujos dados poderiam ser aplicados em ICVs, considerando-se dois critérios: dados apresentados em unidades do tipo massa/tempo (p.ex: kg/ano) ou volume/tempo (p.ex: m³/ano); e, dados apresentados individualmente para cada indústria.

Após essa seleção, foram eliminados os relatórios ambientais que não atenderam aos critérios. Em relação ao primeiro critério, o corte ocorreu por não ser possível trabalhar com outras unidades, pois não haveria conhecimento da quantidade anual de poluente emitida por determinada indústria. Já, o não atendimento ao segundo critério impossibilita a utilização dos relatórios porque é necessário saber os dados em relação aos produtos e, portanto, a informação das indústrias é imprescindível.

RESULTADOS

O Quadro 1 apresenta os relatórios encontrados em todos os estados e Distrito Federal e a seleção destes de acordo com os critérios estabelecidos.

Estado	Órgão	Relatórios	Dados em unidades de massa/tempo	Segmentados por indústria.
Rio Grande do Sul	FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental	Relatório do Ar 2001-2002	N	N
		Relatório do Inventário Nacional de RSI	S	N
		Diagnóstico de RSI no RS	S	N
		Diagnóstico da poluição hídrica industrial na região hidrográfica do Guaíba	S	S
	SEMA - Secretaria do Estado do Meio Ambiente	Relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no estado do RS 2007/2008, 2006, 2002	N	N
Santa Catarina	FATMA - Fundação do Meio Ambiente	Não existem.	-	-
	SDS - Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável	Diagnóstico do levantamento de dados dos resíduos sólidos nos municípios do estado	N	N
Paraná	IAP - Instituto Ambiental do Paraná	Relatório da Qualidade das Águas dos Rios da RMC.	N	N
		Relatório da Qualidade das Águas dos Reservatórios do Estado do Paraná	N	N
		Relatório da Qualidade do Ar 2000 a 2008	N	N
		Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Industriais do Estado do Paraná 2002, 2003, 2009	S	N
	SEMA - Secretaria do Estado do Meio Ambiente	Não existem.		
São Paulo	CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo	Relatório de Qualidade das Águas Litorâneas do Estado de São Paulo	N	N
		Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo	N	N
		Relatório da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo	S	S
		Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares	N	N
		Relatório da Qualidade das Águas Subterrâneas	N	N
Rio de Janeiro	INEA - Instituto Estadual do Ambiente (antigo FEEMA)	Relatório Anual de Qualidade do Ar do ERJ 2007, 2008, 2009	S	N
Minas Gerais	FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente	Inventário de fontes emissoras de poluentes atmosféricos, estudo de dispersão atmosférica e projeto de rede otimizada de monitoramento atmosférico para a RM de Belo Horizonte, Eixo Belo Horizonte - Contagem - Betim	S	S
		Monitoramento da Qualidade do Ar na RM de Belo Horizonte no período de 2003 e 2004	N	N
		Monitoramento da Qualidade do Ar na RM de Belo Horizonte no período de 2001 e 2002	N	N
		Monitoramento da Qualidade do Ar: Concentração de Partículas Inaláveis na RMBH no período de 1995 a 2002	N	N
		Monitoramento da Qualidade do Ar na RM de Belo Horizonte em 2005	N	N
		Inventário de Resíduos Sólidos Industriais e Minerários ano base 2008	S	N
Espírito Santo	IEMA - Instituto Estado do Meio Ambiente	Relatório da qualidade do ar na região da grande Vitória 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007	N	N
Mato Grosso	SEMA - Secretaria do Estado do Meio Ambiente	Diagnóstico da Qualidade dos Recursos Hídricos do Estado do Mato Grosso	N	N
Mato Grosso do Sul	IMASUL - Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul	Não existem.	-	-
Tocantins	AHIMOR - Meio Ambiente	Não existem.	-	-
Bahia	IMA - Instituto do Meio Ambiente	Programa de Monitoramento da Qualidade das Águas do Estado da Bahia	N	N
Sergipe	ADEMA - Administração Estadual do Meio Ambiente	Não existem.	-	-
Alagoas	IMA - Instituto do Meio Ambiente	Não existem.	-	-
Pará	SEMA - Secretaria do Estado do Meio Ambiente	Não existem.	-	-
Amapá	SEMA - Secretaria do Estado do Meio Ambiente	Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Industriais - Amapá	S	N
Acre	IMAC - Instituto do Meio Ambiente do Acre	Não existem.	-	-
Amazonas	IPAAM - Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas	Não existem.	-	-

Quadro 1. Pesquisa dos relatórios ambientais por estado e Distrito Federal e seleção destes de acordo com os critérios já definidos.

Goiás	Agência Ambiental de Goiás	Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Araguaia	N	N
		Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Meia Ponte	N	N
		Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio das Almas	N	N
		Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Quente	N	N
		Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Vermelho	N	N
		Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio São Domingos	N	N
		Relatório de Monitoramento da Qualidade das Águas do Rio Passa Três	N	N
		Inventário de Resíduos Sólidos Industriais gerados no estado de Goiás	S	N
Paraíba	SUDEMA - Superintendência de Administração do Meio Ambiente	Inventário de Resíduos Sólidos Industriais do Estado da Paraíba	S	N
		Relatório Anual sobre a Situação dos Recursos Hídricos no Estado da Paraíba	N	N
Rio Grande do Norte	IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do RN	Inventário de Resíduos Sólidos Industriais no Rio Grande de Norte	S	N
		Monitoramento da Qualidade das Águas dos Rios Jundiá e Potengi - RN 2008, 2009	N	N
		Relatório de Sobrevoos: Rio Piranhas-Açu	N	N
		Relatório de Sobrevoos: Estuário Jundiá-Potengi e APA Jenipabu	N	N
		Relatório de Sobrevoos: Litoral Extremoz-Tibau	N	N
		Relatório de Sobrevoos: Rio Apodi-Mossoró	N	N
		Relatório de Sobrevoos: RDS Ponta do Tubarão	N	N
		Relatório de Sobrevoos: APA Bonfim-Guaraira, Reserva Estadual Mata da Pipa e RPPN Mata Estrela	N	N
		Relatório de Sobrevoos: Parque Ecológico Pico do Cabugy	N	N
		Monitoramento da qualidade das águas superficiais no período de agosto a novembro de 2008	N	N
		Monitoramento das condições de balneabilidade das praias do RN no período de agosto a novembro de 2008	N	N
		Monitoramento dos teores-traço em sedimentos na bacia hidrográfica Apodi-Mossoró no período de agosto a novembro de 2008	N	N
Ceará	SEMACE - Superintendência Estadual do Meio Ambiente	Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Industriais	S	N
Piauí	SEMAR - Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Piauí	Não existem.	-	-
Pernambuco	CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente	Relatório das Bacias Hidrográficas 2008	N	N
		Relatório do Monitoramento da qualidade da água Baía Ipojuca e Reservatório de Tapacurá em 2004	N	N
		Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Industriais - Pernambuco	S	N
		Monitoramento da qualidade da água como instrumento de controle ambiental e gestão de recursos hídricos no estado de PE	S	S
Maranhão	SEMA - Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais	Não existem.	-	-
Roraima	FEMACT - Fundação Estadual do Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia de Roraima	Não existem.	-	-
Rondônia	SEDAM - Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental	Não existem.	-	-
Distrito Federal	IBRAM - Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do DF	Relatório do Monitoramento da qualidade do ar no DF 2005, 2006, 2007, 2008	N	N

Quadro 1. Pesquisa dos relatórios ambientais por estado e Distrito Federal e seleção destes de acordo com os critérios já definidos. (continuação)

Conforme se pode verificar no Quadro, apenas quatro relatórios atenderam aos critérios (destacados em verde), pertencendo aos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Pernambuco.

O relatório de São Paulo elaborado pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) apresenta o monitoramento de emissões atmosféricas de várias empresas em regiões prioritárias do estado.

O relatório de Minas Gerais executado pela FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente) em 2003 apresenta um inventário de emissões atmosféricas de todas as empresas em operação nos municípios de Belo Horizonte, Contagem e Betim.

Já, o relatório do Rio Grande do Sul apresenta as 100 indústrias com maior potencial de geração de carga orgânica, representada pela DQO (Demanda Química Orgânica) na região hidrográfica do Guaíba, tendo sido elaborado pela FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler) em 2001.

Por último, no relatório de Pernambuco, elaborado pela CPRH (Companhia Pernambucana de Meio Ambiente) em 2003, fez-se um levantamento de 102 indústrias instaladas na Bacia do Rio Ipojuca a respeito da carga poluidora em termos de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), dos resíduos sólidos industriais gerados e das emissões atmosféricas de parte dessas indústrias.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com o estudo realizado, foram identificados 54 relatórios ambientais no Brasil, contudo, apenas 4 podem ser considerados aplicáveis para serem utilizados em ICVs, em virtude da maioria agregar indústrias em setores ou não possuírem informações relevantes.

Em um próximo momento para que os dados desses relatórios possam ser utilizados em ICVs é necessário que sejam pesquisadas mais informações, como: tecnologia utilizada pelas indústrias, produtos fabricados por estas e produção anual destes produtos. De posse dessas informações deverão ser realizados procedimentos a fim de que sejam atendidos os requisitos necessários para elaboração de ICVs. O resultado esperado será uma série de dados industriais, com informações a respeito de emissão de poluentes e resíduos sólidos para cada produto fabricado nestas indústrias, apropriados para uso em ACVs, como por exemplo: quantidade de CO emitido para cada quilo de produto fabricado na indústria X.

Espera-se, ainda, comparar as tecnologias utilizadas por diferentes indústrias em um mesmo setor, visando contribuir com as políticas de gestão ambiental.

É importante ressaltar que esse é um primeiro passo. A disponibilização dessas séries de dados é uma iniciativa que contribuirá para diminuir a carência de dados em ICVs.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14040**: Gestão ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

_____. **NBR 14044**: Gestão ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Qualidade do ar no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2008.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE MEIO AMBIENTE. **Monitoramento da qualidade da água como instrumento de controle ambiental e gestão de recursos hídricos no estado de Pernambuco**: Levantamento de fontes poluidoras na bacia do Rio Ipojuca. Pernambuco, 2003.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Inventário das fontes emissoras de poluentes atmosféricos, estudo de dispersão atmosférica e projeto de rede otimizada de monitoramento atmosférico para região metropolitana de Belo Horizonte, eixo Belo Horizonte – Contagem – Betim**. Minas Gerais, 2003.

FEPAM. **Diagnóstico de poluição hídrica industrial na região hidrográfica do Guaíba**. Rio Grande do Sul, 2001.

OWENS, J. W. Life Cycle Assessment: Constraints on moving from inventory impact assessment. **Journal of Industrial Ecology**, v. 1, n. 1, p. 37-49, jan. 1997.

UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME). **Life Cycle Assessment: What it is and how to do it**. França: United Nations Publication, 1996.



A BIODIVERSIDADE NA AICV: CONQUISTAS E LACUNAS FUNDAMENTADAS NOS PRECEITOS DA CDB

Marcela Valles Lange^{*}; Cássia Maria Lie Ugaya

RESUMO

Sendo a produção de bens e serviços e seus respectivos consumos crescentes uma das causas que mais contribuem para a degradação ambiental e a perda de biodiversidade, é essencial a inclusão da diversidade biológica nos estudos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Segundo a Convenção sobre Diversidade Biológica, os fatores de interferência direta na biodiversidade são: a mudança do uso do solo, as mudanças climáticas, a carga excessiva de nutrientes e outras formas de poluição, a introdução de espécies exóticas invasoras e a sobrexplotação e o uso não sustentável. Com o intuito de verificar até que ponto os fatores anteriormente citados são contemplados pelos estudos de AICV, foi realizada uma revisão bibliográfica dessas iniciativas. Como resultado, verificou-se que somente alguns desses fatores são tratados nos estudos de AICV, com ênfase para o uso do solo. Outros, porém, como as mudanças climáticas e a carga excessiva de nutrientes, aparecem em alguns trabalhos, mas ainda esperam por maiores avanços no seu trato. E, ainda, alguns fatores não são trabalhados nas avaliações, seja por falta de dados ou falta de correlação com os sistemas produtivos considerados. Há muito ainda para se contribuir, não só no que diz respeito à inclusão de fatores até então desconsiderados e contribuição ao fortalecimento de iniciativas já existentes, mas também na ponderação da biodiversidade em todos os seus níveis.

PALAVRAS-CHAVE: AICV; Biodiversidade; Convenção sobre Diversidade Biológica; Fatores interferentes.

INTRODUÇÃO

Uma das causas essenciais e que mais contribuem para a degradação ambiental e a perda de biodiversidade é a produção de bens e serviços e respectivos consumos (MAXWELL *et al.*, 2006). Tendo em vista que os impactos ambientais estão intimamente ligados aos fluxos elementares que ocorrem em toda a cadeia de valores e consumo dos produtos, torna-se fundamental que se conheçam e considerem todos os impactos no ciclo de vida (AMMENBERG & SUNDIN, 2003).

O uso de alguns modelos de caracterização tem permitido relacionar os fluxos elementares às categorias de impacto, como as mudanças climáticas, a acidificação e a toxicidade humana, entre outras, permitindo o uso na AICV. Apesar de altamente relevante, no entanto, a biodiversidade ainda é uma categoria de impacto pouco acessada pela AICV, carecendo de fatores de caracterização e meios de relacioná-la às várias categorias de impacto consideradas.

A biodiversidade representa um legado de bilhões de anos de evolução, durante os quais tem sido conformada pelos processos naturais e, cada vez em maior intensidade, pelas atividades humanas, que vem pondo em risco a estabilidade dinâmica dos ecossistemas naturais (SECRETARIADO DA CDB, 2006).

^{*} Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais (PPGEM). Núcleo de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida da UTFPR. Av. Sete de Setembro, 3165, Rebouças, Curitiba, CEP: 802030-901, Paraná, Brasil. +55(41) 3310-4873 / marcela_lange@yahoo.com.br.

Por causar rupturas nas funções dos ecossistemas, a perda de biodiversidade torna os ecossistemas mais vulneráveis, menos elásticos, e menos produtivos. Dentre os desequilíbrios já observados estão os envolvidos no provimento de água doce, na habilidade de autopurificação da atmosfera e na regulação de desastres naturais e na capacidade dos ecossistemas agrícolas de controlar pragas (SECRETARIADO DA CDB, 2006).

Desta forma, o objetivo deste estudo consiste em identificar os fatores hoje considerados determinantes sobre a conservação da biodiversidade, pela Convenção da Diversidade Biológica, com o intuito de visualizar conquistas e lacunas existentes na inclusão da Biodiversidade na AICV.

PRINCIPAIS FATORES QUE AFETAM A BIODIVERSIDADE

Os principais fatores que afetam diretamente a biodiversidade são a perda e degradação de habitats, as mudanças climáticas, a carga excessiva de nutrientes e outras formas de poluição, a introdução de espécies exóticas invasoras, a sobre-exploração e o uso não sustentável (SODHI *et al.*, 2009; SECRETARIADO DA CDB, 2006 e 2010).

De acordo com o Secretariado da CDB (2010), a perda e a degradação de habitats constituem a maior fonte individual de pressão sobre a biodiversidade mundial. Para os ecossistemas terrestres, são, em grande parte, explicadas pela conversão de terras silvestres para a agricultura, pelo manejo florestal não sustentável e pelo desenvolvimento de infraestruturas, acelerado pela expansão urbana. Para os ecossistemas de águas interiores, são justificadas pelo uso não sustentável da água e pela drenagem para conversão a outros usos da terra. Em ecossistemas costeiros, a perda e degradação de habitats são impulsionadas por práticas indevidas de maricultura e pesca, bem como construções e obras litorâneas.

Os impactos causados pelas mudanças climáticas, por sua vez, já são percebidos e estão projetados para se tornarem uma ameaça cada vez mais significativa nas próximas décadas (SECRETARIADO DA CDB, 2010). Alguns desses impactos levam a alterações das densidades das espécies; alterações nas distribuições, em latitude e altitude; alterações comportamentais, como na migração, reprodução e floração; mudanças na morfologia; e redução na diversidade genética (SODHI *et al.*, 2009).

Outro fator determinante para a manutenção da biodiversidade, de acordo com o Secretariado da CDB, 2010, é a poluição por nitrogênio e fósforo e por outras fontes, ocasionada pelos processos industriais modernos. Em ecossistemas terrestres, o excesso de nutrientes pode levar à proliferação exagerada de algumas plantas e animais, em detrimento de outras espécies. Em ecossistemas de águas interiores e costeiros, por sua vez, o acúmulo de fósforo e nitrogênio estimula o crescimento de algas e de alguns tipos de bactérias, reduzindo a concentração de oxigênio e afetando a qualidade da água.

Ainda de acordo com o Secretariado da CDB (2010), outro fator determinante são as espécies exóticas invasoras, que continuam sendo uma grande ameaça para todos os tipos de ecossistemas e espécies. Podem ocorrer acidentalmente ou intencionalmente, por meio de transporte humano. Muitas

espécies introduzidas são assimiladas pelas comunidades sem causar um efeito negativo, no entanto, algumas têm sido responsáveis por drásticas alterações para as espécies nativas e comunidades naturais.

A sobrexplotação* e as práticas destrutivas de colheita são também importantes ameaças à biodiversidade, e não houve redução significativa dessas pressões, apesar das alterações na gestão da pesca em algumas áreas. A caça de animais silvestres, cuja carne fornece uma porção importante de proteínas para muitas famílias rurais, ainda ocorre em níveis insustentáveis (SECRETARIADO DA CDB, 2010).

CONQUISTAS E LACUNAS NO TRATAMENTO DOS FATORES NA AICV

Realizou-se uma revisão bibliográfica acerca dos trabalhos que trazem iniciativas de inclusão da biodiversidade na AICV, na tentativa de verificar se os fatores que influenciam na conservação da biodiversidade, segundo a CDB, são ou não contemplados pelas metodologias propostas. O Quadro 1 traz os principais fatores que influenciam na biodiversidade, segundo a CDB, e as características do seu tratamento na AICV.

Fator determinante segundo CDB	Denominação na AICV	Ecosistemas afetados considerados	Nível de diversidade para incorporação na AICV	Indicador de categoria	Fontes
Perda e degradação de habitats	Uso do solo	Ecosistemas terrestres	Diversidade de espécies	Riqueza de espécies de plantas vasculares	GOEDKOOP & SPRIENSMA, 2000; LINDEIJER, 2000a; VOGTLÄNDER <i>et al.</i> , 2004; SCHMIDT, 2008; JEANNERET <i>et al.</i> , 2008
		Ecosistemas terrestres	Combinação da diversidade de espécies e de ecossistemas, lidando com a densidade de espécies por tipo de ecossistema	Riqueza de espécies de plantas vasculares	(KOLLNER, 2000; LINDEIJER, 2000a)
		Ecosistemas terrestres	Combinação da diversidade de espécies e de ecossistemas, lidando com a escassez global, a riqueza de espécies e a vulnerabilidade dos ecossistemas	Riqueza de espécies de plantas vasculares	(WEIDEMA & LINDEIJER, 2001).
		Ecosistemas terrestres	Diversidade de ecossistemas, lidando com a escassez global e a vulnerabilidade dos ecossistemas	Dados globais disponíveis sobre ecorregiões, recuperação anual das florestas	MICHELSSEN (2008)
Mudanças climáticas	Mudanças climáticas	Ecosistemas terrestres, de águas interiores e costeiros	Diversidade de espécies	Riqueza de espécies	SCHRYVER <i>et al.</i> (2008)
Carga excessiva de nutrientes e outros poluentes	Eutrofização, ecotoxicidade, acidificação	Ecosistemas terrestres	Diversidade de espécies	Riqueza de espécies de plantas vasculares	GOEDKOOP & SPRIENSMA (2000)
		Ecosistemas de águas interiores e costeiros	Diversidade de espécies	Riqueza de espécies	GOEDKOOP <i>et al.</i> (2009)
Introdução de espécies exóticas invasoras			não abordado		
Sobre-exploração e uso não sustentável de recursos			não abordado		

Quadro 1. Tratamento dos fatores determinantes para a biodiversidade na AICV.

* Sobrexplotação corresponde ao uso excessivo de determinado recurso natural visando tirar proveito econômico.

Observa-se, pela análise do Quadro 1, que alguns fatores que influenciam na diversidade de espécies não são ainda inclusos na AICV, nomeadamente a introdução de espécies exóticas invasoras e a sobrexploração e o uso não sustentável de recursos. Isso se dá provavelmente pela dificuldade de se relacionar esses temas aos fluxos elementares, acrescida da complexidade de se mensurar a interferência desses fatores na biodiversidade. Pode-se perceber, ainda, que os ecossistemas englobados nos estudos são geralmente os terrestres, sendo mais rara a inclusão de ecossistemas de águas interiores e costeiras, o que se deve possivelmente à maior disponibilidade de dados relativos aos primeiros.

Outra questão que pode ser notada é a prevalência da escolha da diversidade de plantas vasculares como um indicador, que, de acordo com Van der Voet (2002) e Lindeijer (2000b), relaciona-se à disponibilidade de dados existentes. Questiona-se o fato de que a diversidade de plantas seja um bom indicador da diversidade total de espécies. Isso porque, apesar da comum relação de dependência dos animais com relação às plantas, alguns distúrbios impactam muito mais intensamente os animais do que as plantas, podendo o impacto total na biodiversidade ser, dessa maneira, subestimado. A tendência é que a comunidade de AICV amplie o indicador para a diversidade total de espécies, ou que passe a utilizar uma composição de indicadores de plantas, diferentes grupos de animais e microrganismos, apesar de por enquanto isso ainda não ser possível (VAN DER VOET, 2002).

Além disso, há uma carência de métodos de AICV que incluam a diversidade genética e de ecossistemas como indicadores. O uso de indicadores baseados no ecossistema tem algumas vantagens claras, tais como a amarração adequada ao inventário, haja vista que os ecossistemas têm dimensões espaciais, e a inclusão de aspectos não contemplados pela diversidade de espécies, como a irreversibilidade do dano e o tempo de recuperação pós-dano (VAN DER VOET, 2002). O uso de indicadores de diversidade genética, por sua vez, é importante devido à preocupação com a perda de diversidade nas raças e variedades de plantas e animais utilizados para a subsistência humana. A homogeneização geral de paisagens e de variedades agrícolas pode tornar as populações rurais mais vulneráveis às mudanças futuras, se houver a possibilidade de traços genéticos, mantidos ao longo de milhares de anos, desaparecerem (SECRETARIADO DA CDB, 2010).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentre os diversos fatores que afetam a biodiversidade, com base nos preceitos da CDB, apenas alguns deles são tratados nos estudos de AICV, como mostrado no Quadro 1, com ênfase para o uso do solo, tema que tem sido trazido em pauta por diversos trabalhos. Outros, porém, como as mudanças climáticas e a carga excessiva de nutrientes, aparecem em algumas iniciativas, mas ainda esperam por maiores avanços no seu trato. E, ainda, alguns fatores não são trabalhados nas avaliações, seja por falta de dados ou falta de correlação com os sistemas produtivos considerados.

Há muito ainda a contribuir para o tema, não só para inclusão de fatores até então desconsiderados e contribuição para o fortalecimento de iniciativas já existentes, mas também para a

consideração dos diversos tipos de ecossistemas e ponderação da biodiversidade em todos os seus níveis: genética, específica e ecossistêmica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMMENBERG, J.; SUNDIN, E. Products in environmental management systems: Drivers, barriers and experiences. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 4, p. 405-415, mar. 2005.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER, A.; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R. **ReCiPe 2008**: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation. 2009.

GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. **The Eco-Indicator 99**. A damage oriented method for life cycle impact assessment. Amersfoort: PRe Consultants B.V., 2000.

JEANNERET, Ph.; BAUMGARTNER, D. U.; KNUCHEL, R. F.; GAILLARD, G. Integration of biodiversity as impact category for LCA in agriculture (SALCA-Biodiversity). In: **6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich**, November 12–14, 2008.

KÖLLNER, T. Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, p. 293–311, 2000.

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

_____. Review of land use impact methodologies. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, p. 273–281, 2000b.

MAXWELL, D.; SHEATE, W.; VORST, R. Functional and Systems Aspects of the Sustainable Product and Service Development Approach for Industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 14, p. 1466–1479. 2006.

MICHELSEN, O. Assessment of Land Use Impact on Biodiversity: Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 1, p. 22–31, 2008.

SCHRYVER, A. M.; BRAKKEE, K. W.; GOEDKOOP, M. J.; HUIJBREGTS, M. J. Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 6, 2009.

SECRETARIADO DA CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA. **Panorama da Biodiversidade Global 2**. Montreal, 81 + vii páginas, 2006.

_____. **Panorama da Biodiversidade Global 3**. Montreal, 94 páginas, 2010.

SCHMIDT, J. H. Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, p. 1929–1942, 2008.

SODHI, N. S.; BROOK, B. W.; BRADSHAW, C. A. J. Causes and consequences of species extinctions. In: **Princeton Guide to Ecology** (S. A. Levin, ed.), Princeton University Press, p. 514-520, 2009.

VOGTLÄNDER, J.G.; LINDEIJER, E.; WITTE, J-P M., HENDRIKS, C. **Journal of Cleaner Production**, v. 12, p. 47-57, 2004.

WEIDEMA, B.P. & E. LINDEIJER. **Physical impacts of land use in product life cycle assessment**. Final report of the Eurenviron-LCAGAPS sub-project on land use. Dpt of Manufacturing, Engineering & Management, Technical University of Denmark, 2001.



AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DE INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA BRASILEIROS

Tássia Viol Moretti* ; Cássia Maria Lie Ugaya

RESUMO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem como propósito fomentar o entendimento das causas e tipos de impactos ambientais relacionados aos produtos ou serviços, com foco na tomada de decisões. Diante disto, a ACV estuda os aspectos ambientais e os impactos ao longo da vida de um produto, desde a extração de recurso, passando por produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem e disposição. A ACV pode ser dividida em quatro etapas: definição de objetivo e escopo; análise de inventário; avaliação de impactos e interpretação. O objetivo deste trabalho é avaliar as diferenças entre conceitos dos inventários de ciclo de vida (ICVs) do Brasil para evidenciar e reforçar a necessidade do desenvolvimento de uma base unificada de dados que demonstrem a realidade brasileira. Para isto, fez-se um referencial teórico sobre ICV, seguida da comparação do *Ecoinvent* com a ISO 14044:2009. Buscaram-se também setores industriais prioritários definidos pelo Banco Mundial e IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) para compará-los com os ICVs desenvolvidos no Brasil. -De posse destas informações pôde-se concluir que há necessidade da adaptação de uma base de dados unificada para os ICVs de diferentes setores industriais brasileiros.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação do Ciclo de Vida; Inventário de Ciclo de Vida; Brasil.

INTRODUÇÃO

O propósito da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é fomentar um entendimento das causas e tipos de impactos ambientais relacionados aos produtos ou serviços e providenciar uma base de dados para a tomada de decisões (UDO DE HAES *et al.*, 2002).

De acordo com as orientações da ABNT NBR ISO 14040:2009, a ACV pode ser dividida em quatro etapas: i) definição de objetivo e escopo, ii) análise de inventário, iii) avaliação de impactos e iv) interpretação.

No inventário do ciclo de vida, foco deste trabalho, a coleta de dados é uma das etapas que demanda mais tempo e capital, tem como finalidade a facilitação da execução de ACVs.

As ACVs são realizadas a por meio da utilização de banco de dados de inventário e métodos para a avaliação do impacto de origem estrangeira (PEGORARO, 2008). O autor ressalta que esses bancos não refletem a realidade brasileira, uma vez que foram desenvolvidos com o uso de dados específicos dos países ou regiões a que se referem.

Diante do exposto, justifica-se a necessidade de realizar um estudo para avaliar a estrutura dos inventários do ciclo de vida brasileiros.

Para isto fez-se um referencial teórico sobre ICV, o qual inclui base de dados públicas de ICV, a iniciativa de ICV no Brasil; considerações sobre o *Ecoinvent* (base de dados escolhida), seguida da

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais. Av. Sete de Setembro, 3165, Reboças, Curitiba, CEP: 80290-520, Paraná, Brasil. +55(41) 3310-4852 / tassia.vm@hotmail.com.

comparação do *Ecoinvent* com a ISO 14044:2009. Buscaram-se também setores industriais prioritários definidos pelo Banco Mundial e IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) com a finalidade de se comparar com os ICVs já desenvolvidos no Brasil.

INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

Dentro da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), o Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é considerado uma fase que se identifica e quantificam-se as entradas e saídas para o ambiente, do sistema de produto investigado (FERREIRA, 2004) (SONNEMANN *et al.*, 2003).

Neste contexto, o ICV é baseado nas definições: do objetivo e escopo; dos limites do sistema, diagrama de fluxos com unidades de processos, coleta de dados para cada um desses processos, alocação em processos e cálculos finais (GUINÉE *et al.*, 2001).

Base de dados pública para ICV

Na década de 90, as bases de dados para realização da ACV eram desenvolvidas por diferentes institutos e organizações. A informação disponível em inventário de ciclo de vida de um determinado produto não coincidia com outros inventários e o resultado dependia do instituto que estava realizando a análise. Surgiu-se, então, a necessidade de unificar essas informações numa base de dados para ACV em que os resultados fossem confiáveis, independentemente da capacidade de qualquer instituição a realizar o estudo (ALTHAUS *et al.*, 2007).

De acordo com a crescente preocupação da indústria e das autoridades quanto à importância de um inventário que reportasse credibilidade para a realização de uma ACV, houve uma demanda crescente por dados confiáveis, de qualidade, consistentes transparentes e independentes (ALTHAUS *et al.*, 2007).

Estados Unidos, Japão, Austrália, Alemanha, Suíça e UNEP (*United Nations Environment Programme* –Programa de Meio Ambiente da Nações Unidas) e SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry* - Sociedade de Química Ambiental e Toxicologia) *Life Cycle Initiative* (Iniciativa do Ciclo de Vida) possuem iniciativas avançadas com relação ao acesso público a base de dados. A ACV de produtos brasileiros é, também, uma das ações prioritárias do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT, 2009) (UNEP e CETAC, 2009).

O IBICT vinculado ao Ministério da Ciência e Tecnologia considera o projeto de implantação de um modelo brasileiro vital para o desenvolvimento nacional e, por isso, pretende ser um agente ativo na organização do banco de dados de produtos e serviços do país e na disseminação das informações (IBICT, 2009). Além dele, instituições acadêmicas e de pesquisa; governamentais e industriais participam desta iniciativa brasileira em ACV e ICV no Brasil (PIRES 2006).

ECOINVENT

A base de dados do *Ecoinvent* foi desenvolvida pelo centro Suíço de ICV. Utiliza-se do formato EcoSpold e possui cerca de 4.000 dados para produtos, serviços e processos freqüentemente usados em estudos de caso de ACV. A sua versão 2.0 compreende a cobertura de dados de ICV para energia, transporte, materiais de construção, madeira, fibras renováveis, metais, químicos, eletrônicos, engenharia mecânica, papel e polpa, plásticos, tratamento de resíduos e produtos agrícolas (ALTHAUS *et al.*, 2007).

Neste trabalho, optou-se por trabalhar com a Base de Dados do *Ecoinvent* v.2, por ser uma base de dados consistente, coerente, transparente, que proporciona credibilidade e aceitação de resultados de estudos de ACV.

Ecoinvent, NBR ISO 14044 e ICVs brasileiros

A partir do estudo comparativo entre o *Ecoinvent* e a NBR ISO 14044, elencaram-se itens presentes no *Ecoinvent* e que para a NBR ISO 14044 são considerados: recomendável, obrigatório, não é citado ou é opcional.

Na seqüência, padronizaram-se os itens resultantes da comparação do *Ecoinvent* com a norma, estipulando requisitos necessários para estarem presentes nos ICVs analisados do Quadro 1. Em busca da avaliação da estrutura conceitual de inventários de ciclo de vida do Brasil, afim demonstrar a necessidade do desenvolvimento de uma base de dados unificada para dados que demonstrem a realidade brasileira analisaram-se alguns ICVs. Porém é importante ressaltar que não se está julgando se a forma de se inventariar os dados é correta ou não. Pois de acordo com a própria NBR ISO 14040, não existe um método único para se conduzir uma ACV. As organizações têm a flexibilidade para implementar a ACV como descrito na norma, de acordo com a aplicação pretendida e com os requisitos de cada organização.

Assunto	Título	Universidade/ Instituição	Referência
Geração Hidrelétrica	Inventário de ciclo de vida da geração hidrelétrica no Brasil-Usina de Itaipu: primeira aproximação.	Universidade de São Paulo (USP)	RIBEIRO, 2003
Metais	Adaptação de Banco de Dados de Inventários de Ciclo de Vida para a realidade brasileira no que concerne à logística da produção de materiais	Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)	NISHIMUNI <i>et al.</i> , 2008
Alumínio e Aço	Inventário do Ciclo de Vida da Produção de Alumínio e Aço no Brasil	Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)	COELHO, 2007
Embalagens	Análise do Inventário do Ciclo de Vida de Embalagens de vidro, alumínio e Pet utilizadas em uma indústria de refrigerantes no Brasil	UFPR (Universidade Federal do Paraná)	PRADO, 2007
Papel <i>off set</i>	Inventário do ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil.	Universidade de São Paulo (USP)	GALDIANO, 2006

Quadro 1. Levantamento de dados disponíveis no Brasil para serem utilizados neste trabalho de ICV.

PVC	Life Cycle Inventory of Polyvinyl Chloride Manufactured in Brazil	Universidade de São Paulo (USP)	BORGES, SILVA, 2005
Tijolos Cerâmicos	Inventário da produção de pisos e tijolos cerâmicos no contexto da análise do ciclo de vida	UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina)	SOARES, PEREIRA, 2004
Automotivo	Análise de Ciclo de Vida: estudo de caso para materiais e componentes automotivos no Brasil	UNICAMP(Universidade Estadual de Campinas)	UGAYA, 2001

Quadro 1. Levantamento de dados disponíveis no Brasil para serem utilizados neste trabalho de ICV. (continuação)

BANCO MUNDIAL E IBGE

A partir da comparação entre setores industriais do *World Bank Group* (1998) e análise dos dados do IBGE (2005, 2006, 2007) verificam-se consonância entre: refino de petróleo, a extração e mineração de metais, preparação de carne, manufatura de fármacos (WORLD BANK GROUP, 1998). A partir dessa comparação atrelada aos inventários de ciclo de vida brasileiros pesquisados evidencia a necessidade de desenvolvimento de ICVs brasileiros para as seguintes atividades: abate de reses, preparação de produtos de carne; fabricação de medicamentos para uso humano. Desta forma a relevância de se analisar inventários descritos acima é a correlação com outros setores, por exemplo, quando se define como setor prioritário a fabricação de automóveis, camionetas e utilitários, outros setores estão intrinsecamente relacionados, tais como aço, alumínio, polímeros.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Os inventários brasileiros precisam ser padronizados em uma estrutura comum em relação a conceitos, de forma que os dados expressem a realidade nacional. Neste trabalho adotou-se como estrutura para avaliar conceitos comuns a ICVs, requisitos de comparação do *Ecoinvent* com a NBR ISO 14044. Ressalta-se a não existência de um método único para conduzir uma ACV.

Percebe-se que a montagem de banco de dados de ICV é avançada em outros países, quando os comparado com o Brasil. Este, por sua vez, apresenta condição de estudo favorável à implantação de uma base de dados brasileira. Uma vez que há esforços de instituições brasileiras para se unificar as informações e somá-la aos estudos realizados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALTHAUS, H. D. G. et al. **Ecoinvent**: overview and methodology, Data v 2.0. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

_____. **NBR ISO 14044**: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

BORGES, F. J.; SILVA, G. A. Life Cycle Inventory of Polyvinyl Chloride Manufactured in Brazil. In: MERCOSUR CONGRESS ON PROCESS SYSTEMS ENGINEERING, 4, 2005. Rio de Janeiro. **Anais**. Rio de Janeiro: ENPROMER, 2005.

COELHO, C. R. V. **Inventário do Ciclo de Vida da Produção de Alumínio e Aço no Brasil**, Iniciação Científica (CNPQ). Curitiba: UTFPR, 2007.

FERREIRA, J. V. R. **Análise do Ciclo de Vida dos Produtos**. Instituto Politécnico de Viseu, 2004.

GALDIANO, G. P. **Inventário do ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil**. 2006. 280 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Química, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

GUINÉE, J. B. et al. **Life Cycle Assessment** – An operational guide to the ISO standards - Part 2a, Guide. Netherlands: Jan Klerkx, 2001.

IBICT. **Avaliação do Ciclo de Vida é uma das ações prioritárias do IBICT**. Disponível em: <http://acv.ibict.br/noticias/news_item.2005-09-14.2266952135>. Acesso em 17 mai. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Indústria, **Pesquisa Industrial Anual - Produto, 2005**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/industria/pia/produtos/produto2005/default.shtm>>. Acesso em 15 de fev. 2010.

_____. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Indústria, **Pesquisa Industrial Anual - Produto, 2006**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/industria/pia/produtos/produto2006/default.shtm>>. Acesso em 15 de fev. 2010.

_____. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Indústria, **Pesquisa Industrial Anual - Produto 2007**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/industria/pia/produtos/produto2007/defaultproduto.shtm>>. Acesso em 15 de fev. 2010.

NISHIMUNI, E. C.; AZUMA, F. H.; SHIGUEOKA, G. H. **Adaptação de banco de dados de inventários de ciclo de vida para a realidade brasileira no que concerne à logística de produção de produtos**. Monografia. Curitiba: UTFPR, 2008.

SOARES, S.; PEREIRA, S. W. Inventário da produção de pisos e tijolos cerâmicos no contexto da análise do ciclo de vida. **Ambiente Construído**. Porto Alegre, v.4, n.4, p. 83-94. 2004.

SONNEMANN, G.; CASTELLS, F.; SCHUHMACHER, M. **Integrated life-cycle and risk assessment for industrial process**, Spain: CRC Press, 2003.

UDO DE HAES, H. A. et al. **Life-Cycle Impact Assessment: striving towards best practice**. USA: SETAC, 2002.

UGAYA, C. M. L. **Análise de Ciclo de Vida de Materiais e Componentes Automotivos:** estudo de caso no Brasil. 2001. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP. 2001.

UNEP E CETAC. **Life Cycle Inventory Programme.** Disponível em: <http://jp1.estis.net/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=2F3B97E2-1697-4CD5-9D7E-D3CAD7214482>. Acesso em: 14 mar. 2009.

PEGORARO, L. A. **Desenvolvimento de fatores de caracterização para toxicidade humana em avaliação do impacto do ciclo de vida no Brasil.** 2008. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, PR. 2008.

PIRES, A. C. **Proposta:** projeto brasileiro de ICV – 2006. Disponível em: <http://acv.ibict.br/publicacoes/folder.2005-11-18.7629570308/Apresentacao_Armando_%2020102006.ppt#356,22,Slide_22>. Acesso em: 17 mai. 2009.

WORLD BANK GROUP, UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, UNITED NATIONS INDUSTRIAL DEVELOPMENT ORGANIZATION. **Pollution Prevention and Abatement Handbook.** Washington, 1998.



AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA E SUAS APLICAÇÕES NA PRODUÇÃO ANIMAL

Francieli Tatiana Olszensvski ; Vamilson Prudêncio da Silva Jr; Sara Meireles; Cristiane Maria de Leis; Fernanda Souza Lenzi; Sebastião Roberto Soares*

RESUMO

Indicadores de desempenho ambiental das cadeias produtivas têm sido buscados devido à preocupação crescente dos consumidores com os impactos negativos causados pelos produtos e serviços consumidos. Este estudo tem como objetivo apresentar a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida e suas aplicações na produção animal. Destacando quais são as principais fontes de impactos associados às cadeias produtivas da bovinocultura de leite, suinocultura e avicultura.

PALAVRAS-CHAVE: ACV; Avaliação do Ciclo de Vida; Pecuária; Sustentabilidade.

INTRODUÇÃO

A crescente exigência dos consumidores por informações sobre os produtos ofertados no mercado gerou uma busca por indicadores de sustentabilidade das cadeias produtivas, devido à escolha dos produtos serem baseadas em implicações éticas e ambientais da produção (MAZZUCO, 2008).

Entre inúmeras agroindústrias brasileiras podem-se destacar complexos como: frigoríficos, abatedouros e agroindústrias de derivados de leite (EVANGELISTA *et al.*, 2006). Os sistemas sustentáveis de produção de alimentos devem ser socialmente responsáveis, economicamente viáveis, além de garantir a saúde e o bem-estar humano e animal, bem como a proteção ao meio ambiente (MAZZUCO, 2008). Logo, as melhorias não devem apenas abranger os processos produtivos industriais, mas sim a cadeia produtiva como um todo, o que coincide com o conceito da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que visa o estudo do ciclo produtivo de um produto ou serviço do berço ao túmulo.

Este trabalho tem como objetivo analisar a metodologia de ACV e suas aplicações na produção animal, baseado em exemplos aplicados à bovinocultura de leite, suinocultura e avicultura, para a construção de indicadores ambientais da produção animal identificando os gargalos do ciclo produtivo.

ESTUDOS DE ACV NA PRODUÇÃO ANIMAL

A ACV possui como foco a análise de sistemas produtivos considerando os impactos ambientais. Inicialmente foi desenvolvida para determinar os originados pelas indústrias e de seus processos de produção. Contudo, atualmente, vem sendo realizados estudos de ACV da produção

* Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida. Campus Reitor João David Ferreira Lima, Bairro Trindade, Florianópolis, CEP: 88040-970, Santa Catarina, Brasil. +55(48) 3721-7754 / francieli@ens.ufsc.br.

agrícola, principalmente, para sistemas produtivos de grãos ou processos de produção de alimentos à escala industrial (CALDEIRA-PIRES, 2002).

Bovinocultura de leite

Os estudos sobre a bovinocultura de leite tiveram início em 2000, na Suécia, onde foram apontados os principais parâmetros da atividade, que influenciam nos impactos ambientais (CEDERBERG; MATTSSON, 2000). Em estudo que abrangeu algumas propriedades de produção de leite orgânico da Holanda, realizado em 2005, constatou-se que a ACV é uma metodologia eficiente para compor os indicadores de impactos ambientais (THOMASSEN; BOER, 2005).

Em 2008, estudaram-se dois sistemas de produção de leite holandês: um convencional e o outro orgânico, onde o convencional apresentou apenas impacto positivo quando comparado ao orgânico na categoria uso de solo (THOMASSEN *et al.*, 2008). O mesmo resultado foi obtido na França (VAN der WERF *et al.*, 2009). Já em 2010, na Alemanha, conclui-se que as explorações baseadas nos princípios tradicionais da agricultura orgânica tendem a ter menos efeitos negativos ao ambiente (MÜLLER-LINDENLAUF; DEITERT; KÖPKE, 2010).

Suinocultura

A suinocultura é uma atividade com grande impacto ambiental local ou regional, uma vez que produz grande volume de dejetos. Em sistemas de confinamento, o número de animais é frequentemente superior à capacidade de suporte das instalações, e na maioria das vezes o volume de dejetos também fica acima dos limites naturais da capacidade de absorção das áreas adjacentes (AMORMINO, 2010).

A técnica da ACV vem sendo utilizada por muitos pesquisadores para identificar oportunidades de melhoria nos sistemas de produção de suínos e aves para as questões ambientais. Em 2006, na Dinamarca foi realizado um estudo de ACV, onde se diagnosticou impactos relacionados ao aquecimento global, eutrofização e acidificação. Como recomendação, os autores citam que é necessário um uso eficiente de Nitrogênio nas unidades produtoras de suínos e também na fabricação da ração, que é fundamental para melhorar o perfil ambiental da cadeia produtiva de suínos (DALGARRD *et al.*, 2006).

A produção de carne suína no Noroeste Europeu foi examinada em 2010 em diferentes cenários para investigar a possibilidade de melhorias nos impactos de uso de energia e emissões de gases do efeito estufa. Conclui-se que as fazendas européias de suínos possuem potencial para reduzir o uso de energia fóssil e as emissões de gases do efeito estufa, caso sejam implementadas melhorias na escolha dos ingredientes da ração e gerenciamento dos dejetos para sua utilização (NGUYEN; HERMASSEN; MOGESEN, 2010).

Avicultura

Em relação à produção de aves, Pelletier (2008) realizou um estudo de ACV para prever os macro-impactos ambientais referentes às entradas de materiais e energia e as saídas ao longo da cadeia produtiva do frango de corte dos Estados Unidos. Segundo o autor, no processo de produção de frangos o fornecimento de ração é responsável por 80% da energia utilizada na cadeia, 82% das emissões de gases do efeito estufa, 98% das emissões referentes à depleção do ozônio, 96% das emissões de acidificação e 97% das emissões de eutrofização (PELLETIER, 2008).

Uma ACV da avicultura e suinocultura foi realizada para o Oeste de Santa Catarina (SC) por Spies (2003), buscando apontar indicadores de sustentabilidade dessas atividades. Os resultados demonstram que os suínos possuem maior impacto sobre a contribuição de gases de efeito estufa, camada de ozônio, acidificação, eutrofização, metais pesados e substâncias cancerígenas, quando comparado com frangos, ambos na base de uma tonelada de peso vivo. O uso de pesticidas, no entanto, tem um impacto maior na produção de aves (a atividade utiliza mais soja, cuja produção emprega mais pesticidas do que na produção de milho), assim como o esgotamento dos recursos energéticos. O trabalho conclui que a produção de suínos tem maior impacto ambiental do que avicultura, considerando a produção atual e os sistemas de gestão de resíduos em SC (SPIES, 2003).

DISCUSSÃO

Em longo prazo, a sustentabilidade das cadeias de produção de suínos, gado de leite e aves, depende da capacidade das mesmas para se ajustar aos novos desafios impostos pela sociedade e pelo mercado, que estão se tornando menos tolerantes aos impactos ambientais e sociais negativos oriundos dos atuais modelos de criação de animais (MAZZUCO, 2008).

Um dos maiores objetivos da agricultura em geral, incluindo a produção animal, é suprir a demanda de alimentos requerida para a crescente população mundial, ou seja, a intensificação da produção tanto pela mecanização como pelo uso de insumos sintéticos (adubos, rações, medicamentos, agrotóxicos, etc.) (XAVIER, 2003). A competição entre a energia oriunda de plantações renováveis, as áreas de assentamento e as altas perdas de conversão de ração animal para alimento humano estão associados com problemas ambientais e poluição, o que estimula a procura por novas maneiras sustentáveis de produção de alimentos.

Os métodos de avaliação ambiental aplicados à produção animal devem ser capazes de expressar os resultados por unidade de área e unidade de produto. Os métodos de avaliação devem ser utilizados cautelosamente, e a escolha do método de caracterização deve variar de acordo com as necessidades particulares (VAN der WERF *et al.*, 2007) do estudo, o que é possível utilizando a metodologia de ACV.

A ACV é uma metodologia eficiente para avaliar os indicadores de impactos ambientais, pois analisa todas as etapas de produção e permite identificar os aspectos fortes e fracos que se destacam para a atividade (XAVIER, 2003). Assim, torna-se possível expor as propostas de reduções, que podem ser atingidas através da aplicação de diferentes ações de melhorias, tais como a formulação adequada das rações, que visa uma produção com menor custo, mas que pode também implicar em maior ou menor impacto ambiental.

CONCLUSÕES

A ACV auxilia com razoável robustez na busca de informações sobre os pontos críticos da cadeia produtiva, evidenciando suas conseqüências ambientais e criando a possibilidade de pistas de melhoramento dos processos, logo, para garantir a sustentabilidade das mesmas devem-se atender às exigências atuais quanto ao aspecto ambiental, além dos aspectos econômicos e sociais. Ainda como vantagem nos permite expressar os resultados segundo diversas unidades funcionais, bem como permite o uso de diversos métodos de caracterização.

Pelas suas características, conclui-se que a ACV é eficiente para avaliar os impactos ambientais da produção de animais, pois, nos permitir avaliar todas as etapas da atividade, fornecendo os pontos críticos, assim como as ações de melhorias para estes, sempre evidenciando a menos prejudicial ao ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMORMINO, T. F. C. **Produção Animal: Alternativas Sustentáveis** frente às ameaças do aquecimento global. Disponível em: <<http://www.direito.ufmg.br/neda/arquivos/producaoanimal.pdf>>. Acesso em: 23 fev. 2010.
- CEDERBERG, C. & MATTSSON, B. Life cycle assessment of milk production: a comparison of conventional and organic farming. **Journal of Cleaner Production, Oxford**, 8: 49-60. 2000.
- CALDEIRA-PIRES, A.; RABELO, R. R.; XAVIER, J. H. V. Uso potencial da análise do ciclo de vida (ACV) associada aos conceitos da produção orgânica aplicados à agricultura familiar. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, DF; v. 19, n. 2, p. 149-178, 2002.
- DALGAARD, R.; HALBERG N.; KRISTENSEN, I. S.; LARSEN, I. Modelling representative and coherent Danish farm types based on farm accountancy data for use in environmental assessments. **Journal of Agriculture, Ecosystems & Environment**, 117(4), 223-237. 2006.
- EVANGELISTA, M. L. S; HECKLER, V.; ELGER, F. A.; GRIEBLER, G. & NÜSKE, A. C. A sustentabilidade no sistema produtivo da atividade leiteira na Região Fronteira Noroeste do Rio Grande do Sul. In: **XIII Simpósio de Engenharia de Produção (SIMPEP)** - Bauru, SP, Brasil. 2006.

LUO, J.; KLEIN, C. A. M.; LEDGARD, S. F.; SAGGAR, S. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, doi: 10.1016/j.agee.2009.12.003. 2009.

MAZZUCO, H. Ações sustentáveis na produção de ovos. 2008. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 37: 230-238.

MÜLLER-LINDENLAUF, M.; DEITTERT, C. & KÖPKE, U. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. **Livestock Science**, doi: 10.1016/j.livsci.2009.11.013. 2010.

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. Fossil energy and GHG saving potentials of pig farming in the EU. **Journal of Energy Policy**. 2010.

PELLETIER, N. Environmental performance in the US broiler poultry sector: Life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. **Journal of Agricultural Systems**, 98: 67-73. 2008.

SPIES, A. **The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change**. 2003. 408f. Tese (Doutorado) - University of Queensland, Brisbane, Australia. School of Natural and Rural Systems Management. 2003.

THOMASSEN, M. A. & de BOER, I. J. M. Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 111:185–199. 2005.

THOMASSEN, M. A.; VAN CALKER, K. J.; SMITS, M. C. J.; SMITS, G. L. & de BOER, I. J. M. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. **Agricultural Systems**, 96: 95–107. 2008.

VAN DER WERF, H. M. G.; TZILIVAKIS, J.; LEWIS, K.; BASSET-MENS, C. Environmental Impacts of farm scenarios according to five assessment methods. **Journal of Agriculture Systems & Environment**, 118: 327-338. 2007.

XAVIER, J. H. V. **Análise de Ciclo de Vida (ACV) da produção agrícola familiar em Unaí-MG: resultados econômicos e impactos ambientais**. 2003. 149p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.



TRABALHOS DE FORMAÇÃO ACADÊMICA DO CICLO DE VIDA DE PRODUTOS E SERVIÇOS NO BRASIL

*Ian Pavani Verderesi**; Morgana Decker; Francieli Tatiana Olszensvski; Cristiane Maria de Leis; Sebastião Roberto Soares

RESUMO

Este artigo teve como objetivo realizar um levantamento dos estudos acadêmicos brasileiros que se utilizaram da ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). As informações foram levantadas nos principais bancos de dados nacionais: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a fim de verificar quais as principais universidades que abordam o tema e as áreas mais recorrentes, entre os anos de 1997 e 2009. Como resultado obteve-se: 151 trabalhos, dos quais 101 são dissertações de mestrado, 17 dissertações profissionalizantes e 33 teses de doutorado. Na pesquisa realizada foi possível constatar que a ferramenta de ACV é utilizada em estudos dos mais variados cursos, destacando-se principalmente a área tecnologia, com os cursos de engenharias. O ano de 2008 destacou-se como o que apresentou maior índice de trabalhos sobre ACV e a Universidade de São Paulo a que mais desenvolveu pesquisas com a metodologia em questão.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); Levantamento Acadêmico; Universidades brasileiras.

INTRODUÇÃO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica empregada na análise dos aspectos ambientais e avaliação dos impactos potenciais associados ao ciclo de vida de um produto, processo ou serviço. Como instrumento de tomada de decisões, esta ferramenta compreende fundamentos para o desenvolvimento e a melhoria de produtos, o marketing ambiental e a comparação de diferentes opções de produtos e/ou materiais. A abrangência vai desde a extração de suas matérias-primas (berço), passando pelas etapas de transporte, produção, distribuição e utilização, até sua destinação final (túmulo) (NBR ISO: 14040, 2009).

A ACV também ajuda na identificação de possíveis melhorias ao longo do ciclo de vida do produto e no fornecimento de dados ambientais complementares e informações úteis para as tomadas de decisão (NBR ISO: 14040, 2009). O conceito da metodologia tem-se estendido para além de um simples método para comparar produtos, sendo atualmente visto como uma parte essencial para conseguir objetivos mais abrangentes, tais como a sustentabilidade (FERREIRA, 2004).

Este trabalho tem como objetivo verificar o avanço quantitativo na produção de pesquisas acadêmicas, no período de 1997 a 2009, no contexto brasileiro, a nível de pós-graduação (mestrado, doutorado e dissertações profissionalizantes), que empregaram a metodologia de ACV, bem como as áreas mais recorrentes na utilização desta ferramenta.

* Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida. Campus Reitor João David Ferreira Lima, Trindade, Florianópolis, CEP: 88040 970, Santa Catarina, Brasil. +55(48) 3721-7754 / ianverderesi@gmail.com.

MATERIAIS E MÉTODOS

O levantamento de trabalhos publicados que utilizaram a metodologia de ACV, compreendidos no período de janeiro de 1997 até dezembro de 2009, se deu no mês de setembro de 2010. Utilizando-se da metodologia proposta pelo estudo de Lima, Caldeira-Pires & Kiperstok (2007), porém, incluíram-se trabalhos realizados em cursos profissionalizantes.

Buscou-se nas principais bases de dados nacionais que disponibilizavam os trabalhos na íntegra, os resumos de mestrado, doutorado e cursos profissionalizantes produzidos entre os anos de 1997 e 2009, os quais continham o tema Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Entretanto, para uma maior seleção dos trabalhos, a pesquisa foi efetuada através da busca das expressões exatas “Análise de Ciclo de Vida”; “Avaliação do Ciclo de Vida” e “ACV”, pois são as duas traduções e a sigla empregadas pelos principais autores e/ou estudiosos para *Life Cycle Assessment*. Foram consultados:

- Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), onde foi encontrada uma relação com resumos de teses e dissertações relacionados à ACV;
- Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), que possui uma ferramenta de busca e consulta a resumos sobre teses e dissertações defendidas em programas de pós-graduação no Brasil;

Na busca realizada nos referidos bancos de dados, alguns trabalhos relacionavam-se a outros ciclos, por exemplo, biológicos, ou à outras siglas, por exemplo da droga “Aciclovir” (ACV); logo a seleção dos trabalhos foi realizada através da leitura dos resumos de cada um dos que atendiam o objetivo desta pesquisa.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir do levantamento realizado, obteve-se um total de 151 pesquisas relacionadas à ACV, das quais 101 correspondem a dissertações de mestrado, 33 a teses de doutorado e 17 a trabalhos de cursos profissionalizantes. Na Tabela 1, foram dispostas as principais universidades que possuem estudos nesta área com o respectivo número de pesquisas realizadas, separadas por nível de pós-graduação e demonstrando o total de trabalhos realizados em cada universidade.

Tabela 1. Disposição das Universidades que apresentam pesquisas relacionadas a ACV, com a correspondente quantidade de trabalhos realizados no Mestrado, Doutorado e Cursos Profissionalizantes.

UNIVERSIDADES	PESQUISAS EM ACV			
	M	D	P	TOTAL
Centro Federal de Educação Tecn. Celso Suckow da Fonseca	2			2
Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia	2			2
Instituto de Pesquisas Tecn. do Estado de São Paulo			5	5
Universidade de Brasília	3		3	6

Tabela 1. Disposição das Universidades que apresentam pesquisas relacionadas a ACV, com a correspondente quantidade de trabalhos realizados no Mestrado, Doutorado e Cursos Profissionalizantes. (continuação)

UNIVERSIDADES	PESQUISAS EM ACV			
	M	M	M	M
Universidade de Caxias do Sul	2			2
Universidade de Santa Cruz do Sul	3			3
Universidade de São Paulo	24	11		35
Universidade Estadual de Campinas	2	6		8
Universidade Estad. Paulista Júlio de Mesquita Filho		2		2
Universidade Federal da Bahia			5	5
Universidade Federal de Itajubá	5			5
Universidade Federal de Minas Gerais	1	1		2
Universidade Federal de Santa Catarina	7	2		9
Universidade Federal de Santa Maria	5			5
Universidade Federal de São Carlos	2	1		3
Universidade Federal de Viçosa	1	1		2
Universidade Federal do Pará		2		2
Universidade Federal do Paraná	3	1		4
Universidade Federal do Rio de Janeiro	3	4		7
Universidade Federal do Rio Grande do Sul	7	1		8
Universidade Federal Fluminense	1	1	2	4
Universidade Metodista de Piracicaba	2			2
Universidade Regional de Blumenau	3			3
Universidade Tecnológica Federal do Paraná	6			6
Demais Universidades	21		2	23
Total	101	33	17	151

M = Mestrado; D = Doutorado; P = Cursos Profissionalizantes

Com um total de 35 trabalhos, a Universidade de São Paulo (USP) é a que possui o maior número de pesquisas relacionadas à metodologia, se destacando tanto em trabalhos de mestrado como de doutorado. As principais áreas estudadas na USP são Engenharia Química, Engenharia de Produção, Engenharia Civil e Engenharia Ambiental, respectivamente.

Já para as pesquisas desenvolvidas em cursos profissionalizantes, a Universidade Federal da Bahia e o Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo apresentaram grande parte dos trabalhos realizados, sendo a maioria na área de Gerência e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo.

Observa-se, no Gráfico 1, a evolução do número de pesquisas em ACV realizadas, envolvendo dissertações de mestrado, teses de doutorado e trabalhos de cursos profissionalizantes. O primeiro trabalho encontrado foi realizado em 1997, seguido de uma pequena incidência de pesquisas nos anos seguintes, até que em 2003 e 2004 houve uma significativa ascensão de trabalhos relacionados à metodologia em questão, o que pode ser justificado, conforme Lima, Caldeira-Pires & Kiperstok (2007), “devido a divulgação da primeira norma NBR: ISO 14040 no Brasil, em 2001, o que facilitou o acesso a informações sobre ACV.”

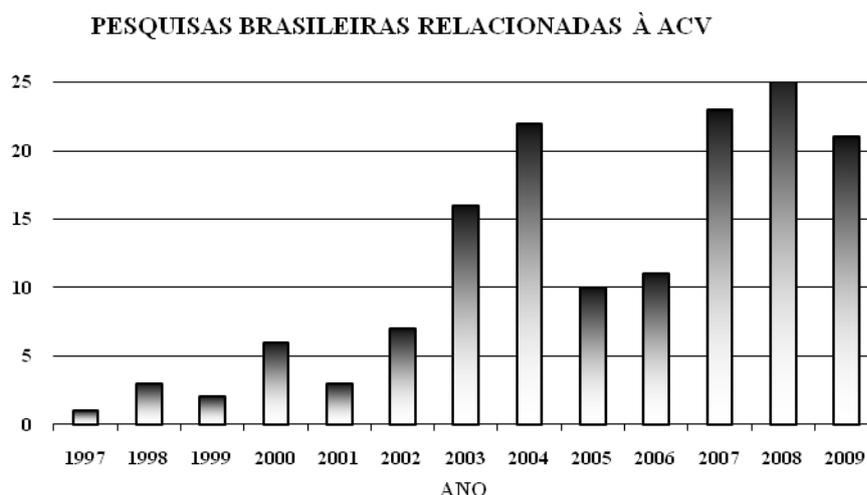


Gráfico 1. Número de Pesquisas relacionadas à ACV no Brasil por ano.

Já entre os anos de 2005 e 2006, o número de dissertações acerca da ACV diminuiu em relação aos dois anos anteriores. Este fato provavelmente deve-se a falta de incentivos financeiros para pesquisa, conforme Lima, Caldeira-Pires & Kiperstok (2007). Entre 2007 e 2008 houve um crescimento significativo no número de trabalhos, destacando 2008 como o ano que apresentou o maior número de trabalhos realizados relacionados à ACV. Porém, em 2009 este índice não foi mantido, apesar de ter sido o quarto ano de maior produtividade.

Os cursos que possuem mais pesquisas em ACV em todas as universidades brasileiras estão explicitados na Tabela 2, juntamente com a correspondente quantidade de trabalhos realizados. Nota-se que a ferramenta proposta na metodologia desta pesquisa tem seu uso no meio acadêmico principalmente nos campos das engenharias, o que indica sua maior importância nas áreas tecnológicas, devido ao uso para caracterização de produtos e serviços, visando a otimização dos processos produtivos.

Tabela 2. Cursos que possuem o maior número de trabalhos em ACV

GRANDES ÁREAS	TRABALHOS EM ACV
Engenharia de Produção	17
Engenharia Química	16
Engenharia Civil	12
Engenharia Mecânica	10
Engenharia Ambiental	8

Em comparação com o estudo de Lima, Caldeira-Pires & Kiperstok (2007), foi possível identificar o grande crescimento no número de pesquisas relacionadas à ACV. Isso evidencia que, a partir de 2007, uma série de pesquisadores passou a utilizar a ferramenta, uma vez que o número de dissertações passou de 47 para 101, e o de teses de doutorado 17 para 33, até dezembro de 2009. Além disso, o

número de instituições acadêmicas que realizam pesquisas nesta área dobrou, passando de 22 instituições para 44.

CONCLUSÕES

A realização dessa pesquisa acerca de trabalhos relacionados à ACV indicou uma ascensão desde 1997 até 2009, no contexto nacional, do número de trabalhos acadêmicos que utilizam esta ferramenta. A universidade que mais apresenta trabalhos é a Universidade de São Paulo, apresentando um total de 35 pesquisas, estando bastante à frente em relação as demais universidades que também realizam projetos com o uso desta ferramenta.

O ano em que mais trabalhos acerca da ACV foram desenvolvidos foi 2008, e os cursos que mais empregaram essa metodologia foram a Engenharia de Produção, Engenharia Química, Engenharia Civil, Engenharia Mecânica e Engenharia Ambiental, evidenciando uma preferência pelo uso da ferramenta nas áreas tecnológicas.

Esse crescente avanço da ACV fez com que outras atividades começassem a utilizar a ferramenta, não somente pesquisas de mestrado e de doutorado, mas também os cursos profissionalizantes, revelando assim seu crescente emprego no contexto nacional, o que possibilita os pesquisadores se tornarem aptos para a promover mudanças tecnológicas sustentáveis tanto para os produtos, quanto para os serviços.

BIBLIOGRAFIA

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14040**: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009. 21p.

CHEHEBE, J. R. **Análise do Ciclo de Vida dos Produtos**: Ferramenta gerencial da ISO 14000. Editora Qualitymark, Rio de Janeiro, 1998. 104 p.

COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR - CAPES. Banco de Teses e Dissertações. Disponível em: <<http://www.capes.gov.br/>>. Acesso em: 01 set. 2010.

FERREIRA, J. V. R. **Análise de Ciclo de Vida dos Produtos**. Instituto Politécnico de Viseu, Universidade de Viseu, Viseu, Portugal, 2004. 80p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA - IBICT. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações. Disponível em <<http://www.ibict.br/>>. Acesso em: 01 set. 2010.

LIMA, A. M. F; CALDEIRA-PIRES, A. & KIPERSTOK, A. Evolução dos trabalhos de avaliação do ciclo de vida nas instituições acadêmicas brasileira. In: **CONFERÊNCIA INTERNACIONAL CICLO DE VIDA**, 2007, São Paulo.



UM ESTUDO REGIONAL SEM BASE DE DADOS REGIONAL: SERÁ POSSÍVEL?

Marisa Vieira ; Carmen Alvarado; Giuseppe Fontanari*

RESUMO

Estudos de ACV deparam-se constantemente com o obstáculo de obter resultados representativos para uma determinada região para a qual não há bases de dados de inventário. O objetivo deste trabalho foi implementar uma estratégia para priorização de coleção de dados locais versus gerais. Outro objetivo foi avaliar a validade dos resultados obtidos regionalmente a partir de bases de dados não representativos. Foi executado um estudo cujo objetivo era quantificar as reduções obtidas pelo uso de compactação de detergente de roupa para a região do Médio Oriente e Norte de África. Foi realizada a priorização de dados locais versus genéricos segundo os seguintes critérios: importância para o impacto ambiental; variabilidade regional; e disponibilidade de dados. Os resultados obtidos para a coleção de dados priorizaram a escolha de dados regionais para a fase de uso e fim de vida. A fase de produção resultou em dados genéricos. Adicionalmente, os resultados de avaliação de impacto identificaram uma grande variabilidade entre os nove países analisados. Para a mesma categoria de impacto e o mesmo produto, um país pode resultar num impacto até cinco vezes maior que outro. A principal conclusão é que é possível obter para o mesmo produto e com a mesma base de dados genéricos resultados regionalmente diferentes. Esta variabilidade resulta de uma boa estratégia para coleção de dados que sejam determinantes para o impacto ambiental do produto analisado e que variem geograficamente.

PALAVRAS-CHAVE: regionalização; dados de inventário; MONA; compactação de detergentes.

INTRODUÇÃO

A Associação Internacional de Sabões, Detergentes e Produtos de Manutenção[†] (A.I.S.E.) está a implementar um Projeto de Sustentabilidade de Lavagem de Roupa[‡] na região do Médio Oriente e Norte de África (MONA). O objetivo deste projeto é obter benefícios significantes no que respeita ao uso doméstico dos detergentes de roupa nesta região através da redução da quantidade de detergente usado nos países da região MONA.

A A.I.S.E. deseja informar os atores e consumidores de detergentes de roupa na região MONA acerca das reduções ambientais que resultam do uso da fórmula compacta de detergente. Foi executado um estudo de ACV na região MONA para quantificar/comparar os efeitos ambientais como resultado da compactação de detergente de roupa por país. A composição dos dois detergentes analisados era a mesma em todos os países.

Uma vez que nenhuma base de dados específica para os países da região MONA estava disponível, a questão que se levantou foi seguinte: Será possível obter resultados específicos para uma região sem base de dados regional? Qual é a melhor estratégia para conseguir resultados representativos?

* PRé Consultants bv, Printerweg 18, 3821AD Amersfoort, Holanda. vieira@pre.nl.

† International Association for Soaps, Detergents and Maintenance Products

‡ (A.I.S.E., 2009)

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo de ACV foi executado pela PRÉ Consultants e a coleção de dados assistida por *Enviroics*. Este estudo foi criticamente revisado pela A.I.S.E. e alguns dos seus parceiros, nomeadamente *Chemonics, Henkel, Procter & Gamble and Unilever*.

Este estudo considerou o critério mínimo de compactação de 25% em massa e 15% em volume. A unidade funcional escolhida foi um ciclo de lavagem de roupa e o método de avaliação de impacto ambiental o CML 2002.

As reduções de impacto ambiental causadas pela compactação de detergentes foram analisadas em nove países da região MONA: Argélia; Egito; Jordânia; Líbano; Marrocos; Arábia Saudita; Síria; Tunísia; e Emirados Árabes Unidos. A base de dados selecionada para os dados genéricos foi a *Ecoinvent*. Muito embora esta base de dados seja globalmente usada, inclui fundamentalmente processos que representam a situação suíça ou europeia. Por conseguinte, a coleção de dados locais teve de ser ponderada. Os critérios escolhidos foram para a coleção dos dados de ICV locais foram os seguintes: importância para o impacto ambiental; variabilidade regional; e disponibilidade de dados.

RESULTADOS

Foi feita a análise de contribuição das diferentes fases da vida do detergente de roupa para um país de modo a determinar os fatores de maior relevância ambiental. Os resultados obtidos foram os seguintes:

Tabela 1. Resultados de contribuição por fase do ciclo de vida de detergente de roupa no Egito* calculados com o método CML 2002. Legenda: Detergente clássico (Clás); detergente compacto (Comp).

Categoria de impacto	Fórmula	Produção do detergente	Produção de embalagem	Lavagem de roupa	Transporte	Resíduos sólidos	Efluentes
Acidificação	<i>Clás</i>	62%	4%	29%	4%	1%	0%
	<i>Comp</i>	50%	3%	29%	3%	1%	0%
Eutrofização	<i>Clás</i>	80%	4%	12%	2%	2%	0%
	<i>Comp</i>	58%	3%	12%	2%	2%	0%
Aquecimento global	<i>Clás</i>	49%	0%	45%	1%	3%	1%
	<i>Comp</i>	42%	0%	45%	1%	3%	1%
Depleção da camada de ozono	<i>Clás</i>	45%	2%	50%	2%	0%	1%
	<i>Comp</i>	40%	2%	50%	1%	0%	1%
Oxidação fotoquímica	<i>Clás</i>	82%	2%	13%	1%	2%	0%
	<i>Comp</i>	65%	2%	13%	1%	2%	0%
Ecotoxicidade	<i>Clás</i>	27%	2%	3%	0%	20%	49%
	<i>Comp</i>	21%	2%	3%	0%	17%	51%

* Os resultados apresentados foram calculados para o Egito no entanto para os restantes países da região MONA, verifica-se a mesma tendência.

Embora a produção do detergente seja para diversas categorias de impacto onde o maior impacto ambiental ocorre, a produção dos ingredientes é global, razão pela qual dados específicos para a região não são necessários. Seguidamente, a fase de uso é determinante. Os dados de maior relevância nesta fase são a dosagem do detergente e o modo de lavagem uma vez que dependem dos hábitos do consumidor. A dosagem usada tem consequências diretas no impacto da fase de produção enquanto o modo de lavagem, manual ou automático, tem grande impacto no consumo energético e de água. No que refere a ecotoxicidade, a fase de fim de vida é a mais relevante, por conseguinte dados específicos por país para esta fase também foram colecionados.

Como resultado da estratégia de coleção de dados escolhida, três categorias de dados foram escolhidas: genéricos; específicos para a região MONA; específicos por país. Este diagrama está apresentado na Figura 1 apresentada em anexo.

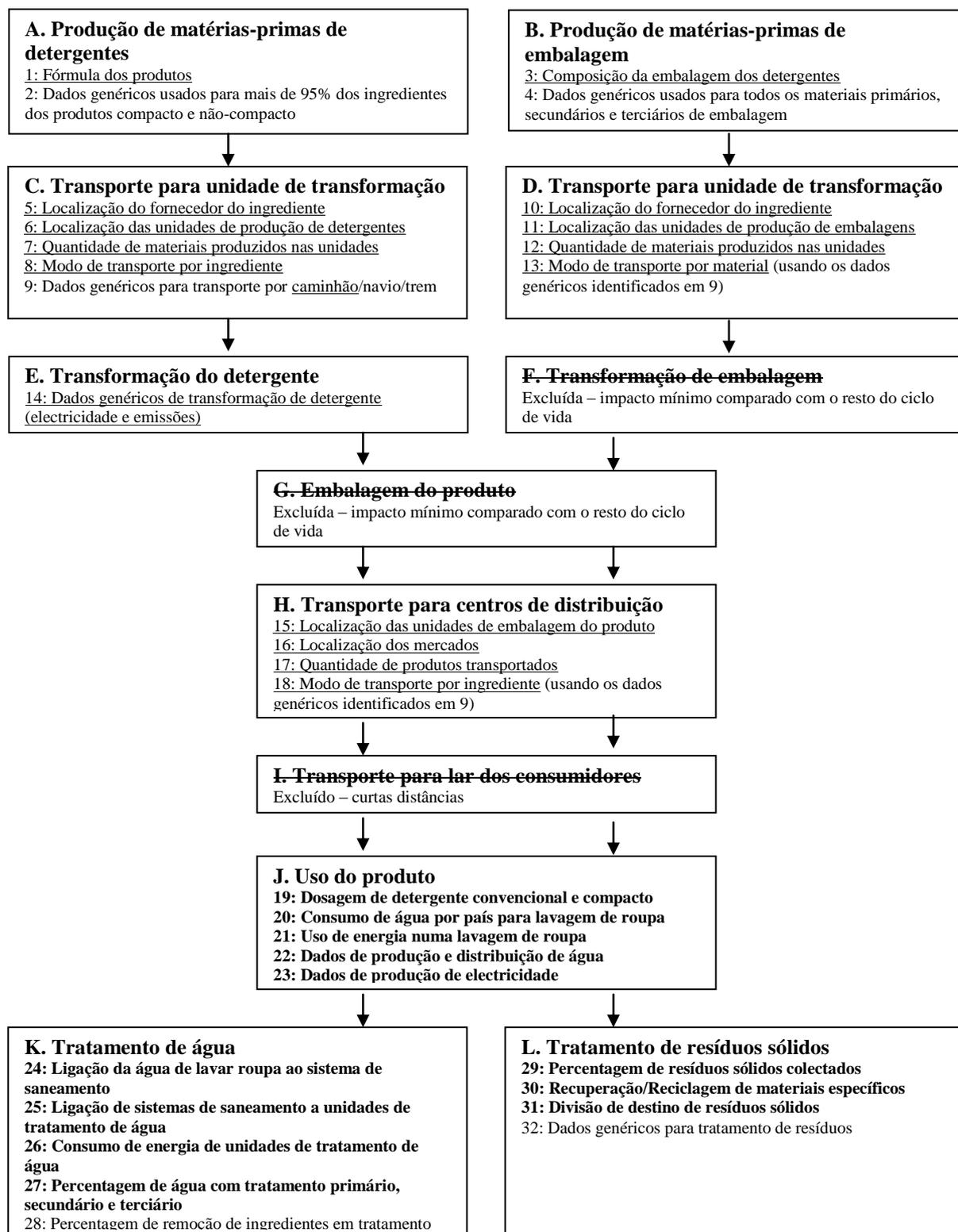


Figura 1. Coleção de dados de inventário. Legenda: Os processos excluídos encontram-se riscados; específicos por país em negrito; específicos para a região MONA em sublinhado; e gerais em letra normal.

As reduções obtidas pela mudança de uso de detergente clássico para detergente compacto variam por país. A variabilidade dos resultados obtidos para as reduções por ciclo de lavagem de roupa para cada país está apresentada na Figura 2.

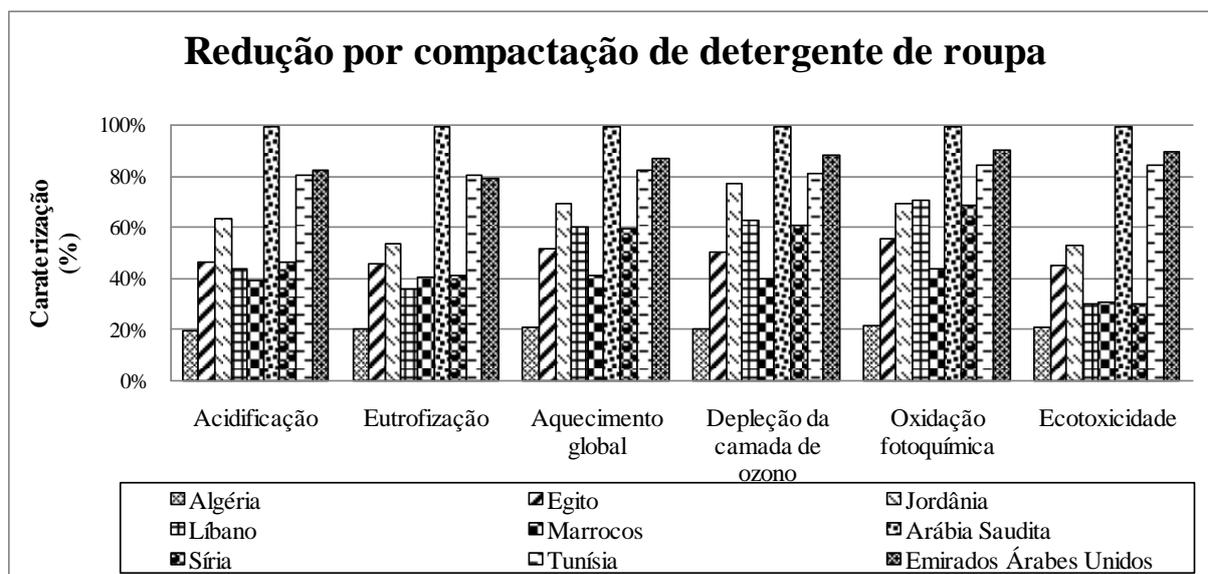


Figura 2. Resultados por ciclo de lavagem de roupa para a redução do impacto por compactação calculados com o método CML 2002.

Como pode ser observado na Figura 2, embora a base de dados usada não inclua dados específicos para a região em estudo, os resultados variam substancialmente por uso de dados primários* específicos para a região. A título de exemplo, a Algéria apresenta resultados de compactação cinco vezes menores que a Arábia Saudita. Os baixos valores justificam-se pela grande percentagem de lavagem manual na Algéria em comparação com maioritariamente lavagem automática na Arábia Saudita. Adicionalmente, as dosagens usadas na Arábia Saudita eram maiores do que as da Algéria.

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

O estudo de ACV provou que, embora o produto analisado seja o mesmo em nove países, as condições de uso e destino de fim de vida variam consideravelmente. Muito embora a mesma base de dados tenha sido usada para nove países, a variabilidade dos resultados obtidos é evidente tal como ilustrado na Figura 2.

Para que um estudo seja representativo, o profissional de ACV deve primeiro proceder a uma análise da importância ambiental do ciclo de vida do produto. Esta análise identificará os processos de maior relevância ambiental. Adicionalmente, deve-se inventariar quais destes processos têm variabilidade regional e verificar se dados geográficos se encontram disponíveis. Como pôde ser observado neste estudo, uma grande parte dos dados selecionados para regionalização encontra-se disponível em fontes públicas.

* Por dados primários entendem-se dados específicos para o estudo tais como a dosagem do detergente, a percentagem da população ligada à rede de água pública, entre outros. Dados secundários são dados genéricos que não variam de estudo para estudo tais como produção de electricidade hidroeléctrica, tratamento de cartão em aterro, entre outros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GUINÉE, J. et al. **Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards**. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, 2002.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR SOAPS, DETERGENTS AND MAINTENANCE PRODUCTS. A.I.S.E. **Laundry Sustainability Projects (LSPS)**. Disponível em: <[http://www.aise.eu/go.php?pid= 591&topics=17](http://www.aise.eu/go.php?pid=591&topics=17)>. Acesso em: 2 set. 2010.

SAOUTER, E.; VAN HOOFF, G.; OWES, J. W. The Effect of Compaction Formulations on the Environmental Profile of Northern European Granular Laundry Detergents. Part II: Life Cycle Assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 7 (1), 27-38, 2002.

SLEESWIJK, E.; VAN OERS, L.; GUINÉE, J.; STRUIJS, J.; HUIJBREGTS, M. Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 200. **Science of The Total Environment**, 390 (1), 227-240, 2008.

SWISS CENTRE FOR LIFE CYCLE INVENTORIES. **Ecoinvent** database v2.1. Disponível em: <<http://www.Ecoinvent.ch>>. Acesso em: 8 mar. 2010.

THE WORLD BANK. **Middle East and North Africa**. Disponível em: <<http://www.worldbank.org/>>. Acesso em: 13 abr. 2010.

VAN HOOFF, G.; SCHOWANEK, D.; FEIJTEL, T. C. Comparative Life-Cycle Assessment of Laundry Detergent Formulations in the UK. **Tenside Surfactants Detergents**, 40, 266-275, 2003.



COMPARAÇÃO DO POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL DE UM MESMO EDIFÍCIO EM DIFERENTES CENÁRIOS

*Juliana Emy Hernandez Nakao**

RESUMO

Os principais aspectos da transferência de calor através do envelope do edifício dependem da especificação do material, espessura, posição solar, condições climáticas e da área de superfície. Com o propósito de diminuir as possíveis perdas e ganhos de calor do edifício, uma das estratégias utilizadas é aumentar a espessura dos elementos que constituem o envelope do edifício, tais como o telhado, as paredes, janelas e portas exteriores. Consideráveis quantidades de energia são gastas na fabricação e transporte dos materiais de construção. Portanto ao aumentar a espessura do envelope da edificação aumenta a energia necessária para a fabricação e transporte dos materiais de construção. Como o uso da energia está diretamente relacionado com as emissões de efeito estufa, há uma grande preocupação atual que as soluções para alcançar um baixo consumo energético durante a fase operacional da edificação estejam aumentando a energia incorporada. O presente caso de estudo analisa o impacto no aquecimento global de uma residência na Suécia, projetada pelo escritório *Arkitektur & design ab*. O mesmo caso de estudo é comparado em dois cenários, onde as mesmas especificações dos materiais são adotadas, porém com espessuras distintas. Com a finalidade de comparar o impacto no aquecimento global dos dois cenários durante a fase de fabricação e operação. A partir dos resultados verificou-se que as fases do ciclo de vida são interdependentes e que a emissões de gases de efeito estufa provenientes da fase de fabricação torna-se mais importante uma vez que a energia operacional é reduzida.

PALAVRAS-CHAVE: Construção Civil; Aquecimento Global; Energia Incorporada, Energia Operacional.

INTRODUÇÃO

De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA, 2007) o setor da construção civil consome anualmente 30-40% da energia mundial. A fabricação de materiais de construção civil contribui significativamente com as emissões de gases de efeito estufa (GEE). Estima-se que 7% das emissões globais de GEE são provenientes da fabricação do concreto, devido à alta demanda energética para fabricação do mesmo (PNUMA, 2007).

Como a transferência de calor por condução entre o interior e o exterior do edifício depende da especificação do material, espessura, posição solar, condições climáticas e da área de superfície, uma das estratégias comuns utilizadas para diminuir o consumo energético é aumentar a espessura dos elementos que constituem o envelope do edifício, tais como; telhado, janelas, portas e paredes exteriores. No entanto, ao aumentar a espessura do envelope do edifício implica em um maior consumo de materiais de construção, que conseqüentemente aumenta a energia incorporada (EI). A EI é a energia indireta consumida pelos materiais durante todo o processo de fabricação dos materiais; extração das matérias primas, transporte, fabricação, embalagem, tratamento de resíduos e reciclagem.

* Royal Institute of Technology. Valhallavägen 79, Estocolmo, SE-100 44, Suécia. +55(11)76905300 / junakao@gmail.com.

Algumas décadas atrás, a energia operacional (EO) em comparação com a EI era maior, representando 90% - 95% (SARTORI E HESTNES, 2007). Recentes estudos revelaram que o equilíbrio entre a EO e a EI está mudando. Huberman e Pearlmutter (2008) constataram em um estudo de caso de um edifício com baixo consumo energético, que a EI representa 60% da energia total do ciclo de vida.

Autores como, Sartori e Hestnes (2007), Hernandez e Kenny (2010), Huberman e Pearlmutter (2008) discutem a importância de olhar para os edifícios de baixo consumo energético a partir da metodologia da Análise do Ciclo de Vida (ACV). De acordo com Huberman e Pearlmutter (2008), ao mesmo tempo em que as soluções para atingir a eficiência energética diminuem a EO, essas estão aumentando a EI.

ESTUDO DE CASO

Arkitektur & design ab é um escritório de arquitetura sueco, que tem por objetivo desenhar casas com baixa eficiência energética. Todas as casas desenhadas pelo escritório possuem a mesma técnica construtiva das paredes exteriores. São construídas com o sistema ICF (Insulated Concrete Form), blocos pré-moldados de poliestireno expandido preenchidos com concreto. Este método construtivo está tornando-se uma tendência entre as tecnologias aplicadas ao conceito de uma residência considerada eficiente por todo o mundo, inclusive no Brasil.

Atualmente, o escritório está projetando uma residência em Upsalla, que tem como objetivo ser um Edifício Net-Zero (NZEB – *Net Zero Energy House*). NZEB são edifícios que combinam eficiência energética com a produção local de energias renováveis, de forma que a energia produzida pelos sistemas do edifício seja superior ou igual àquela que o edifício consome (Hernandez e Kenny, 2010). Para alcançar este objetivo, o mesmo sistema construtivo (ICF) das demais edificações projetadas pelo o escritório é utilizado, porém a espessura dos elementos do envelope da edificação é maior.

O presente caso de estudo tem como objetivo fazer uma comparação do impacto no aquecimento global, utilizando a metodologia da ACV, entre as novas soluções/especificações adotadas pelo escritório para diminuir a demanda energética e as especificações padrões do escritório. Assim como, entender o equilíbrio entre as emissões de GEE durante a fase de fabricação e operação.

Para alcançar este objetivo o mesmo projeto é comparado em dois cenários; Casa Convencional (CC) e Casa Energética (CE). Para ambos cenários, considerou-se o projeto de uma casa de hóspede para uma família de quatro pessoas. A casa possui dois andares com uma área total de 173m². No primeiro há um banheiro, uma cozinha, uma sala e dois pequenos quartos, e no segundo andar há uma biblioteca e uma suíte de casal.

No cenário CE a espessura das paredes externas e do isolamento do telhado são maiores das especificações padrões do escritório. Além disso, o cenário CE prevê o uso de vidros com menores valores de transmitância térmica (U) e a produção local de energia renovável. Enquanto no cenário CC, utilizam-se as especificações padrões do escritório e nenhuma produção de energia local é considerada. A Tabela 1 demonstra as principais diferenças das especificações utilizadas em cada cenário.

Tabela 1. Comparação dos componentes do envelope da edificação em dois cenários.

CENÁRIOS	ESPESSURA (MM)		U (W/m ² K)			
	PAREDES	TELHADO	PAREDES	TELHADO	JANELAS	PORTAS
CC	344	453	0,24	0,14	1,20	1,50
CE	514	653	0,15	0,09	0,80	1,20

METODOLOGIA

As emissões de GEE, assim como a simulação energética durante a fase operacional, foram realizadas através de uma simulação computacional com o programa ‘ENSLIC BASIC ENERGY & CLIMATE TOOL’ desenvolvido pela universidade *Royal Institute of Technology*. Esta ferramenta conta com uma base de dados, onde as emissões de GEE são fornecidas por fabricantes suecos e comparadas com a data de base *Ecoinvent*. O potencial de aquecimento global (GWP) é calculado pelo programa em CO₂ equivalente sobre um intervalo de tempo de 100 anos segundo os dados do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climática (IPCC) (MALMQVIST *et al.*, 2010).

Somente foram consideradas as seguintes fases do ciclo de vida; fabricação e operacional, por serem consideradas as fases de maior impacto do sector. Na fase de fabricação somente foram considerados as emissões de GEE geradas pela produção dos materiais que compõem a estrutura do edifício, excluindo matérias de acabamento e decoração, elétrica e hidráulica. E na fase operacional foram consideradas as emissões de GEE relacionadas com a demanda energética para calefação, água quente e eletricidade.

No cenário CC, não foi considerada a produção local de energia, somente considerou-se a recuperação de energia local do sistema (76 kWh/m², ano) e uma bomba de calor (25 kWh/m², ano). Enquanto no cenário CE, foi estimada a produção local de energia de acordo com as seguintes especificações: 10m² de placas solares (12,7 kwh/m²,ano), 103 m² de placas fotovoltaicas e 1.7 turbina eólica (68,1 kWh/m²,ano), recuperação de energia local do sistema (25 kWh/m²,no) e uma bomba de calor (59 kWh/m²,ano).

De acordo com o Comitê Europeu de Normalização (CEN 350) a unidade funcional de ACV de uma edificação, deve ser estabelecida de acordo com a função que o edifício exerce. Portanto, a unidade funcional adotada neste caso de estudo é “Residência na Suécia desenhada para quatro usuários com 173 m², temperatura interior de 22 C e troca de ar de 0,35 l/s m²”. Para a comparação entre ambos os casos foi adotado a vida útil do edifício de 50 anos.

RESULTADOS

Os resultados da análise realizada demonstraram que o cenário CE teria um menor índice de emissões de GEE que o cenário CC. Porém, como pode ser observado na Figura 1, onde são considerados os resultados em escala global das entradas de energia e emissões atmosféricas geradas no curso do ciclo de vida, o equilíbrio das emissões de GEE durante a fase de fabricação e operação entre ambos cenários é diferente. No cenário CE, 67% das emissões de GEE ocorrem durante a fase de fabricação, enquanto no cenário CC, somente 27,5% das emissões de GEE estão relacionadas com a manufatura dos materiais de construção.

Portanto, o cenário CE tem um menor impacto no aquecimento global, sendo a fase de fabricação a principal responsável pelas emissões de GEE. Com o propósito de diminuir ainda mais o impacto ambiental do cenário CE, diferentes simulações reduzindo ou evitando o uso de materiais com alta EI foram realizadas. Observou-se que o concreto é o material utilizado neste estudo de caso que mais contribui com as emissões de GEE. Os resultados demonstraram que diminuindo a espessura do concreto da parede exterior, de 140 mm para 100 mm, é possível reduzir 4% das emissões de GEE.

Além disso, também foi simulada a substituição do sistema construtivo ICF por um sistema construtivo de madeira nas paredes externas. E observou-se uma possível redução de até 16% das emissões de GEE em comparação ao sistema construtivo ICF.

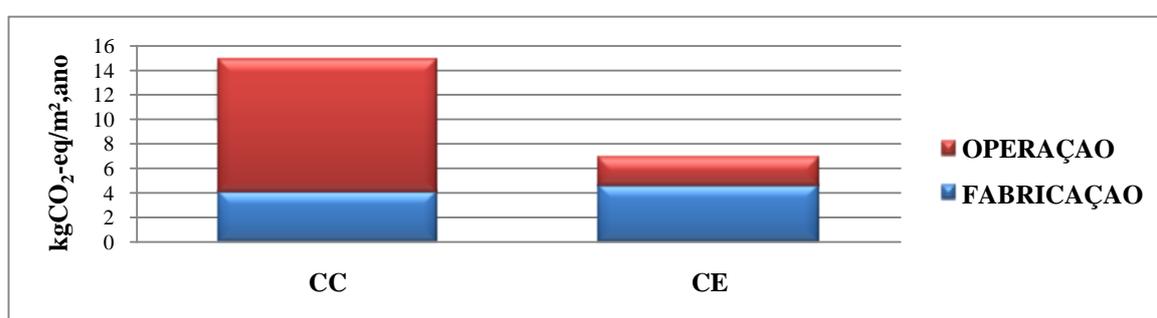


Figura 1. Comparação do Impacto no Aquecimento Global entre dois cenários de uma residência na Suécia desenhada para quatro usuários com 173 m², temperatura interior de 22 C e troca de ar de 0,35 l/s m². Vida útil de 50 anos.

DISCUSSÃO

Os resultados demonstraram que o cenário CE possui um potencial para reduzir até 53% o impacto no aquecimento global em comparação com o cenário CC. O que significa que as soluções adotadas para diminuir a demanda energética aplicadas nesse projeto possuem um menor impacto no aquecimento global que as especificações padrões do escritório. Mas, conforme foi observado, o impacto no aquecimento global durante a fase de fabricação é maior no cenário CE que no cenário CC, embora seja uma diferença relativamente pequena.

A diferença mais evidente observada foi que as emissões de GEE relacionadas com a fase de fabricação tornam-se mais importantes uma vez que a EO é reativamente baixa, confirmando as conclusões de outros autores, tais como, Huberman e Pearlmutter (2008). No cenário CE, 67% de emissões de GEE são provenientes da fase de fabricação. Enquanto no cenário CC as maiores quantidades de GEE estão relacionadas à fase operacional.

Os resultados demonstraram que evitar ou reduzir o uso de materiais com alta EI é de suma importância para diminuir o impacto no aquecimento global do cenário CE. As simulações realizadas diminuindo ou evitando o uso do concreto nas paredes externas, demonstraram que é possível diminuir de 4% a 16% das emissões de GEE sem afetar as características térmicas e físicas de essa edificação.

CONCLUSÃO

A partir dos resultados verificou-se que o cenário CE possui um menor impacto no aquecimento global que o cenário CC, reduzindo até 53% de emissões de GEE. Mas ao mesmo tempo foi observado que as fases do ciclo de vida de um edifício são interdependentes e que as soluções para diminuir a demanda energética durante a fase operacional estão aumentando as emissões de GEE durante a fase de fabricação.

Investir na eficiência energética durante a fase de operação do edifício é de suma importância. Porém, evitar ou reduzir o uso de materiais com alta EI são aspectos que devem ser tomados em consideração no planejamento do projeto. Assim como evitar que materiais sejam superdimensionados. Os resultados demonstraram que é possível reduzir a espessura do concreto na parede exterior do cenário CE sem afetar as características térmicas e físicas da residência. E optando por um método construtivo com menor EI como, por exemplo, a madeira, é possível reduzir até 16% das emissões de GEE.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

HERNANDEZ, P. E KENNY, P. From net energy to zero energy buildings: Defining life cycle zero energy buildings (LC-ZEB), **Energy and Building**, vol 42, no 6, p 815-821, Science Direct <item: doi:10.1016/j.physletb.2003.10.071> 2010, Acesso em: 15 jun. 2010.

HUBERMAN, N. E PEALMUTTER, D. 2008, A life cycle energy analysis of building materials in the Negev desert, **Energy and Buildings**, vol 40, no 5, p. 837-848, Science Direct <item: doi:10.1016/j.enbuild.2007.06.002> 2008, Acesso em: 20 jun. 2010.

MALMQVIST, T.; GLAUMANN, M.; SCARPELLINI, S.; ZABALZA, I. E ARANDA, **A Life cycle assessment in buildings: The ENSLIC simplified method and guidelines**, ENERGY, Science Direct <item: doi:10.1016/j.energy.2010.03.026> 2010, Acesso em: 15 jun. 2010.

PNUMA **Buildings and climate change; status, challenge and opportunities**, França. Disponível em: <http://www.unep.org/publications/search/pub_details_s.asp?ID=3934> 2007, Acesso em: 10 mai. 2010.

SARTORI, I. E HESTNES, A. **Energy use in the life cycle of conventional and low energy buildings: A review article**, vol. 39, no 3, p. 249-257, Science Direct <item: doi:10.1016/j.physletb.2003.10.071> 2007, Acesso em: 25 mar. 2010.



O CONCEITO DE SISTEMAS PRODUTO-SERVIÇO E A APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Sabrina Rodrigues Sousa* ; Aldo Roberto Ometto

RESUMO

Frente às novas exigências legais, o Sistema Produto-Serviço (SPS) desponta como uma promissora estratégia de negócio capaz de contribuir para uma sociedade mais sustentável. Entretanto, o potencial de contribuição do SPS para a sustentabilidade não é inerente ao conceito e depende de quão significativas são as modificações feitas no sistema. Existe, ainda, a necessidade de técnicas de avaliação que ajudem a revelar, de forma clara, as vantagens ambientais promovidos pelo SPS. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi apontada por muitos autores como sendo uma maneira apropriada para medir o perfil ambiental de SPS, como o é para sistemas de produto tradicionais, embora dificuldades em sua metodologia possam surgir durante a aplicação. Assim, este artigo tem como objetivo apresentar o conceito de SPS, sua classificação, seu potencial de contribuição para a sustentabilidade em termos ambientais e as barreiras associadas ao seu desenvolvimento, e iniciar uma discussão sobre o emprego da ACV como técnica para a verificação do desempenho ambiental deste novo sistema.

PALAVRAS-CHAVE: sistema produto-serviço (SPS); avaliação ambiental; avaliação do ciclo de vida (ACV).

INTRODUÇÃO

As ações antrópicas começaram a ser relacionadas com as causas das pressões sofridas pelos ecossistemas há cerca de 50 anos. Inicialmente, as discussões eram focadas nos efeitos tóxicos das emissões nos corpos hídricos e na atmosfera. No entanto, ao longo dos anos tornou-se evidente que a grande quantidade de materiais fluindo no sistema econômico moderno na forma de produtos é a responsável pelos volumes de emissões e de resíduos (TUKKER; TISCHNER, 2006).

De acordo com a *Commission of the European Communities* (2001), os produtos são fundamentais para a riqueza de nossa sociedade e para a qualidade de vida que todos nós desfrutamos. Contudo, o crescente consumo de produtos também é, direta ou indiretamente, a fonte da maior parte da poluição e da depleção dos recursos que nossa sociedade causa.

No Brasil, a recente promulgação da Lei nº 12.305, de 02/08/2010 (BRASIL, 2010) instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), que se baseia, entre outros princípios, na responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e possui como um de seus objetivos o estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo.

Neste contexto, o Sistema Produto-Serviço (SPS) desponta como uma abordagem promissora para uma sociedade mais sustentável. O conceito de SPS implica numa mudança no pensamento do negócio da empresa de venda de produtos para o fornecimento de soluções baseadas em serviços às necessidades dos clientes.

* Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Av. Trabalhador São-Carlense, 400, Caixa Postal 292, São Carlos, CEP: 13560-970, São Paulo, Brasil. +55(16) 3373-8287 / sabrinarsousa@gmail.com.

Apesar disso, as contribuições ambientais dos SPS precisam ser pensadas durante seu desenvolvimento e devidamente avaliadas para garantir que o sistema sugerido não seja ainda mais prejudicial que o anterior e para fornecer informações que subsidiem a tomada de decisão. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica potencialmente apropriada para o estudo de SPS, assim como o é para sistemas de produto tradicionais. Entretanto, adequações em sua metodologia podem ser necessárias para a realização de tal tarefa.

Deste modo, este artigo apresenta o conceito de SPS, sua classificação, seu potencial de contribuição para a sustentabilidade em termos ambientais, as barreiras associadas ao seu desenvolvimento e inicia uma discussão sobre a utilização da ACV como técnica para a verificação do desempenho ambiental deste novo sistema.

SISTEMAS PRODUTO-SERVIÇO (SPS)

A primeira definição formal do conceito de *sistema produto-serviço* (SPS), do inglês *product-service system* (PSS), foi apresentada no final da década de 90 por Goedkoop *et al.* (1999), como sendo “um conjunto comerciável de produtos e serviços capazes de, conjuntamente, satisfazer uma necessidade do usuário”. Os autores definem, ainda, cada elemento básico de um SPS, sendo eles: (i) o *produto*, representado por uma mercadoria tangível produzida para ser comercializada, (ii) o *serviço*, que é uma atividade (trabalho) com valor econômico realizada por terceiros em uma base comercial, e (iii) o *sistema*, representado pelo conjunto de elementos, incluindo suas relações.

Desde então, esta definição tem sido amplamente adotada e outras ainda foram propostas na tentativa de melhor esclarecer a composição deste novo modelo de negócio. Para Baines *et al.* (2007), um SPS pode ser visto como uma proposta de novos mercados que estende a funcionalidade de um produto por meio da incorporação de serviços adicionais.

No entanto, o caráter ambientalmente favorável de um SPS foi introduzido por Mont (2002) ao afirmar que em um SPS constitui “um sistema de produtos, serviços, redes de suporte e infraestrutura projetado para ser competitivo, satisfazer as necessidades do cliente e ter um *menor impacto ambiental* que os modelos de negócio convencionais”.

Em um SPS, a relação produto e serviço pode variar tanto em termos de atendimento da função como de valor econômico (GOEDKOOP *et al.*, 1999). Assim, os SPS são, comumente, classificados de acordo com três classes, como proposto por Tukker (2004): (i) *orientados para o produto*, que compreendem a adição de serviços a fim de garantir a funcionalidade e o prolongamento da vida útil do produto que é vendido ao cliente; (ii) *orientados para o uso*, que oferecem o acesso a produtos, ferramentas e oportunidades que possibilitam ao consumidor satisfazer suas necessidades; e (iii) *orientados para o resultado*, que fornecem conjuntos personalizados de serviços, desenvolvidos para atender a resultados específicos, substituindo a compra, o uso e a manutenção de produtos. Estes grupos diferem, basicamente, no grau de importância dada ao produto físico e no domínio de sua propriedade.

Segundo Tukker e Tischner (2006), embora todos os SPS sejam sistematizados para fornecer a utilidade desejada através da integração de produtos e serviços, os modelos orientados para o resultado são os únicos que visam às necessidades do cliente e que podem, de fato, proporcionar reduções significativas (< 90%) nos níveis de impacto ambiental.

Benefícios e barreiras ambientais para a implementação de SPS

O desenvolvimento de SPS pode influenciar as relações entre os diversos atores da cadeia e gerar alterações nos padrões de produção e consumo, que passam a ter um caráter mais sustentável. O principal benefício ambiental proporcionado pelo SPS é o seu potencial de desmaterialização, promovido pela inserção de altos níveis de serviço à economia, que diminui a quantidade necessária de bens, e conseqüentemente, de recursos consumidos e de resíduos industriais e domésticos a ser gerenciada.

Para Tukker e Tischner (2006), o potencial de contribuição dos SPS para a sustentabilidade é diretamente proporcional às mudanças feitas no sistema, não sendo, portanto, inerente ao conceito. As questões ambientais dos SPS precisam ser consideradas durante o processo de desenvolvimento dos produtos e dos serviços envolvidos, podendo-se, para tanto, fazer uso de práticas de *ecodesign*, como proposto por Pigosso *et al.* (2010). Resultados ainda mais satisfatórios podem ser obtidos com a inserção de estratégias de fim de vida, como a remanufatura, que possibilita múltiplas fases de uso dos produtos e auxilia no fechamento dos ciclos materiais, otimizando o ciclo de vida do sistema como um todo (SOUSA *et al.*, 2010a).

Entretanto, embora o conceito de SPS esteja despontando como uma promissora estratégia para o estabelecimento de sistemas produtivos e de consumo mais sustentáveis, é importante destacar que, por envolver mudanças culturais, tanto por parte das organizações que se propõem a fornecê-los como por parte dos clientes em aceitá-los, sua institucionalização não é tarefa simples. Do ponto de vista ambiental, Mont (2002) destaca que o desafio mais significativo encontra-se no fato de que não há garantia de redução dos impactos, apesar de esta ser apontada como uma das justificativas para a substituição de um sistema de produto tradicional por um SPS. Embora o consumo sem a propriedade do produto, promovido por alguns tipos de SPS, possa proporcionar uma diminuição na demanda por recursos naturais, dependendo das circunstâncias e das condições do uso múltiplo dos produtos, o novo sistema pode causar efeitos reversos e ser ainda mais impactante. Além disso, segundo o *United Nations Environment Programme* (2008) existe, também, a carência de ferramentas de avaliação que ajudem a revelar quando um SPS proporciona ganhos ambientais, e assim, fornecer informações úteis para os responsáveis pelas decisões.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE SPS

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica utilizada para o estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema de produto, que pode ser um bem ou um serviço, pela identificação e quantificação dos fluxos de materiais e de energia. Cada unidade de processo tem seus fluxos coletados em relação a uma unidade funcional, que representa o desempenho quantificado do sistema em estudo.

Como um instrumento de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo (SOUSA *et al.*, 2010b). E mais, a ACV pode fornecer informações que influenciem o direcionamento estratégico das organizações. Quando aplicada no estudo de sistemas produto-serviço, a ACV pode auxiliar na decisão de se substituir um sistema de produto por um SPS ou não.

Apesar de ser apontada como uma forma sistemática válida e adequada para analisar SPS em uma perspectiva de ciclo de vida, seu uso pode ser importunada por dificuldades metodológicas, como, por exemplo, durante a definição da unidade funcional, do escopo e dos limites do sistema (GOEDKOOOP *et al.*, 1999). Outros autores, como Brezet *et al.* (2001) e Aurich, Fuchs e DeVries (2004) indicam a necessidade de elaboração de métodos de ACV específicos para serviços, onde os resultados seriam unidos aos obtidos com o estudo do sistema de produto (bem) para representar o impacto do SPS.

Considerando as quatro fases da estrutura metodológica da ACV definida pela norma ISO 14040 (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 2006), a fase de definição do objetivo e escopo é a que merece maior atenção, já que é nela em que ocorrem as definições que irão conduzir o estudo, apesar de as demais fases serem indiretamente afetadas por esta primeira. O estabelecimento da unidade funcional deve ser realizado de forma que não apenas a função do produto, ou seja, do bem físico, seja considerada, mas também as partes intangíveis do SPS. Um exemplo comum de unidade funcional definida para sistema de produto cuja função é o transporte de passageiros é “quilômetros percorridos”; em um SPS, ela poderia ser definida como “quilômetros percorridos por pessoa transportada”, dependendo do objetivo do estudo. Em estudos comparativos entre SPS e sistemas de produto, diferentes cenários possíveis, envolvendo aspectos operacionais e comportamentais, devem ser identificados a fim de se evidenciar qual é a forma de atender às necessidades e expectativas dos clientes que possui o menor impacto ambiental.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio de uma revisão bibliográfica foi possível constatar que não existe um consenso entre os autores quanto à condução de estudos de ACV em SPS, embora ela seja indicada como adequada para este propósito. Como em uma ACV as cargas ambientais do sistema são quantificadas em relação à

unidade funcional, é possível que não haja a necessidade do desenvolvimento de um novo método, mas sim de ajustes em sua estrutura metodológica ou questões específicas a serem respondidas para a verificação do desempenho ambiental de SPS. Estes itens e questionamentos devem ser estudados mais detalhadamente nas próximas etapas desta pesquisa, que também incluirão a realização de estudos com aplicação prática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AURICH, J.C.; FUCHS, C.; DE VRIES, M. F. An approach to Life Cycle Oriented Technical Service Design. **CIRP Annals – Manufacturing Technology**, v.53, n.1, p.151-154, 2004.

BAINES, T. S. et al. State-of-the-art in product-service systems. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers - Part B: **Journal of Engineering Manufacture**, v.221, n.10, p.1543-1552, 2007.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 10 ago. 2010.

BREZET, J. C. et al. **The Design of Eco-Efficient Services: Methods, tools and review of the case study based 'Designing Eco-Efficient Services' project.** 2001. Disponível em: <http://www.score-network.org/files/806_1.pdf>. Acesso em: 09 fev. 2010.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. **Green paper on integrated product policy.** 2001. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/com/2001/com2001_0068en01.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2007.

GOEDKOOOP, M. et al. **Product Service Systems: Ecological and Economic Basics.** 1999. Disponível em: <http://www.pre.nl/pss/download_PSSreport.htm>. Acesso em: 21 mar. 2009.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040: Environmental management: Life cycle assessment: Principles and framework.** Geneva: ISO copyright office, 2006.

MONT, O. K. Clarifying the concept of product–service system. **Journal of Cleaner Production**, v.10, n.3, p.237-245, 2002.

PIGOSSO, D. C. A. et al. Is the Industrial Product-Service System really sustainable? In: 2nd CIRP IPS² CONFERENCE, 2010, Linköping, Suécia. **Proceedings of the 2nd CIRP IPS² Conference.** Linköping: CIRP, 2010. p.59-65.

SOUSA, S. R. et al. How can Product-Service Systems enable Remanufacturing? In: 17th CIRP LCE CONFERENCE, 2010, Hefei, China. **Proceedings of the 17th CIRP LCE Conference.** Hefei: CIRP, 2010a. p.138-143.

SOUSA, S. R. et al. A utilização da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gestão ambiental: modelos de aplicação. **Revista INGEPRO – Inovação, Gestão e Produção**, v.2, n.6, p.90-98, 2010b.

TUKKER, A. Eight types of product-service system: eight ways to sustainability? **Business Strategy and the Environment**, v.13, p.246–260, 2004.

TUKKER, A.; TISCHNER, U. (Ed.). **New Business for Old Europe: Product-Service Development, Competitiveness and Sustainability**. Sheffield: Greenleaf Publishing, 2006.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **The role of Product-Service Systems in a Sustainable Society**. 2002. Disponível em: <<http://www.unep.fr/scp/design/pdf/pss-brochure-final.pdf>>. Acesso em: 20 set. 2008.



DESAFIOS DE GESTÃO AMBIENTAL E DO CICLO DE VIDA DOS PRODUTOS NO CONDOMÍNIO MOVELEIRO DO APL DE MÓVEIS DO AGRESTE, ALAGOAS

*Áurea Luíza Quixabeira Rosa e Silva Rapôso**; Asher Kiperstok; Sandro Fábio César

RESUMO

Este artigo apresenta resultados parciais do diagnóstico preliminar das principais demandas de melhoria na gestão ambiental e do ciclo de vida de produtos desenvolvidos por microempresas do Condomínio Moveleiro do Arranjo Produtivo Local (APL) de Móveis do Agreste no Estado de Alagoas. Teve como objetivo sondagem inicial da produção moveleira local para estudo futuro de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) na cadeia produtiva do APL, com ênfase na produção. Na metodologia, foram utilizados observação participante no local e levantamento cadastral em documentos. Os resultados parciais identificam os principais desafios para planejamento estratégico da gestão ambiental e do ciclo de vida dos produtos moveleiros locais relativos à adequação ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão ambiental; Ciclo de vida; Produção moveleira; Microempresas.

INTRODUÇÃO

O período de 1960-1990 foi fomentador da busca por alternativas para fontes energéticas e renováveis; racionalização das fontes esgotáveis e mudanças nos processos produtivos. Visava melhor utilização dos recursos naturais, energia e redução dos impactos ambientais potenciais. O foco era o recurso energético, mas aspectos ambientais foram incluídos em estudos científicos à época, como emissões sólidas, gasosas e líquidas (CHEHEBE, 1998; KIPERSTOK; MEIRA, 2002).

Do ponto de vista dos produtos, a gestão do ciclo de vida em suas várias etapas, da aquisição da matéria-prima à disposição final, estava inicialmente relacionada a estudos introdutórios de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para embalagens, sobretudo no que se referia à relação material-reciclagem. Entendida como metodologia quantitativa de análise e avaliação dos impactos ambientais, a ACV visa analisar, avaliar e interpretar as interrelações que ocorrem entre produto e ambiente (ABNT NBR ISO 14040, 2009).

Todo produto, seja qual for a sua composição, exerce impacto no meio ambiente, provocado por seu processo produtivo ou matéria-prima; pela fonte energética que utiliza; pelo uso e disposição final (CHEHEBE, 1998). Isso implica avaliação sistemática e integrada do ciclo de vida completo do produto, que não se restringe apenas à avaliação material da embalagem, mas ao processo-produto como um todo. Também conhecido como sistema de produto ou ainda definido como “conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto” (ABNT NBR ISO 14040, 2009, p. 4).

* Universidade Federal da Bahia. Departamento de Engenharia Química/Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial. Rua Aristides Novis, nº 2, Federação, Salvador, CEP: 40.210-630, Bahia, Brasil. +55(71) 9183-0337 / aurea.raposo@ufba.br.

Hoje, estudos de ACV aplicam-se ao aprimoramento de produtos e/ou ao planejamento estratégico da produção. A ACV é vista como ferramenta técnica gerencial dos aspectos ambientais e dos impactos potenciais associados ao sistema de produto, que compreende etapas que vão da extração das matérias-primas elementares até a disposição final do produto pós-uso e/ou vida útil (MANZINI; VEZZOLI, 2005).

Embora as empresas brasileiras tenham despertado para possíveis impactos ambientais potenciais dos seus produtos no meio ambiente e na sociedade, ainda não se encontram familiarizadas com ferramentas de gestão ambiental – como a ACV que, como técnica, pode subsidiar a identificação de oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de produtos e processos em seu ciclo de vida. Além de orientar para o planejamento estratégico ambiental de melhoria da produção, auxiliando à tomada de decisão.

Nesse sentido, esse estudo teve como objetivo a sondagem inicial da produção local de móveis para aplicação futura de ACV na Cadeia Produtiva Moveleira de Microporte do Arranjo Produtivo Local (APL) alagoano.

MATERIAIS E MÉTODOS

Esse estudo aborda resultados parciais de diagnóstico inicial de abordagem qualitativa sobre aspectos ambientais *versus* instalações físicas inerentes à produção de móveis de microporte no Condomínio Moveleiro do APL alagoano, visando suporte futuro à aplicação de ACV. Para tanto, contextualiza-se o referido APL; caracteriza-se o Condomínio e se identifica os principais problemas ambientais do espaço-produção.

Trata-se de estudo de caso, cujos procedimentos foram: a) levantamento bibliográfico e documental; b) levantamento cadastral e fotográfico do condomínio; c) observação participante em visita técnica para o item b; d) sistematização e análise dos dados coletados.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O Arranjo Produtivo Local (APL) de Móveis do Agreste (AL): contexto atual

Criado em 2004 pelo Programa dos Arranjos Produtivos Locais (PAPL) do Estado de Alagoas, o APL alagoano envolve microempresas moveleiras, fixadas nos municípios de Palmeira dos Índios e Arapiraca. Compõe-se por 98 microempresas cadastradas, 93 ativas e 05 inativas por fechamento provisório para educação formal dos empreendedores, mudança de atividade e/ou dificuldades de manutenção da empresa. São empresas de móveis de madeira, metal e pedra natural, além de estofados. Os móveis destinam-se aos mais diversos nichos de mercado: do residencial ao escolar, de móveis populares aos sob medida.



(a) Pintura e secagem de peças em postos de trabalho improvisados



(b) Liberação de material particulado no ambiente interno



(c) Peças semi-acabadas cobertas pelo material dissipado

Figura 1. Etapas de processo rudimentar de produção de móveis populares de madeira laqueada.

Os processos de gestão e produção bastante rudimentares carecem de todo tipo de intervenção nos sistemas de produtos para a gestão ambiental, sobretudo na etapa de produção (Figura 1). Os pontos positivos da atividade moveleira no APL são: os produtores concentram-se na área urbana, o que facilita a comunicação mercado-empresários; a maioria dos empreendimentos é de microporte; grande potencial de expansão dos negócios, devido à carência de oferta de bons produtos na região.

Como pontos negativos: baixa escolaridade dos produtores e funcionários, comprometendo a qualidade do produto na gestão e produção; alto custo de insumos face ao desperdício dos materiais na produção, sobretudo madeira maciça, painéis de madeira plantada, chapas e perfis de ferros, espuma.

O desperdício constitui-se preocupação ambiental, diretamente relacionado à gestão do ciclo de vida desses produtos locais, no tocante à minimização das perdas.

O Condomínio moveleiro e o ciclo de vida dos produtos

A gestão local do APL de Móveis do Agreste, em parceria com a Prefeitura de Arapiraca, criou ambiente empresarial cooperativo – o Condomínio Moveleiro, para atender a demanda de instalação física e de organização operacional de alguns microempresários, funcionando como incubadora de empresas desde 2006.

A coordenação do condomínio é dos microempresários, responsáveis pelas despesas coletivas referentes ao consumo de água e energia elétrica, segurança e limpeza. Já passaram pelo condomínio 15 empresas, ficaram as 08 atuais. Móveis planos de madeira sob medida e móveis de metal são os segmentos produtivos dessas empresas hoje.

Para se instalarem, as empresas precisam ser integrantes do APL e não ter local próprio para funcionar; apresentar dificuldades na produção dos móveis não só quanto ao espaço, mas também à tecnologia e ao conhecimento para melhor produção.

Funcionários e empresários já foram capacitados em várias etapas de operação do sistema produtivo, como solda, marcenaria básica, método dos 5S, desenho técnico, pintura, informática básica,

estofado e engradado, design e outros. Rodízio e entrada constantes de novos funcionários comprometem a consolidação dessas capacitações nos ambientes de produção, sobretudo no que se refere à gestão dos materiais e rejeitos (Figura 2). O que demanda ação sistemática e retroalimentação das capacitações, através de planejamento ambiental estratégico dos produtos em seus ciclos de vida.



Figura 2. Exemplos de interação produtiva operário-produto em microempresas do Condomínio Moveleiro.

Para Manzini e Vezzoli (2005, p. 91), ciclo de vida refere-se às trocas de entradas e saídas entre ambiente e conjunto de processos do nascimento, vida e morte de um produto. Ou seja, “o produto é interpretado em relação aos fluxos – de matéria, energia e emissão – das atividades que o acompanham durante toda a sua vida”, desde a extração dos recursos necessários para produção dos materiais que o compõem até o tratamento desses materiais pós-uso do produto. Considerar o ciclo de vida solicita visão sistêmica de produto, avaliando as consequências socioambientais e econômicas do uso dos materiais e recursos.

Como espaço cooperativo, o Condomínio já realiza ações conjuntas – como repasse de conhecimento, empréstimo de matérias-primas e intercâmbios na produção dos móveis –, embora mantenha sua autonomia para administrar os negócios, sobretudo quanto à comercialização dos produtos. A cooperação em APLs é relevante para alcançar ganhos competitivos e auxiliar na superação coletiva de obstáculos, sem demandar tantos esforços, caso a ação fosse feita isoladamente (AMATO NETO, 2009).

O ambiente de cooperação pró-ativa indica que estudo futuro de ACV, como ação coletiva do Condomínio, pode auxiliar na tomada de decisão para redução ao mínimo possível das entradas de materiais e energia nos processos produtivos das microempresas, bem como identificação de estratégias e recursos de baixo impacto ambiental para redução das saídas relativas às emissões e aos descartes dos sistemas de produtos em seus ciclos inteiros, inclusive com compartilhamento de recursos e tecnologias, visando à otimização da vida dos produtos para zero de perdas (KIPERSTOK; MEIRA, 2002; MANZINI; VEZZOLI, 2005).

Das condições físico-ambientais aos desafios de gestão ambiental do Condomínio

O galpão do Condomínio, em torno de 2.500m², divide-se em 10 boxes de 250m². As condições físico-ambientais são precárias na(s): ventilação e iluminação naturais, sobretudo para dissipação do material particulado; iluminação artificial das áreas comuns e dos boxes; ergonomia informacional e de postos de trabalho e equipamentos; emissões geradas pelo uso de equipamentos; coleta e acondicionamento de perdas e/ou subprodutos para reciclagem interna e/ou externa. Esses itens comprometem a saúde e segurança dos operários, a eficiência produtiva e o desempenho ambiental das empresas, sendo passíveis de análise a partir da metodologia de ACV (Figura 3).



Figura 3. Exemplos da precariedade dos boxes para a produção moveleira no Condomínio Moveleiro.

Da mesma forma, ocorre com o arranjo físico intra-empresas para processos e fluxos elementares de circulação e produção; e, do ponto de vista organizacional, com a ausência de escritório de administração condominial.

As condições do espaço apontam demanda inicial de (re)organização física e da produção antes de se aplicar a ACV. Solicitam ainda estudos mais aprofundados que identifiquem oportunidades de melhoria específica e estratégias pró-ativas de curto, médio e longo prazos. Observa-se que a adequação ambiental faz-se necessária para melhoria tanto da qualidade dos produtos e dos seus processos produtivos quanto da qualidade ambiental interna, do entorno e saúde humana, contribuindo para todo o sistema de produto.

A aplicação de ACV em móveis produzidos pelo Condomínio pode revelar a origem dos maiores impactos ambientais e os possíveis pontos estratégicos para que as melhorias nos produtos, processos e ambientes de produção possam estimular positivamente o desempenho ambiental das microempresas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Existe intenção de melhoria da planta industrial para o condomínio, com a construção de um Polo Industrial de Moveleiros. As microempresas envolvidas no condomínio terão caminho certo na

ocupação desse Polo. Um primeiro estudo de ACV para essa cadeia produtiva de móveis apontará caminhos para melhorar o desempenho ambiental em operacionalidade a curto, médio e longo prazos. Além de orientar a implantação do Polo para bases socioambientais mais positivas quanto à gestão do ciclo de vida dos produtos moveleiros locais.

Diante do exposto, os principais desafios de gestão ambiental no condomínio do APL de móveis do agreste alagoano são de percepção empresarial para mudanças, considerando-se: 1. eficiência produtiva coletiva, com (re)avaliação interna da produção e capacitação de recursos humanos; 2. fortalecimento da cooperação e ações conjuntas, com vistas ao planejamento ambiental estratégico; 3. desenvolvimento da capacidade gerencial coletiva, via administração condominial; 4. compartilhamento de custos e riscos, para investimento em tecnologias limpas de produção.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMATO NETO, J. **Gestão de sistemas locais de produção e inovação (cluster/APLs):** um modelo de referência. São Paulo: Atlas, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040:** Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do ciclo de vida de produtos** – ferramenta gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., 1998.

KIPERSTOK, A.; MEIRA, C. C. ACV – Análise do Ciclo de Vida. In: KIPERTOSK, A. **Prevenção da Poluição**. Brasília: SENAI/DN, 2002.

MANZINI, E.; VEZZOLI, C. **O Desenvolvimento de Produtos Sustentáveis:** os requisitos ambientais dos produtos industriais, São Paulo: EDUSP, 2005.



COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE CHEQUES DE FIBRA VIRGEM E FIBRA RECICLADA POR MEIO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

*Eduardo Toshio Sugawara**; Luiz Alexandre Kulay; Gil Anderi da Silva

RESUMO

A questão da sustentabilidade é bastante discutida nos diversos setores empresariais, sendo vista hoje como peça fundamental para o sucesso dos negócios. Sempre atento a mudanças de conduta o setor bancário tem voltado sua atenção para ações que se revertam na melhoria do desempenho ambiental de suas atividades. Uma das medidas tomadas nesse mérito consistiu da substituição de papel obtido de fibra virgem, por papel reciclado, em seus mais diversos produtos. O presente estudo analisou a efetividade desta ação, comparando o desempenho ambiental de cheques produzidos, respectivamente, a partir de papel fibras virgens e fibras recicladas no atendimento da função efetuar transações financeiras. Para tanto, fez-se uso do método EcoIndicator 99 – do qual resulta indicador único – para a Avaliação de Impactos. Os cheques de fibra virgem alcançaram 1074 Pt de constrangimentos ambientais, enquanto que aqueles produzidos de fibra reciclada perfizeram 777 Pt. Por impactos ambientais significativos em ambos os casos destacaram-se Doenças Respiratórias geradas de inorgânicos inaláveis e Consumo de Combustíveis Fósseis.

PALAVRAS-CHAVE: ACV; Desempenho ambiental; Papel; Cheque; Transação financeira.

INTRODUÇÃO

Enquanto algumas áreas de atuação antrópica se consagram por apresentar elevado potencial de degradação ambiental – caso das indústrias de extração e transformação – outras – como o terceiro setor – são vistas com melhores olhos nesse mesmo quesito, dada a natureza de suas atividades. Essa diferenciação não faz sentido, porem, dentro dos objetivos a que se propõe o desenvolvimento sustentável (BARBIERI, CAJAZEIRA e BRANCHINI, 2009).

Dada a estigmatização, a indústria de transformação passou a incorporar a variável ambiental em sua lógica de gestão há bastante tempo. No entanto, mais recentemente, esta preocupação vem se fazendo notar em organizações do segmento de serviços, particularmente nas instituições bancárias. Por conta disso, são perceptíveis as mudanças na visão dos bancos no que diz respeito da relação entre suas atividades, à sociedade, e ao meio ambiente.

Essa mudança de postura se materializa na forma de dois grandes grupos de ações: incentivos a projetos que comprovem desempenho sócio-ambiental satisfatórios; e adoção de medidas associadas ao negócio potencialmente sustentáveis. Um exemplo emblemático disso consiste na adoção recente papel reciclado em substituição ao papel derivado de fibra virgem branqueada para confecção de cheque.

O presente estudo se ocupa de avaliar a validade ambiental desta substituição para efeito de realização de transações financeiras. Para tanto se adotou com técnica de aferição a Avaliação do Ciclo de

* Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química. Grupo de Prevenção da Poluição. Av. Prof. Lineu Prestes, 580, Bloco 18, 2º andar, Cidade Universitária, São Paulo, CEP: 05508-900, São Paulo, Brasil. +55(11) 3091-2213 / eduardo.toshio@poli.usp.br.

Vida – ACV, dentro de uma abordagem do tipo “berço–ao–portão” dado que as etapas de uso e de disposição de ambos os produtos apresentaram desempenhos ambientais idênticos.

CARACTERIZAÇÃO DO CICLO DE VIDA DO PAPEL CHEQUE

O ciclo de vida do produto cheque de fibra virgem compreende as seguintes etapas: florestal; extração de celulose; produção de papel; fabricação de cheque; seu uso e posterior disposição final. Na etapa florestal se dão a preparação das mudas de eucalipto, seu cultivo e colheita por processo em sua maioria mecanizado, incluindo o descascamento das toras. O cultivo de eucalipto apresenta atualmente, ciclo ligeiramente inferior a sete anos e, dadas as práticas de manejo, podem ser realizados quatro ciclos consecutivos antes que o talhão seja reformado.

A extração da celulose da madeira ocorre pela tecnologia soda-sulfato, em sistemas contínuos de digestão química, que operam a pressões entre 7-13kgf/cm² e temperaturas de 200⁰C. A polpa escura é depurada e lavada, quando se gera o licor negro. Além disso, será no estágio de lavagem que a celulose sofrera pré-branqueamento com oxigênio em pH \simeq 12. Essa ação reduz consumo de químicos no branqueamento das fibras, preserva propriedades da polpa, gera efluentes com menor grau de toxicidade e reduz custos de produção.

O licor negro será concentrado até 78-85% de teor de sólidos secos em evaporadores e queimado em caldeiras de recuperação. Esta transformação origina licor verde, composto em sua maior parte de carbonato de sódio – Na₂CO₃ – que após caustificar por reação com Cal hidratada, recupera NaOH, que será reinjetado no sistema para cozimento da madeira.

A polpa branca segue para a produção de papel, quando receberá diversos aditivos e passará por processos consecutivos de remoção de água até restar, no material acabado, teor de umidade variável entre 3-5% m. O papel acabado passará então por processo de impressão *off-set* para se transformar em cheque (SANTOS *et al.*, 2001).

O papel reciclado de uso regular para a produção de cheques, compõem-se de aparas de pré e de pós-consumo. As aparas de pré-consumo são geradas no processamento de papel em virtude de perdas regulares ou não programadas, ou mesmo por conta de produto fora de especificação. As aparas de pós-consumo consistem de papel usado, recolhido e triado em locais especiais. Este material segue então para central de tratamento de aparas para ações de desinfecção, limpeza e branqueamento.

A polpa remanescente de tais processamentos se incorpora as fibras de pré-consumo juntamente com aditivos usados na conformação do papel reciclado. O desempenho desse material na produção de cheques pode ser considerado como semelhante ao do papel produzido de fibra de eucalipto. Da mesma forma, a variabilidade de matérias-primas não altera o desempenho do cheque na realização de transações financeiras (CEMPRE, 1993).

COMPARAÇÃO DOS DESEMPENHOS AMBIENTAIS

O estudo teve por objetivo geral comparar o desempenho ambiental da realização de transação financeira efetuada com cheque confeccionado em papel de fibra virgem, com uma equivalente, conduzida a partir de cheque produzido em papel reciclado.

Dado que a comparação se fundamenta, em termos metodológicos, na norma ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009), foram estabelecidos para efeito de definição de escopo, os seguintes requisitos técnicos:

a) *Sistemas de Produto*: estes consistem de cheque confeccionado em papel branco produzido na totalidade por fibra vegetal de eucaliptos; e cheque fabricado em papel cuja formulação compreende: 75% m de aparas pré-consumo e 25% m de aparas pós-consumo.

b) *Função*: efetuar transações financeiras.

c) *Unidade Funcional*: efetuar 6.000.000 de transações financeiras.

d) *Desempenho Técnico*: uma análise do desempenho técnico da função em referência indicou que cada folha de cheque, independentemente do tipo da procedência do papel que o produz, efetua apenas uma única transação financeira.

e) *Fluxo de referência*: tendo em vista os dados antes indicados, determinou-se um fluxo de referência único para ambos os produtos: 6.000.000 folhas de cheque.

d) *Fronteiras do Sistema de Produto*: compreenderam todas as etapas de processamento dos bens em análise, desde o cultivo do eucalipto, até a produção do cheque em si, passando pela extração de celulose, recuperação de químicos e fabricação do papel. Particularmente para o caso particular do papel reciclado foram também examinados os processos elementares relativos ao processamento das fibras pós-consumo. Constam ainda dos sistemas de produto transportes de madeira, aparas de papel, papel acabado e cheques; e a produção e o transporte de energia elétrica proveniente da concessionária.

e) *Tipo de dados*: os consumos de recursos e gerações de rejeitos associados à fabricação de cheque apenas a partir de fibra virgem branqueada advêm de dados primários disponibilizados por organizações dos segmentos de celulose e papel, e gráfico. São também de mesma origem aspectos ambientais relativos aos transportes envolvidos em ambos os ciclos de vida. Outros processos elementares foram modelados por dados secundários. Dentre estes, destaca-se o processamento das fibras pós-consumo, previamente a sua incorporação ao cheque reciclado.

f) *Crítérios de exclusão*: foram desconsideradas do ICV cargas ambientais com contribuições cumulativas em termos mássicos ou energéticos inferiores ao patamar de 1%. Foram também excluídas cargas ambientais consideradas como de baixa significância ambiental, nos termos estabelecidos pela norma ABNT NBR ISO 14044 para tal conceito.

g) *Crítérios de Qualidade dos dados*: Cobertura temporal: dados primários foram levantados por período contínuo de doze meses, ao longo do biênio 2006-2007.

Cobertura Geográfica: compreende os sítios produtivos em que estão localizadas: floresta de eucaliptos; unidade de extração de celulose; unidade produtora de papel; e gráfica para manufatura dos cheques. Todos esses processos ocorrem no Estado de São Paulo. Por cobertura tecnológica decidiu-se contemplar: plantio manual de eucaliptos; processo soda-sulfato para extração de celulose; branqueamento de polpa livre de cloro elementar com pré-branqueamento; colagem neutra com recobrimento de amido; e impressão de cheque por técnica *off-set*.

h) *Método de Avaliação de Impactos Ambientais*: dado o caráter da comparação, optou-se por empregar o *Eco-indicator 99* cuja aplicação produz indicador único.

i) *CrITÉrios de Alocação*: para situações em que alocação de cargas ambientais foi necessária, optou-se pelo critério mássico. Por outro lado, estabeleceu-se como premissa que as aparas pós-consumo entrariam no sistema de produto do cheque reciclado como fluxo elementar.

Como recurso de suporte às modelagens realizadas durante o estudo, recorreu-se a um programa computacional específico de apoio a realização de estudos de ACV, SimaPro – versão 7.0.1 (PRECONSULTANTS, 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 traz discriminados – para todos os indicadores de categoria analisados a partir do método *EcoIndicator 99* – resultados comparativos de desempenhos ambientais de cheques produzidos com fibra virgem e reciclada para a função efetuar transação financeiras.

Tabela 1. Contribuições de cada produto distribuídas entre as categorias de impacto ambiental analisadas.

Categoria de Impacto	Cheque em Fibra Virgem (Pt)	Cheque com Fibra Reciclada (Pt)
Carcinogenia	42,0	31,5
Orgânicos respiratórios	0,35	0,26
Inorgânicos respiratórios	434	279
Mudanças Climáticas	67,7	60,5
Radiação Ionizante	1,63	1,54
Depleção Camada de Ozônio	0,20	0,15
Ecotoxicidade	10,1	9,58
Acidificação/Eutrofização	48,7	33,3
Consumo de Minerais	1,10	1,03
Uso de Combustíveis Fósseis	397	310
Total	1074	777

Observando os valores totalizados nota-se que as transações financeiras efetuadas com cheque obtido de fibra virgem branqueada provocam 27,7% mais impactos ambientais que aquelas conduzidas com produto equivalente de fibra reciclada. Os constrangimentos ambientais de maior significância para ambos as situações são Doenças Respiratórias decorrentes de inorgânicos inaláveis e Consumo de Combustíveis de origem fóssil.

Esses efeitos estão presentes – também para os dois produtos – respectivamente na recuperação de químicos do processo de extração de celulose, e no transporte de madeira desde a unidade de cultivo de eucaliptos até a unidade industrial de produção de papel.

Tais aparentes coincidências podem ser explicadas pela similaridade tecnológica de ambos os sistemas de produto. Isso porque 75% em massa da composição da fibra reciclada se originam de aparas de pré-consumo – polpa celulósica procedente de perdas na produção de outros papéis, que apresentava condições de ser reutilizada – gerada da mesma forma que o papel de fibras virgens. Além disso, a impossibilidade de definir a procedência da matéria celulósica de pós-consumo fez com que as cargas ambientais a ela associada fossem tomadas como nulas, por premissa.

Os maiores potenciais causadores de Doenças Respiratórias são óxidos de enxofre e nitrogênio – SO_x e NO_x – que totalizam 90,1% da contribuição dos cheques de fibra virgem, e 88,4% do aporte do cheque reciclado para a categoria em referência. Como dito, essas emissões se dão nas caldeiras de recuperação química da planta de celulose.

O transporte de toras de madeira desde as unidades agrícolas até as unidades fabris, por distâncias de até 200 km respondem em grande parte pelo impacto ambiental de Consumo de combustíveis fósseis. Somem-se a esses, porém, no caso do cheque reciclado, também os transportes de fibra de pós-consumo, desde os centros de triagem e segregação das aparas, até a planta de produção de papel, passando pela planta de beneficiamento de polpa em si.

CONCLUSÕES

A realização deste estudo de ACV mostrou que transações bancárias efetuadas com cheques de fibra virgem branqueada aportam 38% mais impactos ambientais que as efetuadas com cheques de fibra reciclada. As cargas ambientais de ambos os bens ocorrem na extração de celulose, e o desempenho ambiental da produção e do uso do cheque independe do tipo de fibra.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009. 46 p.

BARBIERI, J. C. B.; CAJAZEIRA, J. E. R; BRANCHINI, O. **Cadeia de suprimento e avaliação do ciclo de vida do produto: revisão teórica exemplo de aplicação**. O Papel. (9). Vol.70. Set. 2009. Pg. 52-72.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM (CEMPRE). **Coleta de papel em escritório**. Rio de Janeiro: CEMPRE/Centro Cultural Rio Cine, 1993. (Cadernos de Reciclagem nº. 1).

SANTOS, C. P.; REIS, I. N.; MOREIRA, J. E. B.; BRASILEIRO, L. B. **Papel: Como se fabrica?** Química e Sociedade. No. 14. Nov. 2001.

PRECONSULTATS. **SimaPro 7** – versão 7.0.1. ©PreConsultants Amersfoort, The Netherlands. 2007.



AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE UM ELEMENTO ESTRUTURAL PILAR EM AÇO X PILAR EM CONCRETO ARMADO

Danielly Borges Garcia ; Francisco Carlos Rodrigues; Maria Teresa Paulino Aguilar*

RESUMO

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de avaliação de impacto ambiental que pode ser utilizada como seletor de materiais. Esta avaliação vem sendo aplicada na construção civil, embora seu conceito tenha origem nos produtos de uso imediato. Na construção civil a aplicação da ACV é dificultada pela longa vida dos edifícios e pela ausência de padronização e de controle de qualidade do processo construtivo. Considerando essas dificuldades, utilizou-se a metodologia em um elemento estrutural (pilar) com o objetivo de avaliar a confiabilidade da aplicação da ACV na construção civil brasileira. Para tal, foi empregado o *software* Simapro para comparar o desempenho ambiental entre pilares de concreto armado moldado in loco e pilares em aço. A escolha de apenas um elemento estrutural teve como objetivo reduzir o número de variáveis e possibilitar a avaliação da metodologia ACV neste contexto. A partir dessa análise, verificou-se que o pilar em concreto possui melhor resultado ao considerar a extração, a fabricação do material, o transporte e a aplicação à obra. Este resultado passou por reflexões que colocam em questão a utilização de bancos de dados estrangeiros na ACV de materiais e processos brasileiros.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação de ciclo de vida, seleção de componentes da construção civil, elementos estruturais.

INTRODUÇÃO

De acordo com EDWARDS e BENNETT (2003), o setor da construção civil é responsável por 50% da retirada de recursos naturais e 50% do lixo total gerado. Somente a indústria cimenteira contribuiu, em 2003, com parcelas de 6 a 8% de emissões de CO₂ no Brasil (JOHN, 2003). Os impactos da construção civil no meio ambiente não se restringem às emissões de CO₂, vão desde a modificação do ambiente natural, na implantação do edifício no terreno, passando pelo uso e operação do edifício, até a deposição ao final da vida operativa desse edifício. Muitos estudos focam a eficiência energética e a reutilização da água, por exemplo, mas uma lacuna vem se abrindo quando se trata dos impactos ambientais ao longo do ciclo de vida dos materiais e sistemas construtivos de um edifício. Esse é o foco da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) originalmente aplicada aos produtos de uso imediato.

De acordo com a ISO 14040 (ABNT, 2009), a ACV contabiliza as entradas e saídas de emissões e recursos ao longo do ciclo de vida de um material ou sistema, relacionando-os às categorias de impactos ambientais reconhecidas internacionalmente. Dessa forma, é importante que se tenha dados confiáveis de emissões e recursos utilizados em cada etapa do ciclo de vida. Existem bancos de dados, que estão relacionados às declarações ambientais de cada fabricante ou a pesquisas realizadas acerca dessas

* UnilesteMG, Curso de Arquitetura e Urbanismo. Av. Presidente Tancredo de Almeida Neves, 3500, Bairro Universitário, Coronel Fabriciano, CEP: 35170-056, Minas Gerais, Brasil. +55(31) 3846-5611 / dannybgarcia@gmail.com.

emissões para determinado material, como o *Ecoinvent* (<http://www.Ecoinvent.ch/>), o *Buwal* (<http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/eng/index.html>), o *Franklin* (<http://www.fal.com>), dentre outros.

A realização da ACV em edificações é dificultada pela carência de dados sobre os materiais e componentes da construção civil. Além disso, contemplar o material dentro do sistema construtivo não é realizar a ACV de cada material.

Entende-se por sistema construtivo como o conjunto de materiais interconectados, seja por elementos de ligação, seja pela função. Assim, cada sistema construtivo é o resultado artesanal de inúmeras combinações, inclusive do trabalho humano, o que dificulta a definição e generalização de impactos ambientais. Apesar disso, é possível utilizar o conceito de ACV para gerar uma metodologia de seleção de sistemas construtivos.

A metodologia da ACV foi aplicada a um elemento estrutural (pilar) com o objetivo de avaliar a sua aplicação à construção civil no Brasil. Para tal, foi utilizado o *software* Simapro (www.simapro.com), levando em conta os dados disponíveis. Algumas considerações sobre a aplicabilidade dos bancos de dados existentes no *software* são feitas ao final deste artigo.

DEFINIÇÃO DA UNIDADE FUNCIONAL

O objetivo deste estudo é avaliar o elemento estrutural pilar, através da ACV do pilar em perfil de aço laminado e do pilar em concreto armado moldado in loco. Os dois resistem ao mesmo carregamento e são pertencentes a uma edificação na cidade de Belém, estado do Pará, Brasil. Serão avaliadas as etapas a partir da fabricação dos componentes do pilar, transporte e aplicação do componente na edificação.

Por possuírem as mesmas funções estruturais (carregamento, vão, pé-direito e resistência ao fogo), os elementos a serem comparados possuem características geométricas diferentes: o pilar em concreto possui seção quadrada de trinta e dois centímetros de lado (32cm) com oito barras de aço de doze milímetros e meio (12,5mm) de diâmetro; e o pilar metálico é um perfil laminado em seção “H” de vinte e cinco centímetros de lado (HP 250x62), revestido com doze milímetros (12mm) de vermiculita.

Os limites do estudo estão entre a etapa de fabricação dos elementos estruturais até a aplicação na edificação. Esses limites foram assim definidos para reduzir variáveis inseridas no *software* e possibilitar a avaliação dessa aplicação à construção civil brasileira.

FLUXOGRAMA DAS ETAPAS EM ANÁLISE

Para a execução do pilar em concreto armado são necessários $0,304\text{m}^3$ de concreto, uma barra (12m) de vergalhão de 12,5mm e duas chapas de madeirite. Desta forma, o elemento avaliado se subdivide em três elementos: vergalhão, concreto e chapa de madeirite. A Figura 1 apresenta os limites

das etapas avaliadas do pilar em concreto armado moldado in loco, considerando quantidades de material para cada um dos componentes.

As distâncias percorridas identificadas na Figura 1 referem-se a: chapa de madeirite fabricada no sul do estado do Pará, a uma distância de 1.250km de Belém, barra de aço para armadura do concreto (vergalhão) fabricada em Recife (2.023km). O cimento é fabricado a 150km de Belém, no município de Capanema (PA). Dentro do processo de fabricação do cimento, as matérias primas se encontram na própria região de Capanema, com exceção do gesso, que é proveniente da cidade de Codó, Maranhão, distante 650km de Capanema.

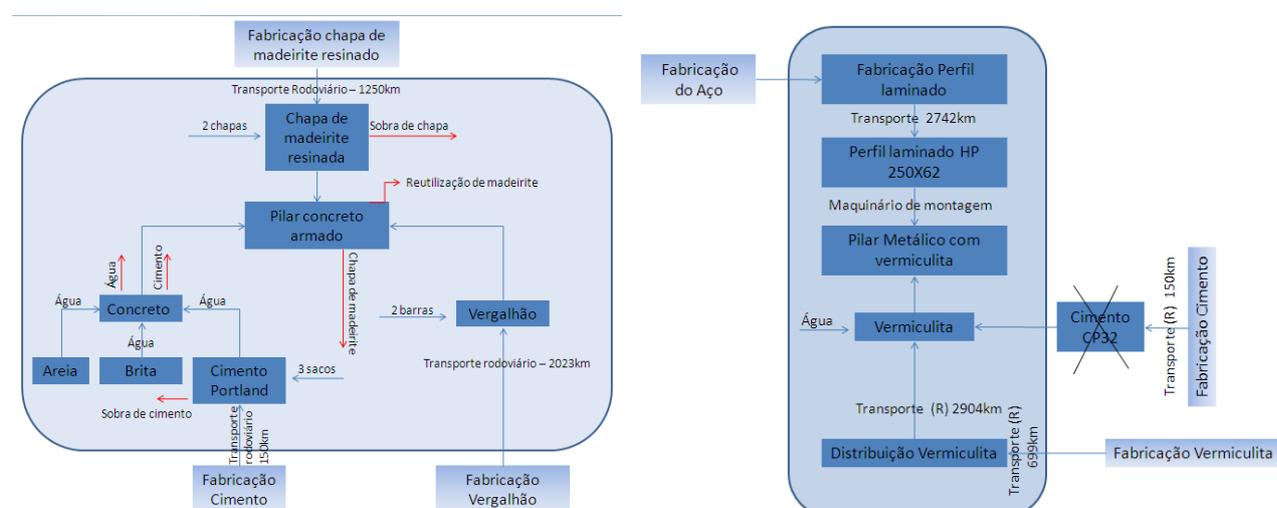


Figura 1. Fluxograma pilar de concreto armado (à esquerda) e do pilar metálico (à direita).

O pilar metálico com vermiculita é separado em dois elementos: a vermiculita e o perfil laminado. A vermiculita é fabricada em Catalão, Goiás (699km) e distribuída a partir de São Paulo (2.904km de Belém). O perfil laminado (denominação do fabricante: HP 250x62) é fabricado em Ouro Branco, a 2.742km de Belém. Como são comercializados em peças de doze metros (limite de transporte rodoviário comum), terão uma sobra de nove metros, que poderá ser usada em outras três unidades, portanto não se considerará sobra deste material. Após a chegada em Belém, as peças metálicas serão erguidas por equipamentos como caminhão “Munk”.

Como o limite do sistema foi definido até a montagem do pilar na obra, não será inclusa a operação de solda do pilar em outro elemento estrutural ou até mesmo em vedações.

INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA e AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA

A partir do quantitativo de materiais e transporte levantado, o *software* Simapro foi utilizado tanto para realização do inventário, quanto para realização da AICV.

Para obtenção dos dados de emissões e recursos, foi utilizado o banco de dados suíço *Ecoinvent*, cujas informações são provenientes de inventários ambientais de produtos da Suíça, Áustria e Alemanha, e o US LCI, que possui dados norte americanos e canadenses. Esses bancos de dados estão disponíveis no Simapro (SIMAPRO, 2008).

Na Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida dos blocos, foi utilizada a metodologia Impact 2002+, cujas categorias de impacto são: aquecimento global, acidificação, substâncias cancerígenas e não cancerígenas, efeitos na respiração, eutrofização, depleção de ozônio, ecotoxicidade e *smog*. Estas categorias se relacionam às categorias finais de impacto de saúde humana, qualidade do ecossistema, mudança climática e esgotamento de recursos naturais.

RESULTADOS DA ACV E REFLEXÕES

A Figura 2 apresenta a AICV dos pilares metálicos e em concreto armado e suas contribuições de impacto por categoria.

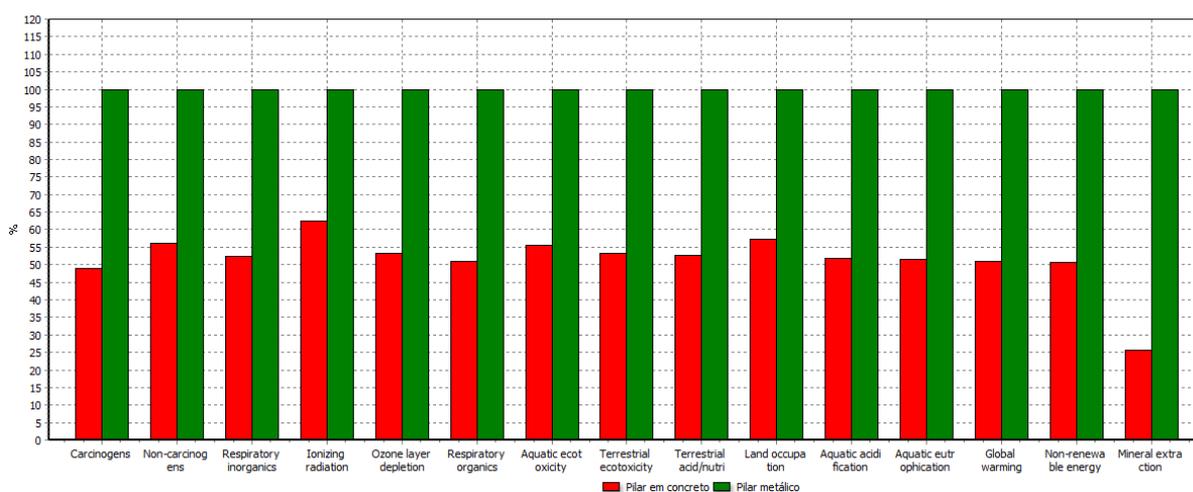


Figura 2 – Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida do Pilar de Concreto X Pilar Metálico.

De acordo com os dados disponíveis no Simapro (SIMAPRO, 2008), o pilar em aço contribui com a maior parte dos impactos. Transportando essas informações para as áreas de proteção de saúde humana, qualidade do ecossistema, mudança climática e esgotamento de recursos naturais, podemos fazer as seguintes considerações:

Ao se tratar do uso de energia não renovável, por exemplo, os processos siderúrgicos da Europa e do Brasil são distintos. Enquanto no Brasil utiliza-se o carvão vegetal proveniente de áreas reflorestadas, na Europa utiliza-se o carvão mineral, onde não existe equilíbrio entre o CO₂ liberado na fabricação e a captura do mesmo no reflorestamento. No caso do esgotamento dos recursos naturais, tanto o processo de mineração do ferro quanto do calcário (cimento) produzem impactos crescentes. Na utilização da água para produção, algumas usinas siderúrgicas já reutilizam águas residuais, equilibrando impactos de demanda por água para produção e descarte. Ao extrapolar a análise para o fim da vida útil

(embora não tenha sido contemplado nesta ACV), verifica-se o potencial de reutilização e reciclagem dos componentes construtivos metálicos, que podem minimizar o impacto inicial de produção do aço.

Considerando os pontos apresentados, a utilização de dados norte americanos e europeus inviabilizam a realização da ACV partindo da etapa de fabricação dos componentes e materiais. Neste sentido, para se utilizar a ACV como seletor de sistemas construtivos, enquanto não se constrói um banco de dados brasileiro, recomenda-se partir da etapa de transporte para a construção da edificação, focando, focando na questão da compatibilidade entre os sistemas construtivos, o uso e operação e o descarte.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No que se refere às etapas avaliadas (da extração de matéria prima à aplicação do produto), a utilização de bancos de dados estrangeiros pode trazer incoerências, já que impactos referentes à matriz energética e à utilização de água, por exemplo, mudam de acordo com a realidade de cada país.

Dessa forma, enquanto não existem dados brasileiros sobre o processo de produção dos materiais de construção civil, sugere-se que sejam avaliadas as etapas de aplicação do componente na edificação até o possível descarte do mesmo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

JOHN, V. M. On the sustainability of concrete. **Industry and Environment**, Paris, v. 26, n.2-3, p. 62-63, abr. 2003. Disponível em: <<http://www.uneptie.org/media/review/archives.htm>>. Acesso em: 13 mar. 2009.

LAMBERTS, R. et al. Regulamentação de Etiquetagem Voluntária de Nível de Eficiência Energética de Edifícios Comerciais e Públicos. In: ENCONTRO NACIONAL, 9., ENCONTRO LATINO AMERICANO DE CONFORTO NO AMBIENTE CONSTRUÍDO, 5., 2007, Outro Preto. **Anais...** Porto Alegre: ANTAC, 2007.

OLIVEIRA, L. H. **Metodologia para a implantação de programa de uso racional da água em edifícios**. 1999. 342p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999.

SIMAPRO *Software*. Versão 7.1. Amersfoort: Pré Consultants, 2008. 1 CD-ROM.



A AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE ISOLADORES CERÂMICOS: ESTUDO DE CASO DE SEU EMPREGO COMO BRITA RECICLADA

*Bruno Fernando Gianelli**; Sandro Donnini Mancini; Vladimir Xavier Batista; Luciane Lopes Rodrigues; Mariana Favero; Juliane Ziviani

RESUMO

Este estudo de caso refere-se à avaliação de ciclo de vida de isoladores cerâmicos tipo poste, classe de tensão 15 KV, levando-se em conta o cenário atual de descarte de uma concessionária de distribuição de eletricidade, no caso destinação para aterro sanitário. É proposta também uma alternativa ao descarte, com o emprego desses isoladores refugados na substituição da brita utilizada em subestações da própria concessionária, possibilitando assim reduzir seu impacto ambiental. Para tanto, foi realizado o levantamento do processo produtivo desse isolador perante um grande fabricante da área, assim como um balanceamento de massa e de energia despendidos na produção. Realizou-se também uma avaliação da quantidade de isoladores consumidos pela concessionária, sua vida útil de operação e seu processo de descarte. Após esse mapeamento, empregou-se um *software* especialista e uma base de dados indicadores para a avaliação do ciclo de vida desse produto, sendo que foi possível notar uma redução de 8,5% no impacto geral normalizado, entre a alternativa proposta e o cenário atual. Os ganhos mais notáveis com o cenário proposto seriam de 47% na ecotoxicidade, 24% na acidificação e em substâncias orgânicas respiráveis e 15% no uso da terra e em substâncias inorgânicas respiráveis. Essa redução denota que mesmo produtos de difícil reciclabilidade, como a cerâmica pós-queima, podem encontrar alternativas viáveis de reaproveitamento, neste caso como substituto da brita em subestações.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação de Ciclo de Vida; Isoladores cerâmicos; Reciclagem.

INTRODUÇÃO

Durante o processo de instalação, manutenção e reforma das redes de distribuição de energia gera-se uma grande quantidade de resíduos, sendo que estes podem ser agrupados em duas classes bem distintas: 1) os de reciclagem bem desenvolvida e sucata valorizada, como por exemplo, os cabos de alumínio e de cobre e 2) os de reciclagem que ainda carecem de desenvolvimento. Neste último grupo podemos destacar o alto consumo, e conseqüente alto descarte, de materiais cerâmicos, geralmente na forma de isoladores ou pára-raios, cujo processo de reciclagem é dificultoso devido a complicações intrínsecas da matéria-prima. Isso decorre do fato de que uma das etapas de fabricação baseia-se no processo de sinterização do material, no qual há a coalescência das partículas que o constituem, o que confere uma resistência mecânica superior ao produto final, porém impedem nova moldagem e retorno ao fluxo produtivo como matéria-prima passível de nova sinterização.

O objetivo desse estudo foi o de realizar uma avaliação de ciclo de vida dos isoladores cerâmicos do tipo poste, classe de tensão 15 KV, e apresentar um cenário alternativo ao processo de descarte atual.

* Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" Campus de Sorocaba. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Materiais. Avenida Três de Março, 511, Bairro Alto da Boa Vista, Sorocaba, CEP: 18087-180, SP, Brasil. +55(15) 3238-3415 / brunogianelli@gmail.com.

Para tanto foram mapeadas as etapas da vida útil do isolador (produção, utilização e destinação final), possibilitando com isso quantificar os consumos de matéria-prima, de energia e logísticos inerentes ao processo. Também foi realizado um estudo comparativo entre o processo atual de descarte (destinação final dos isoladores para um aterro sanitário) e um cenário alternativo, o de aproveitamento dos mesmos após processo de britagem, como um substituto à brita rochosa empregada nas subestações de uma concessionária.

PROCESSO DE FABRICAÇÃO DE ISOLADORES CERÂMICOS

Devido ao seu alto consumo por parte da concessionária patrocinadora desse projeto, aproximadamente 64.000 peças por ano (RODRIGUES, 2010), adotou-se como padrão de estudo o isolador cerâmico do tipo poste, classe de tensão de 15 KV (Figura 1).



Figura 1. Isolador cerâmico tipo poste, classe de tensão 15 KV, com ferragem metálica.

Esse isolador pesa cerca de 5,70 kg e é constituído de uma base metálica (ferro fundido) colada com cimento *portland* à um corpo cerâmico (produzido a partir da mistura e processamento de quartzo, feldspato, caulín e argila). Este corpo cerâmico deve apresentar baixa porosidade, pois isso lhe confere uma alta resistência dielétrica e mecânica, assim como uma baixa perda decorrente da dissipação do calor (OZEL & TURAN, 2006).

A Tabela 1 denota a massa das principais matérias-primas empregadas na produção do isolador citado e a distância entre os fornecedores e um dos principais fabricantes deste isolador, enquanto que a Tabela 2 reproduz o consumo energético e de água durante o seu processo de fabricação (ISOLADORES SANTANA, 2010).

Tabela 1. Matérias-Primas sólidas do isolador cerâmico e a distância média do fornecedor para o produtor.

Matéria Prima	Massa do Isolador Cerâmico (kg)	Distância fornecedor - fábrica de isoladores (km)
base metálica	0,58	200
cimento portland	0,09	200
quartzo	1,51	185
feldspato	1,26	2684
caulin	1,00	205
argila	1,26	2980

Tabela 2. Consumo energético e de água por quilograma de corpo cerâmico.

Gasto Energético / Água	Por kg de corpo cerâmico fabricado
gás natural	2175 Kcal
energia elétrica	0,64 Kwh
água	2,25 litros

Na fabricação desses isoladores cerâmicos emprega-se a massa plástica, obtida a partir da adição de água, em teores de aproximadamente 20%, às matérias-primas. Tal ação permite obter uma forma passível de ser processada por torneamento, para a obtenção do formato do produto acabado (KINGERY, BOWEN & UHLMANN, 1976; NORTON, 1973).

O processo de fabricação consiste das seguintes etapas principais:

- Peneiramento, lavagem e homogeneização das matérias-primas;
- Filtro-prensagem para retirada de excesso de água;
- Extrusão à vácuo da massa cerâmica;
- Torneamento para obtenção da forma final do produto acabado;
- Secagem em estufa a 100⁰C;
- Esmaltação por imersão;
- Sinterização do corpo cerâmico;
- Colagem da parte metálica ao corpo cerâmico com o uso de cimento *portland*.

Vale ressaltar que o processo de sinterização do corpo cerâmico, neste fabricante, ocorre em fornos do tipo túnel a 1.300⁰C, com ciclos de 30 horas. A queima ou sinterização consiste na coalescência das partículas de cerâmica, o que fornece a resistência mecânica adequada à aplicação final (KINGERY, BOWEN & UHLMANN, 1976; NORTON, 1973).

RECICLAGEM DE ISOLADORES CERÂMICOS

Anteriormente à sinterização, peças defeituosas (sobras de processo e outros refugos) são perfeitamente recicláveis e geralmente reincorporadas à linha de produção. Porém, produtos sinterizados, como os isoladores cerâmicos descartados, são de difícil reciclagem, pois durante seu processo de

fabricação podem ocorrer vários fenômenos, como a coalescência dos grãos, perda de massa, transformações de fases, mudanças cristalográficas, formação de uma segunda fase ou até mesmo de uma fase vítrea (KINGERY, BOWEN & UHLMANN, 1976; NORTON, 1973).

Se não totalmente irreversíveis, muitos desses fenômenos são de reversibilidade difícil ou improvável, o que torna a reciclagem de cerâmicas, visando a produção do produto original, também improvável. No entanto, materiais cerâmicos sinterizados são geralmente rígidos e sua moagem quebra-os em tamanhos variados, inclusive semelhantes à areia e brita (CALAES *et al.*, 2007), podendo substituir essas matérias-primas naturais em algumas aplicações.

As concessionárias de energia a cada ano descartam milhares de toneladas de isoladores cerâmicos (FRANCK, JOUKOSKI, PORTELLA & BERKSEN, 2004), sendo que no caso da concessionária patrocinadora desse projeto, geram-se cerca de 273.300 kg de resíduos de isoladores cerâmicos, cuja destinação final destes é o aterro sanitário.

Constatou-se também que a concessionária consome anualmente 210.000 kg de brita, utilizada como isolamento do solo de suas subestações. Isso sugere uma possibilidade de britagem dos isoladores cerâmicos e seu emprego no lugar da brita em si, possibilitando um menor impacto ambiental no processo de destinação final do mesmo e também uma redução no impacto do uso da terra pela extração de rochas para britagem.

ESTUDO DE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

Para realizar tal avaliação e o estudo comparativo entre o cenário atual dos isoladores cerâmicos (descarte em aterro sanitário) e o cenário proposto (material substituto à brita), empregou-se o *software* SIMAPRO (versão 7.2), a base de dados *ECOINVENT* e o método de análise ECO-INDICATOR 99.

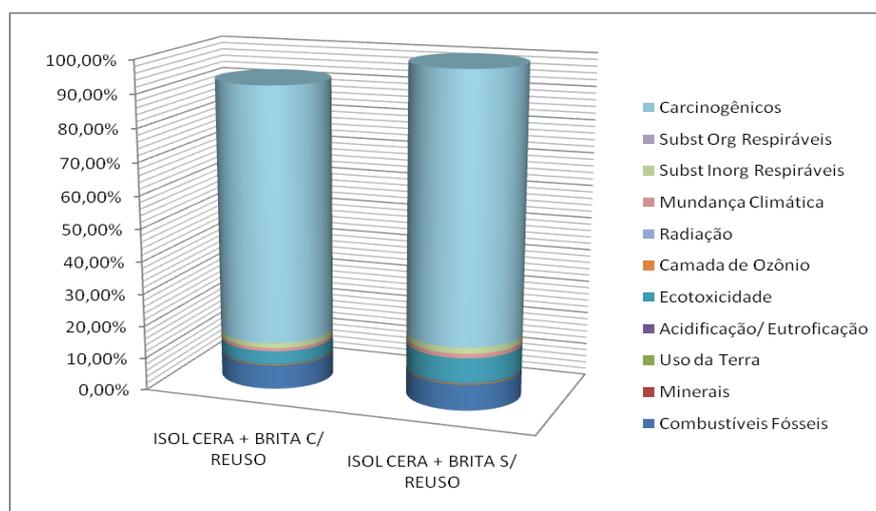


Gráfico 1. Estudo comparativo de ACV de isoladores cerâmicos com e sem processo de reciclagem.

Analisando os dados provenientes da ACV expostos no Gráfico 1, observa-se que o grande impacto ambiental nos dois casos é a geração de produtos carcinogênicos, responsável por 81% no caso do cenário atual e 78% no cenário proposto, seguido de combustíveis fósseis (8% e 7%, respectivamente) e ecotoxicidade (7,5% e 4%, respectivamente).

Como também é possível notar pelo Gráfico 1, o impacto do isolador cerâmico sem o processo de reciclagem é superior se comparado ao cenário alternativo de reciclagem e emprego como brita. Em média, o ganho na redução de impacto foi de 8,5%.

Através da análise dos dados obtidos, é possível observar também uma redução de 50% no impacto de disposição em aterros no cenário proposto, justificável pelo não aterramento da brita pós-uso neste cenário. Também foi observada uma possível redução de 16% no impacto decorrente do transporte, tendo em vista as menores distâncias percorridas entre o isolador britado (cenário proposto) e a brita comercial (cenário atual) até a empresa. Entretanto, é constatada pouca variação no consumo de energia (eletricidade e gás), pois a energia necessária para a moagem do isolador cerâmico é praticamente equivalente ao da moagem da brita.

No entanto, devido à não extração do cascalho para obtenção da brita, pode ocorrer uma redução de 15% no uso da terra, o que contribui para a redução das emissões tanto para a atmosfera quanto para a água, em 15% e 48%, respectivamente.

CONCLUSÃO

O emprego de isoladores cerâmicos como brita pode possibilitar uma redução do impacto ambiental de seu ciclo de vida de 8,5% em comparação com o aterramento (cenário atual). Caso seja aplicada a moagem dos isoladores, para obtenção de produto substituo à brita, estima-se uma redução de 47% na ecotoxicidade, 24% na acidificação e em substâncias orgânicas respiráveis, 15% no uso da terra e em substâncias inorgânicas respiráveis. Isso denota os benefícios do emprego de cenários alternativos de reciclagem / reutilização de produtos em contraste com formas de destinação final, mesmo as consideradas adequadas em termos ambientais e de saúde pública.

Vale ressaltar que para esse caso faz-se necessário desenvolver estudos a respeito da condutividade da cerâmica britada, pois caso a mesma não atenda as exigências mínimas de segurança, não poderá ser empregada como substituto à brita nas subestações de energia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CALAES, G. D. et al. Bases para o desenvolvimento sustentável e competitivo da indústria de agregados nas regiões metropolitanas do país - parte 1. **Revista Escola de Minas**, 60, n. 4, p. 675-685, 2007.

FRANCK, R; JOUKOSKI, A.; PORTELLA, K. F.; BERKSEN, R. Utilização de rejeitos de isoladores de porcelana em concretos, em substituição parcial ou total dos agregados naturais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DO CONCRETO, 46, 2004, Curitiba. **Anais**. Curitiba, 2004.

ISOLADORES SANTANA. Disponível em <<http://www.isantana.com.br/>> Acesso em: 02 jul. 2010.

KINGERY, W. D.; BOWEN, H. K.; UHLMANN, D. R. **Introduction to Ceramics**. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1976.

NORTON, F. H. **Introdução à Tecnologia Cerâmica**. São Paulo: Edgard Blucher, 1973.

OZEL, E.; UNLUTURK, G.; TURAN, S. Production of brown pigments for porcelain insulator applications. **Journal of the European Ceramic Society**, n°26, 35–40, 2006.

RODRIGUES, L. L. **Caracterização de Materiais Descartados de Redes de Distribuição de Eletricidade para fins de Reciclagem**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia dos Materiais) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp), Bauru, 2010.



ANÁLISE COMPARATIVA DE INVENTÁRIOS DE NANOCRISTAIS DE CELULOSE OBTIDOS A PARTIR DE FIBRAS VEGETAIS

Ana Claudia Carneiro da Silva Braid*; Aline Cavalcanti e Cavalcante; Morsyleide de Freitas Rosa;
Eliangela de Moraes Teixeira; Cássia Maria Lie Ugaya; Maria Cléa Brito de Figueirêdo

RESUMO

Nanocristais de celulose podem ser extraídos a partir de qualquer material lignocelulósico, com variações de processo de acordo com o material empregado. As crescentes pesquisas desenvolvidas no uso das diferentes fontes de celulose leva a refletir na sustentabilidade ambiental destes produtos. Neste trabalho, analisa-se o inventário de ciclo de vida dos processos de extração de nanocristais de celulose obtidos da fibra do coco verde e da pluma de algodão, com escopo “do berço à produção”. Os parâmetros inventariados foram: consumo de água, reagentes químicos, energia e emissões de nutrientes para água. Para levantamento desses dados, foram realizados cinco balanços de massa dos processos de extração. Esses dados do processo de extração de nanocristais foram agregados aos dos processos de produção dos insumos necessário à extração, com o uso das bases de dados do *Ecoinvent* e do *software* Simapro. Observou-se que a extração de nanocristais de celulose obtidos da fibra de coco verde apresenta significativo maior consumo de energia e maior carga poluente referente à demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio total Kjeldahl e nitrito, quando comparado ao processo de extração a partir da fibra de algodão.

PALAVRAS-CHAVE: Coco verde; Algodão; Nanoestruturas; Avaliação de Ciclo de Vida.

INTRODUÇÃO

Muitas inovações tecnológicas têm surgido na área da nanotecnologia, sendo uma delas os nanocristais de celulose. Esses cristais são extraídos a partir de fibras vegetais lignocelulósicas, que são consideradas compósitos de fibrilas de celulose, agregadas pela lignina e hemicelulose. O processo de extração de nanocristais consiste no isolamento dessas fibrilas de celulose, ou seja, na remoção dos compostos agregadores (SILVA *et al.*, 2009).

Os nanocristais de celulose podem ser obtidos a partir de fibras lignocelulósicas, como a proveniente do bagaço da cana-de-açúcar, da casca do arroz, da pluma do algodão e da casca do coco verde (TEIXEIRA *et al.*, 2010; ROSA *et al.*, 2010). Nanocristais de celulose têm como grande vantagem a matéria-prima, que é proveniente de fontes renováveis, biodegradáveis e abundantes em países em desenvolvimento, como o Brasil.

Nanocristais de celulose podem ser aplicados em áreas como indústrias automobilísticas e na química de polímeros e compósitos. Estes nanocristais têm um grande potencial como agente de reforço em compósitos, podendo ser usados em plásticos sintéticos e em biopolímeros, melhorando a biodegradabilidade de plásticos, assim como melhorando as propriedades mecânicas dos novos materiais (SILVA *et al.*, 2009).

* Embrapa Agroindústria Tropical. Rua Dra Sara Mesquita, 2270, Planalto Pici, Fortaleza, CEP: 60511-110, Ceará, Brasil. +55(85) 33917217 / anaclaudiabraid@gmail.com.

A crescente consciência ambiental e o interesse no desenvolvimento de tecnologias “verdes” têm exigido estudos ambientais fundamentados sobre estes novos produtos, como a avaliação de ciclo de vida de um produto, que analisa aspectos ambientais relevantes em seu processo produtivo, uso e em sua disposição final. Este trabalho analisa o inventário de ciclo de vida de dois processos de extração de nanocristais de celulose obtidos a partir de duas fontes de fibras vegetais: pluma de algodão e casca do coco verde, considerando a produção de 1g de nanocristais. Avalia-se qual processo de extração de nanocristais leva ao maior consumo de água, energia e a maior emissão de nutrientes em meio líquido.

METODOLOGIA

Processos de obtenção de nanocristais de celulose

A obtenção de nanocristais de celulose ocorre com a realização das seguintes etapas: moagem, lavagem, clareamento, hidrólise ácida e diálise. Dependendo do tipo de fibra, algumas dessas etapas não são necessárias e diferentes quantidades de insumos são utilizadas. Ambas as fibras requerem a moagem, hidrólise ácida e diálise, mas as etapas de lavagem e clareamento são necessárias apenas à fibra de coco verde. Esses processos foram definidos por Rosa *et al.* (2010) para a extração a partir da fibra de coco verde e por Teixeira *et al.* (2010) para a extração a partir da fibra de algodão.

Inventário do ciclo de vida

Este trabalho tem como foco o inventário de ciclo de vida da extração de nanocristais de celulose, realizado conforme a ISO 14040 (2006). O inventário contempla os seguintes aspectos ambientais: consumos de água, reagentes químicos e energia, assim como emissões de poluentes em efluentes líquidos.

A função do processo em estudo é a obtenção de nanocristais de celulose. A unidade funcional adotada foi a produção de 1g de nanocristais de celulose em solução. A fronteira do sistema foi estabelecida contemplando as cadeias de produção dos insumos necessários aos processos de extração até a obtenção dos nanocristais (berço à produção). As Figuras 1 e 2 mostram os sistemas de produto analisados quando são utilizadas a fibra da casca de coco verde e a fibra de algodão, respectivamente.

Na construção do inventário, foram realizados cinco balanços de massa de todo o processo de extração de nanocristais de celulose em laboratórios da Embrapa Agroindústria Tropical, quando foi utilizada a fibra de coco verde, e da Embrapa Instrumentação Agropecuária, quando foi utilizada a fibra de algodão. As emissões foram avaliadas considerando os seguintes parâmetros: DQO (demanda química de oxigênio), DBO (demanda bioquímica de oxigênio), nitrito, nitrato, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total. As análises físico-químicas dos efluentes foram feitas de acordo com APHA (2005) e Silva e Oliveira (2001). Os dados inventariados foram inseridos no *software* Simapro 7.2, que facilita a

integração de inventários em estudos de ciclo de vida de produtos. A análise de erro foi realizada utilizando o método Monte Carlo, com 100 ciclos e intervalo de confiança de 95%.

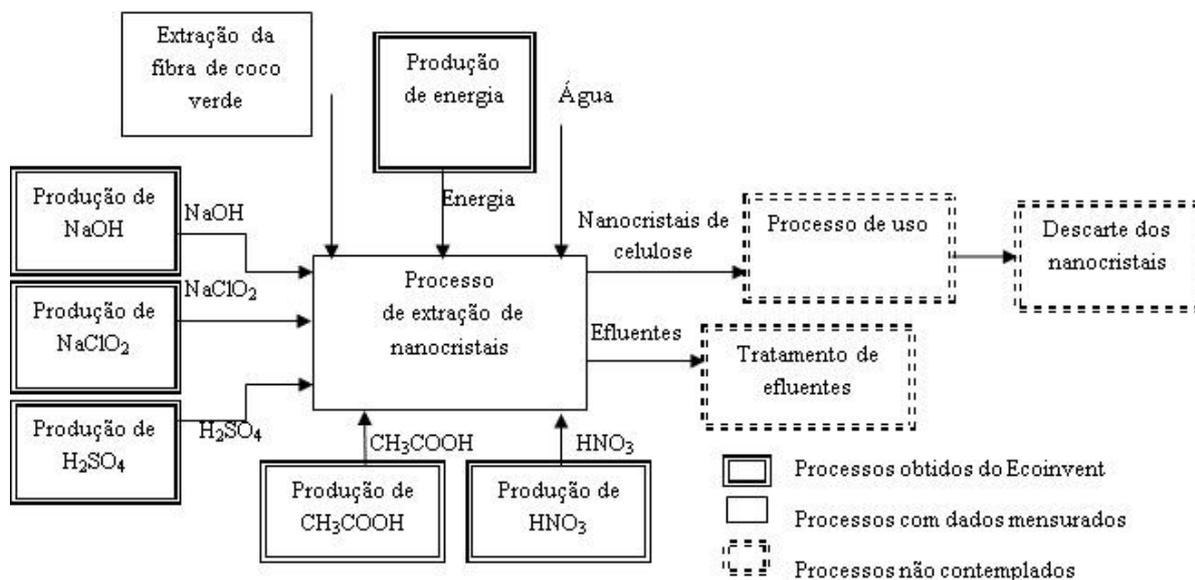


Figura 1. Sistema de produto P1 (extração dos nanocristais a partir da fibra de coco verde).

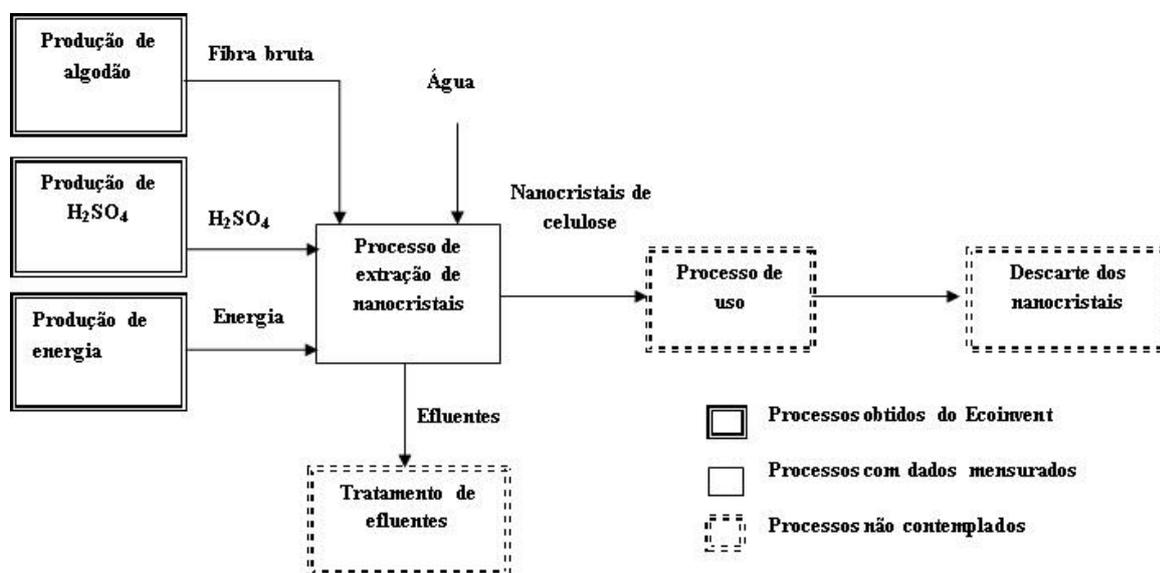


Figura 2. Sistema de produto P2 (extração dos nanocristais a partir da fibra de algodão).

RESULTADOS

A Tabela 1 apresenta os valores de inventário para extração de 1g de nanocristais pelos sistemas de produto P1 (relacionados à extração de nanocristais a partir da fibra de coco verde) e P2 (relacionados à extração a partir da pluma de algodão). Observa-se que o sistema de produto P1, em relação ao P2, consome de forma significativa uma maior quantidade de energia. O sistema de produto P1 também

acarreta o lançamento de uma carga maior de nutrientes na água, com nível aceitável de significância, para os parâmetros DBO, DQO, NTK e Nitrito. O consumo de água no sistema de produto P1 é menor que o consumo de água no sistema de produto P2, mas essa diferença não é significativa para o intervalo de confiança adotado (95%).

Tabela 1. Inventário do ciclo de vidas dos processos de extração de nanocristais de celulose.

Aspectos ambientais	Compartmento	Unidade de medida	Sistema de produto P1 (nanocristais da fibra de coco verde)	Sistema de produto P2 (nanocristais da fibra de algodão)
Consumos				
Água	Matéria-prima	<i>l</i>	135,55	142,96
Energia	Matéria-prima	<i>kJ</i>	15.936,02	1.800,23
Emissões				
DBO	Água	<i>g</i>	3,11	0,11
DQO	Água	<i>g</i>	6,33	0,37
Nitrato	Água	<i>g</i>	0,05	0,07
Nitrito	Água	<i>g</i>	0,0001	0,000003
NTK	Água	<i>g</i>	0,01	0,001
Fósforo total	Água	<i>g</i>	0,005	0,004

A Figura 3 mostra a contribuição de cada processo relacionado ao sistema de produto P1 nos consumos de água e energia e emissões para água. Observa-se, que dentre todos os processos considerados em P1, a extração de nanocristais é o principal processo responsável pelos consumos e emissões nesse estudo. Dessa forma, para que os nanocristais de celulose obtidos a partir da fibra de coco verde possam obter um melhor desempenho ambiental, deve-se investigar possibilidades de redução no consumo de energia nos equipamentos utilizados, seja com redução no tempo de utilização dos mesmos, seja pela sua substituição por outros mais eficientes. Quanto às emissões de nutrientes, deve-se avaliar possibilidades de reúso desse efluente na irrigação de culturas, após correções de pH.

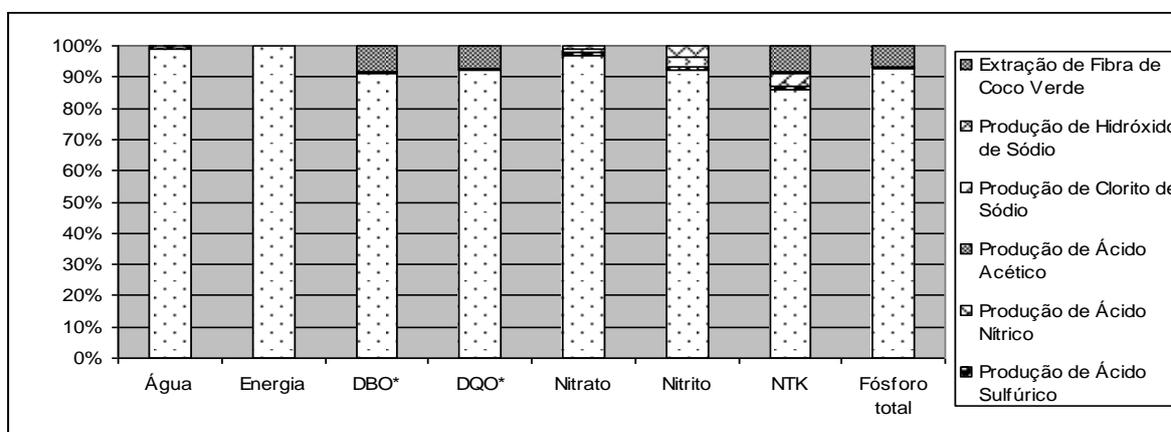


Figura 3. Contribuição percentual de cada processo nos consumos e emissões.

CONCLUSÃO

Levando em consideração as análises realizadas, chegamos à conclusão que o sistema de produto P1 (utiliza a fibra de coco verde) contribui significativamente mais que o sistema de produto P2 (utiliza a fibra de algodão) no consumo de energia e nas emissões em meio líquido de DBO, DQO, NTK e Nitrito.

Considerando todos os processos relacionados ao sistema de produto P1, conclui-se que o processo de extração de nanocristais é o maior consumidor de água, energia e gerador de cargas poluentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th edition. Washington, 2005. 1600p.

INTERNATIONAL STANDARDIZATION ORGANIZATION. **ISO 14040**: Environmental management: Life cycle assessment: Principles and framework. Genebra: ISO, 2006.

ROSA, M. F.; MEDEIROS, E. S.; MALMONGE, J. A.; GREGORSKI, K. S.; WOOD, D. F.; MATTOSO, L. H. C.; GLENN, G.; ORTS, W. J.; IMAM, S. H. Cellulose nanowhiskers from coconut husk fibers: Effect of preparation conditions on their thermal and morphological behavior. **Carbohydrate Polymers**, 2010, doi: 10.1016/j.carbpol.2010.01.059.

SILVA, R.; HARAGUCHI, S. K.; MUNIZ, E. C.; RUBIRA, A. F. Aplicações de fibras lignocelulósicas na química de polímeros e em compósitos. **Química Nova**, v. 32, n. 3, 2009, pg. 661-671.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande: O Autor, 2001. 226p.

TEIXEIRA, E.M.; CORRÊA, A.C.C.; MANZOLI, A.; LEITE, F.L.; OLIVEIRA, C.R.; MATTOSO, L.H.C. Cellulose nanofibers from white and naturally colored cotton fibers. **Cellulose**, 2010, doi: 10.1007/s10570-010-9403-0.



METODOLOGIA PARA IMPLANTACAÇÃO DE ECODESIGN NA WHIRLPOOL LATIN AMERICA

Américo Guelere Filho ; Daniela Cristina Antelmi Pigosso; Ademir Brescansin; Milton Mondardo;
Jackson Johannes Roth*

RESUMO

O Ecodesign ou *Design for Environment* (DfE) trata da inserção de requisitos de desempenho ambiental ao Processo de Desenvolvimento de Produtos (PDP) e pode ser encarado tanto como uma abordagem de PDP que se alinha ao conceito do desenvolvimento sustentável quanto uma estratégia pró-ativa de gestão ambiental que integra as funções gestão ambiental e desenvolvimento de produtos. Esse trabalho tem como objetivo apresentar a metodologia desenvolvida pela Whirlpool Latin America para a definição de diretrizes de ecodesign específicas para a área de tecnologia em refrigeração, com base no redesign de um produto existente. Por meio dessas diretrizes, o conceito de ecodesign será inserido ao processo de desenvolvimento de produtos da empresa.

PALAVRAS-CHAVE: ACV simplificado; Ecodesign; Eletrodomésticos; Whirlpool.

INTRODUÇÃO

A Whirlpool Corporation é a líder mundial em linha branca, presente em mais de 170 países. No Brasil, comercializa as marcas Brastemp, Consul e *Kitchen Aid*. Abaixo são citados exemplos de projetos realizados que buscam a melhoria do desempenho ambiental dos produtos desenvolvidos pela empresa: Certificação da unidade Joinville em 2007 na norma IEC QC HSPM 080.000 - Gestão de Substâncias Nocivas, visando o atendimento da Diretiva Européia RoHS; Substituição dos CFCs utilizados nos circuitos de refrigeração e no isolamento da espuma de poliuretano dos refrigeradores; Instalação de uma linha de desmontagem de refrigeradores na unidade de Joinville em 2006, onde é promovida a segregação dos resíduos e a reciclagem e/ou destinação dos materiais para aterro industrial; Implantação do Projeto Gaia, visando o recolhimento e a reciclagem das embalagens dos produtos; Criação de um novo modelo de negócio para o purificador de água Brastemp focado no provimento de um serviço, com manutenção periódica e destinação adequada no fim de vida (recolhimento, desmontagem e reciclagem/disposição final) - o índice de reciclabilidade dos materiais varia entre 97% a 99%; 97% do portfólio de produtos da empresa são classificados como Classe A pelo Programa Brasileiro de Etiquetagem e Selo PROCEL.

Visando à consolidação de uma abordagem de gestão ambiental baseada na perspectiva do ciclo de vida de seus produtos, a empresa adota o Ecodesign como arcabouço conceitual. O Ecodesign visa a melhoria do desempenho ambiental de produtos ao longo do seu ciclo de vida e pode ser visto como uma maneira de desenvolver produtos alinhados ao conceito de desenvolvimento sustentável em que, aos aspectos ambientais, é atribuída a mesma importância dos aspectos de funcionalidade, durabilidade,

* LCM Treinamento e Consultoria em Gestão Ambiental LTDA. Rua Maestro João Seppe, 511, Jardim Paraíso, São Carlos, CEP: 13561-180, São Paulo, Brasil. +55(16) 8134- 6778 / americoguelere@yahoo.com.

custo, tempo para o lançamento no mercado, estética, ergonomia e qualidade (BREZET, 1997; CHARTER, 1997; HAUSCHILD *et al.*, 2004; KARLSSON *et al.*, 2006; VAN HEMEL, 1995).

Brezet & Van Hemel (1997) apresentaram quatro tipos de inovação em ecodesign: Melhoria do produto: realização de pequenos ajustes nos produtos e nas técnicas de produção existentes; Redesign do produto: o conceito geral do produto continua o mesmo, mas partes do produto são melhor desenvolvidas ou substituídas por outro; Inovação da função: mudanças na forma pela qual as funções do produto são obtidas. Soluções funcionais novas e diferentes com menor impacto ambiental substituem os produtos existentes; Inovação do sistema: refere-se a novos produtos e serviços que requerem mudanças na infraestrutura e nos outros sistemas que estão relacionados ao uso do produto. Esses tipos de inovação são diferentes estratégias para uma empresa se iniciar junto ao tema do ecodesign.

Esse trabalho tem como objetivo apresentar a metodologia desenvolvida em conjunto com a *Whirlpool Latin America* para a definição de diretrizes de ecodesign, a qual teve como base o redesign de um produto existente. Por meio dessas diretrizes, o conceito de ecodesign será inserido ao processo de desenvolvimento de produtos da empresa.

METODOLOGIA CIENTÍFICA

A metodologia adotada para a realização do trabalho é a pesquisa-ação. De acordo com Shani e Pasmore (1985) *apud* Coughlan e Coughlan (2009), a pesquisa-ação pode ser definida como um processo de pesquisa emergente no qual o conhecimento da ciência comportamental aplicada é integrado ao conhecimento organizacional. O principal objetivo é tornar a ação mais efetiva ao mesmo tempo em que é criado conhecimento científico. As saídas desejadas de uma pesquisa-ação vão além de soluções para problemas imediatos e incluem aprendizados importantes para os participantes e uma contribuição para o conhecimento científico e teórico (COUGHLAN; COUGHLAN, 2009).

METODOLOGIA PARA IMPLEMENTAÇÃO DE ECODESIGN

A metodologia desenvolvida nesse projeto visa a criação e integração de diretrizes de ecodesign ao processo de desenvolvimento de produtos da *Whirlpool* e é composta pelos seguintes passos:

1. Escolha de um produto de referência: a escolha do produto deve seguir orientações estratégicas da empresa visando à criação de um portfólio de produtos ecológicos.
2. Definição do perfil ambiental desse produto: a partir da avaliação dos impactos do produto ao longo do seu ciclo de vida, onde diversas ferramentas de ecodesign podem ser utilizadas, como a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), e versões simplificadas (por exemplo, DfE-Matrix, MET, MECO, ERPA) (GUELERE FILHO, PIGOSSO; 2008).

3. Promoção de melhorias no projeto do produto visando redução de impacto ambiental: com base no perfil ambiental do produto de referência, a equipe de desenvolvedores de produtos busca alternativas para redução do impacto ambiental.
4. Elaboração de diretrizes de ecodesign: após levantamento e validação de propostas de melhorias, a equipe passa então a considerar o conjunto de oportunidades viáveis (do ponto de vista técnico, financeiro e ambiental) para a construção de diretrizes.
5. Integração das diretrizes de ecodesign no PDP da empresa: *as diretrizes* assim desenvolvidas são integradas ao modelo de gestão do processo de desenvolvimento de produtos da empresa. O objetivo dessa integração é garantir a construção de uma referência em ecodesign para a empresa de tal sorte que os produtos, desenvolvidos segundo essa referência, possam, de forma sistemática, considerar requisitos de desempenho ambiental.

APLICAÇÃO DA METODOLOGIA NA ÁREA DE REFRIGERAÇÃO DA WHIRLPOOL LATIN AMERICA

1. Escolha de um produto de referência: O produto escolhido foi um refrigerador de duas portas do tipo *frost free*, pois a empresa considerou o produto como representativo da área de refrigeração;
2. Definição do perfil ambiental desse produto: o método selecionado para esse fim foi a *Design for Environment Matrix* (DfE Matrix) (YARWOOD E EAGAN) desenvolvida pela *Minnesota Pollution Control Agency*. A DfE Matrix é um método do tipo Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) simplificado. O Quadro 1 mostra nas colunas os aspectos ambientais e nas linhas as fases do ciclo de vida definidos pelo método.

Fase do Ciclo de Vida		Aspecto Ambiental					Total
		1	2	3	4	5	
		Materiais	Consumo de Energia	Resíduos Sólidos	Efluentes Líquidos	Emissões Gasosas	
A	Pre-manufatura	(A.1)	(A.2)	(A.3)	(A.4)	(A.5)	
B	Manufatura	(B.1)	(B.2)	(B.3)	(B.4)	(B.5)	
C	Distribuição e Embalagem	(C.1)	(C.2)	(C.3)	(C.4)	(C.5)	
D	Uso do produto e Manutenção	(D.1)	(D.2)	(D.3)	(D.4)	(D.5)	
E	Fim de Vida	(E.1)	(E.2)	(E.3)	(E.4)	(E.5)	
Total							

Quadro 1. DfE Matrix.

O preenchimento de cada célula da matriz é feito através de um sistema de pontuação guiado por perguntas definidas pelo método. Os *environmental hot spots* identificados para o produto de referência estão relacionados aos aspectos ambientais de resíduos sólidos e materiais (colunas 1 e 3);

3. Promoção de melhorias no projeto do produto visando redução de impacto ambiental: utilizando-se as melhores práticas de ecodesign sistematizadas por Pigosso (2009), a equipe de desenvolvedores de produtos passou a buscar alternativas para redução do impacto ambiental. Para isso, os *environmental hot spots* levantados foram associados a elementos específicos do produto, como por exemplo, elementos de fixação, tipo de variedade de materiais empregados, fornecedores utilizados, marcação de materiais, emprego de materiais reciclados e recicláveis, etc. Dessa forma, a busca por um melhor desempenho ambiental deixou de ser genérica, focando no produto em específico.
4. Elaboração de diretrizes de ecodesign: foram realizados workshops para consolidar as oportunidades de melhorias viáveis, a partir das quais foram definidas diretrizes que nortearão o desenvolvimento de novos produtos de refrigeração. Adicionalmente, detalharam-se essas diretrizes com o intuito de gerar orientações técnicas de projeto, as quais podem ser utilizadas na rotina do processo de desenvolvimento.
5. Integração das diretrizes de ecodesign no PDP da empresa: as diretrizes desenvolvidas foram integradas ao modelo de gestão do processo de desenvolvimento de produtos da empresa, conhecido como *Consumer to Consumer (C2C)*.

O objetivo dessa integração é garantir a construção de uma referência em ecodesign para a empresa de tal sorte que os produtos desenvolvidos segundo essa referência, possam, de forma sistemática, considerar requisitos de desempenho ambiental.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A abordagem adotada pela Whirlpool SA para consolidar suas ações junto ao tema do Ecodesign consiste na elaboração, por meio do redesign de um produto existente, de diretrizes e orientações técnicas (*guidelines* de projetos) de ecodesign. Tais diretrizes e *guidelines* de ecodesign serão integradas ao modelo de gestão do Processo de Desenvolvimento de Produtos (PDP) da empresa (conhecido como *Consumer to Consumer*) visando à construção da referência da empresa em ecodesign. Dessa forma, uma vez que os produtos a serem desenvolvidos no futuro seguirão essa referência, eles poderão, desde a sua gênese, considerar requisitos de ecodesign. Ainda, ao lançar mão de uma ferramenta como a DfE Matrix, a empresa criará um indicador de desempenho ambiental o qual poderá ser utilizado no balizamento da criação de um portfólio de produtos ecológicos. Por fim, planeja-se que tal experiência seja levada a todas as áreas de desenvolvimento de tecnologia da empresa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BREZET, H. Dynamics in ecodesign practices. **Industry and Environment**, 1997.

BREZET, J. C.; VAN HEMEL, C. **Ecodesign: A Promising Approach**. UNEP Working Group on Sustainable Product Development. Paris: [s.n.]. 1997.

CHARTER, M. Managing eco-design. **Industry and Environment** 20, 29-31, 1997.

COUGHLAN, P.; COUGHLAN, D. Action Research. In: KARLSSON, C. **Researching Operations Management**. 1ª Edição. ed. New York: Routledge, 2009. Cap. 7, p. 236-262.

GUELERE FILHO, A., PIGOSSO, D. C. A. Ecodesign: Métodos e Ferramentas In: **Ferramentas de Gestão Ambiental** - Competitividade e Sustentabilidade. 01 ed. Natal : Editora do CEFET-RN, 2008, v.01, p. 155-182.

HAUSCHILD, M.; JESWIET, J.; ALTING, L. Design for environment – do we get the focus right? **Annals of the CIRP** 53/1, 1-4, 2004.

KARLSSON, R.; LUTTROPP, C. EcoDesign: what’s happening? **Journal of Cleaner Production** 14, 1291-1298, 2006.

PIGOSSO, D. C. A. **Modelo de Maturidade para a Melhoria do Desempenho Ambiental na Gestão do Ciclo de Vida de Produtos (PLM)**. Texto de qualificação apresentado à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2009.

VAN HEMEL, C. Towards sustainable product development. **Journal of Cleaner Production** 3(1-2), 95-100, 1995.

YARWOOD, J.M., EAGAN, P.D. **Design for the Environment** – A competitive edge for the future. Minnesota Office of Environmental Assistance, s/d.



MODELO DE AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE: INTEGRAÇÃO DE ACV, LCC E SLCA PARA ESTUDO DE MODAIS DE TRANSPORTES URBANOS DE PASSAGEIROS

Guilherme Pedroso ; Cláudia Echevengú Teixeira*

RESUMO

Para substituir o uso de autos particulares, a tecnologia atual de transportes urbanos coletivos oferece à sociedade diferentes opções de escolha. Dentre elas, encontram-se as peruas, os ônibus, os sistemas de trens suburbanos e trens de Metros, e também as modalidades denominadas Veículo Leve sobre Pneus (VLP) e Veículo Leve sobre Trilhos (VLT). As duas se firmam como corredores urbanos de média capacidade. A escolha pela implantação de um ou outro modal, no entanto, tem sido feita pelo Poder Público com base em parâmetros comparativos dissociados da visão global de sustentabilidade. Mais notadamente, a escolha dá bastante importância ao custo do investimento inicial do empreendimento. Este trabalho discorre sobre um modelo de sustentabilidade para análise comparativa entre estes dois sistemas que tem como estrutura básica o método de avaliação do ciclo de vida (ACV) para impactos ambientais. As conclusões preliminares obtidas com a aplicação do modelo à unidade funcional definida para os dois sistemas indicam que o VLT apresenta melhor resposta aos indicadores ambientais e sociais definidos para o estudo. O VLP, por seu lado, tem suas vantagens relacionadas aos parâmetros de custo e nível de empregabilidade.

PALAVRAS-CHAVE: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); Avaliação do Ciclo de Custo (LCC); Avaliação de Impactos e Benefícios Sociais (SLCA); Mobilidade Urbana, VLP/VLT.

INTRODUÇÃO

O presente trabalho tem como objetivo apresentar um modelo que está sendo desenvolvido como ferramenta para comparar os modais de transportes urbanos VLP e VLT. Tem como base os conceitos e ferramentas para Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), avaliação do ciclo de custo *Life Cycle Cost* (LCC) e avaliação de impactos sociais *Social Life Cycle Analysis* (SLCA). A norma de ACV NBR ISO 14040 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009), que fornece a estrutura do modelo, recomenda a avaliação do balanço de massa e energia de produtos sistemas em todas as suas fases, desde a extração das matérias primas até as etapas de manufatura, montagem, distribuição aos usuários, uso e descarte final. O modelo agrega de forma estruturada e harmonizada os indicadores e parâmetros de sustentabilidade de forma ampla. Permite avaliar produtos sistemas de forma individual e também comparar sistemas funcionalmente equivalentes.

O Veículo Leve sobre Pneus (VLP) é um sistema de transporte urbano de média capacidade, com fluxo de transporte de passageiros da ordem de 20.000 passageiros por hora por sentido. Ele opera ônibus que acomodam cerca de 190 passageiros e circulam em corredores parciais ou totalmente exclusivos. O Veículo Leve sobre Trilhos (VLT), por sua vez, tem o mesmo objetivo geral quanto ao

* Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Centro de Tecnologias Ambientais e Energéticas / Mestrando em Tecnologia Ambiental no Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo – IPT Av. Prof. Almeida Prado, 532 Cidade Universitária, Butantã, São Paulo, CEP: 05508-901, São Paulo, Brasil. +55(11) 3767-4151/ guipedro@uol.com.br.

transporte de pessoas, mas difere do VLP pelo fato que emprega infraestrutura e veículos característicos de sistemas ferroviários.

Dentro deste escopo o presente trabalho visa apresentar os entendimentos de como aplicar o conceito de sustentabilidade para transportes urbanos considerando a variável ambiental, econômica e social e apresentar um modelo de avaliação aos modais VLP e VLT.

REFERENCIAL TEÓRICO

Enfocando os três aspectos da sustentabilidade, escreve Klöpffer (2008), que o desenvolvimento sustentável tornou-se uma fórmula para expressar a necessidade de se manter o equilíbrio entre as dimensões econômica, social e ambiental. Se a sustentabilidade é importante, para que ela seja inserida no processo de decisão dos diversos níveis organizacionais ela deve ser mensurável. Entre as iniciativas existentes para a mensuração da sustentabilidade estão aquelas analisadas por Takahashi e Delai (2007). Estes autores estudaram oito métodos: Indicadores de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (CSD) (abrange as dimensões social, ambiental, econômica e institucional); *Dashboard* de Sustentabilidade (abrange as dimensões ambiental, econômica e social); Barômetro de Sustentabilidade (avalia o balanço entre o bem-estar do homem e a saúde do meio ambiente); *Global Reporting Initiative - GRI* (foca o equilíbrio sustentável entre as relações econômicas, sociais e ambientais); Métricas de Sustentabilidade da Instituição dos Engenheiros Químicos - IChemE (também considera a tripla meio ambiente, geração de riqueza econômica e desenvolvimento social); Índice *Down Jones* de Sustentabilidade – DJSI (contempla meio ambiente, economia e sociedade); Índice *Triple Bottom Line – TBL* (índice corporativo concentrado nas três dimensões da sustentabilidade, mas que também analisa as inter-relações eco-ambiental, eco-social, sócio-ambiental e eco-socio-ambiental); ETHOS Indicadores de Responsabilidade Social (ferramenta de auto-avaliação empresarial, que foca o desempenho organizacional com relação às práticas da responsabilidade social).

Costa, Silva e Ramos (2004), identificaram, para o caso do Brasil, um conjunto de indicadores, com respectivos parâmetros associados, aplicáveis à questão da mobilidade urbana sustentável, classificando-os nas categorias de: transportes e meio ambiente; gestão da mobilidade urbana; planejamento espacial e demanda por transportes; e por fim aspectos socioeconômicos. Rodrigues (2008), empregou os seguintes indicadores e parâmetros para analisar a qualidade do transporte coletivo urbano realizado por ônibus na cidade de Uberlândia: acessibilidade; frequência de atendimento; tempo de viagem; lotação; confiabilidade; segurança; características dos veículos; características dos locais de parada; sistema de informações aos usuários; conectividade; comportamento dos operadores; e estado das vias. Catanho (2009), quando estudou os impactos ambientais locais e o desempenho operacional no meio físico urbano gerados pelo sistema VLP focado no caso do Expresso Tiradentes em São Paulo, selecionou e classificou os seus indicadores da seguinte forma: indicadores de impacto ambiental local; qualidade do sistema para mitigar e gerenciar impactos positivos sobre o ambiente urbano; e qualidade do meio urbano.

Campos e Ramos (2005), adotam indicadores que têm o objetivo de avaliar e promover a sustentabilidade da mobilidade nas cidades, considerando como base as questões relativas ao transporte e uso do solo, nas extensões ambiental, econômica e social.

MODELO INTEGRADO - AVALIAÇÃO AMBIENTAL, SOCIAL E ECONÔMICA

O modelo de avaliação proposto nesta pesquisa fundamenta-se nas premissas de que: o objetivo é avaliar e tecer considerações sobre a sustentabilidade (abrangência completa das três dimensões) de dois produtos sistemas (VLP e VLT) aos quais os conceitos de ciclo de vida se aplicam; há ferramentas e normas que tratam do tema Ciclo de Vida, capazes de cobrirem os três pilares da sustentabilidade: ACV, LCC e SLCA (KLÖPFFER, 2008); os produtos sistemas sob análise podem ser funcionalmente definidos e delimitados em suas fases de ciclo de vida segundo a norma NBR ISO 14040 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009); é possível definir parâmetros quantitativos (para ACV e LCC) e qualitativos (para SLCA) para serem usados na comparação entre os dois produtos sistemas, a partir da definição de uma unidade funcional de base; para cuidar do pilar ambiental, a ferramenta ACV já está internacionalmente reconhecida, normatizada e em ampla utilização; a ferramenta LCC, que se apresenta como a complementação lógica da ACV para avaliações econômicas, encontra-se em fase de estudos para ser eventualmente combinada com ACV, mas já há condições do uso combinado; e, por fim, que ainda não há normatização para o uso da ferramenta SLCA, mas o seu emprego é possível (KLÖPFFER, 2008).

Diz Klöpffer (2008), que uma futura combinação das três ferramentas (ACV + LCC + SLCA), fundidas em somente uma, a LCSA (*LCSA: Life Cycle Sustainability Analysis*) irá proporcionar uma avaliação completa quanto à sustentabilidade de produtos-sistemas. Reporta ele que há pelo menos duas opções sobre como incluir LCC e SLCA na avaliação de sustentabilidade de produtos: a primeira é fazer a avaliação considerando-se três ciclos de vida separadamente ($LCSA = ACV + LCC + SLCA$); a segunda é a de se usar uma nova ferramenta ACV, que teria a ela incorporada as duas outras ($LCC + SLCA$); nesta opção, apenas uma avaliação de impacto de ciclo de vida (*LCI: Life Cycle Impact - Assessment*) seria feita (definindo-se um conjunto único de parâmetros), ao invés das três da opção anterior. Ainda, segundo a mesma fonte, entre a comunidade que estuda o assunto há partidários das duas opções e discussões estão acontecendo com vistas à possibilidade da extensão da série ISO 14040ff ou ao desenvolvimento de uma nova série de normas internacionais que tratariam de eco-eficiência.

Feitas as considerações acima, estabeleceu-se como modelo de avaliação de ciclo de vida, neste trabalho (Figura 1), aquele da primeira opção: três ciclos de vida avaliados separadamente ($LCSA = ACV + LCC + SLCA$), que tem como *backbone* guia a ACV.

Definida a unidade funcional comum (corredor de transporte de 20 km de extensão; com capacidade de transporte de 1400 passageiros por hora e por sentido; acomodação de um máximo de 4 passageiros por m² no interior dos veículos; e sistema com 30 anos de vida útil), para cada um dos

produtos sistemas (VLP e VLT) é feita a comparação de desempenho ambiental com o uso do *Software* SimaPro (indicadores: aquecimento global, acidificação, poluição aérea e toxicidade; parâmetros: CO², SO², NO^x e MP). São também considerados como parâmetros de avaliação nesta dimensão de comparação o esgotamento de recursos naturais, a contribuição de cada sistema para a impermeabilização do solo e a poluição sonora. Os parâmetros considerados na dimensão de custo são: custo do material rodante, custo da infraestrutura de via, transporte dos veículos do local de fabricação para o local de uso, custos de operação e manutenção e finalmente o custo do descarte final. Quanto ao pilar social os elementos de comparação têm foco em impactos e benefícios atinentes aos funcionários e aos usuários dos dois sistemas: empregabilidade de funcionários nas fases de fabricação, montagem e operação na fase de uso; treinamento de operadores; assentos disponíveis, pontualidade nas viagens e informações disponíveis para os usuários; acessibilidade a portadores de deficiências físicas; nível de atratividade a potenciais usuários que usam autos particulares diariamente; e efeito barreira.

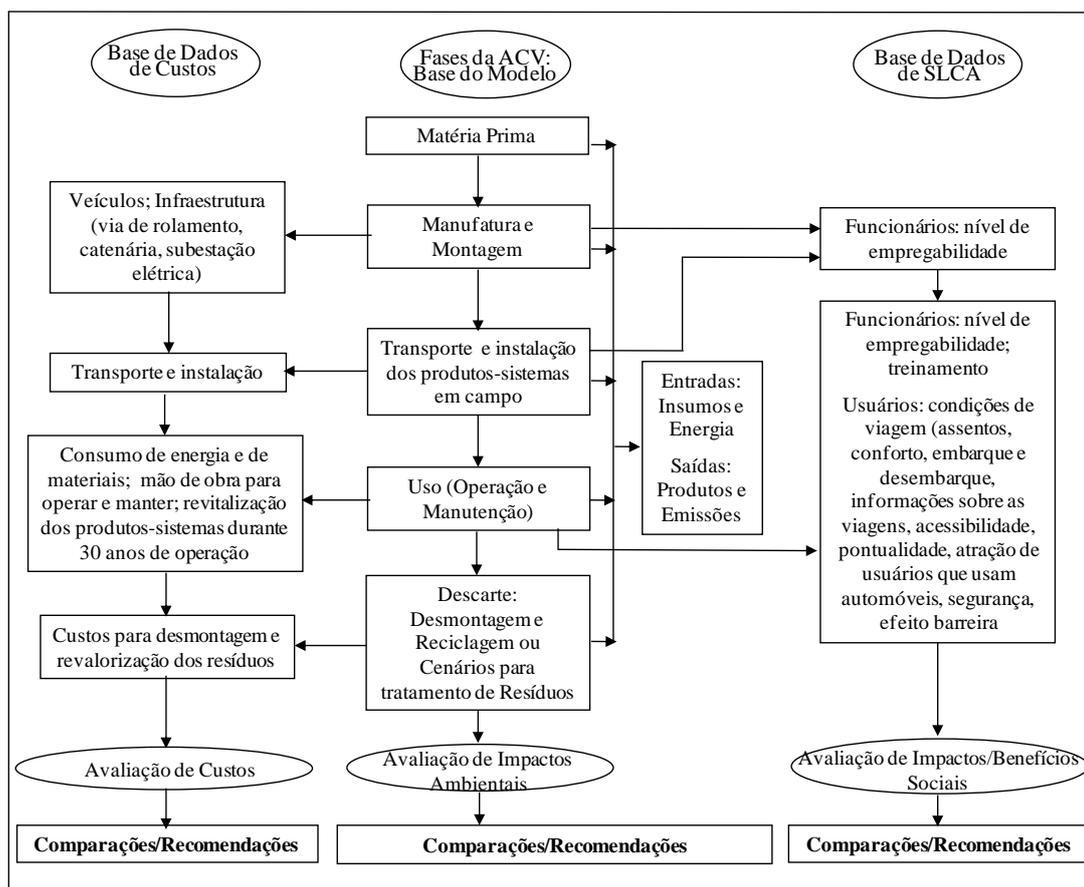


Figura 1. Modelos combinados: LCC, ACV e SLCA.

CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE APLICAÇÃO

Seguem conclusões preliminares obtidas com a aplicação do modelo à unidade funcional. O VLT apresenta melhor desempenho ambiental do que o VLP em seis dos sete parâmetros definidos para a

avaliação comparativa. O sétimo tem a ver com uma maior utilização de materiais, principalmente aqueles ligados às cadeias de produção do aço e cobre. O VLP polui mais na fase de uso por consumir combustível fóssil. Na dimensão econômica, o VLP é mais competitivo: material rodante e infraestrutura de via têm menor custo, apesar de o sistema necessitar de mais veículos para atender à especificação da unidade funcional. No aspecto social, o VLP emprega mais funcionários ao longo das etapas de fabricação e uso, mas o VLT tem melhor desempenho em todos os outros parâmetros, principalmente naquele ligado à atratividade de usuários que usam diariamente seus automóveis na urbe. A avaliação integrada, como aqui proposta para avaliar transportes urbanos e em fase de início de aplicação no estudo de um caso brasileiro, poderá ser útil na tomada de decisão quando se pensa na construção de novos cenários de mobilidade nas cidades. O processo segue um roteiro bem definido que leva à identificação e análise de elementos significativos aplicáveis a estes cenários. As avaliações feitas com este modelo podem proporcionar recomendações tanto aos órgãos públicos que estudam a implantação de modernizações, extensões ou projeto de novas vias de transportes como também para os fabricantes e operadores de tais sistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAMPOS, V. B. G.; RAMOS, R. A. R. **Proposta de indicadores de mobilidade urbana sustentável relacionando transporte e uso do solo.** Rio de Janeiro: UFRJ, 2005.

CATANHO, M. G. **Análise dos impactos ambientais e urbanos decorrentes dos investimentos em implantação ou operação de Sistemas BRT – Classe I (Transporte Rápido por Ônibus): o caso do Expresso Tiradentes em São Paulo.** 2009. 201 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2009.

COSTA, M. S.; SILVA, A. N. R.; RAMOS, R. A. R. Indicadores de mobilidade urbana sustentável para Brasil e Portugal. In: **Planejamento integrado: em busca de desenvolvimento sustentável para cidades de pequeno e médio portes.** Minho: Universidade do Minho, Departamento de Engenharia Civil, Campus de Gualtar, 2004.

KLÖEPFFER W. Life cycle sustainability assessment of products (with Comments by Helias A. Udo de Haes, p. 95). **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.13, n.2, p.89–95, 2008.

RODRIGUES, M. **A Análise do transporte coletivo urbano com base em indicadores de qualidade.** 2008. 81 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2008.

TAKAHASHI, S.; DELAI, I. Uma proposta de modelo de referência para mensuração da sustentabilidade corporativa. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 9., 2007, Curitiba. **Anais...** São Paulo: FGV, 2007.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Guidelines for social life cycle assessment of products.** [S.l.]: UNEP/SETAC, 2009.



O CONHECIMENTO E PREOCUPAÇÃO DOS UNIVERSITÁRIOS SOBRE A ACV

Geysler Rogis Flor Bertolini ; Loreni Teresinha Brandalise; Odacir Miguel Tagliapietra; Claudio Antonio Rojo; Aline Dario Silveira; Adir Otto Schmidt*

RESUMO

Este estudo objetivou identificar o conhecimento e o grau de percepção dos universitários em relação à ACV. Por meio de pesquisa aplicada observou-se que a maioria dos acadêmicos não sabe ou têm dúvidas sobre o significado de ACV. Ainda assim, os resultados demonstraram que, em média, os universitários têm freqüente preocupação com alguma das etapas do ciclo de vida do produto, seja na extração de matéria prima, na sua utilização ou no seu descarte.

PALAVRAS-CHAVE: Ciclo de Vida; Conhecimento; Universitários.

INTRODUÇÃO

A Análise do Ciclo de Vida (ACV) é um instrumento de gestão ambiental aplicável a bens e serviços, também conhecida pela expressão *cradle to grave* (do berço ao túmulo), berço indicando a extração de recursos naturais e túmulo, o destino final dos resíduos que não serão reusados ou reciclados (BARBIERI, 2004). A ACV ou Life Cycle Assessment (LCA), é uma metodologia ampla para identificar a responsabilidade ambiental de certo produto para uso pela manufatura e eventual disposição (US EPA, 1993).

A Norma ISO 14040 define o ciclo de vida como os estágios consecutivos e interligados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria prima ou geração de recursos naturais até a disposição final. Conforme Maimon (1996), o ciclo completo vai da origem dos recursos naturais até a disposição final dos resíduos após o uso, passando por todas as etapas intermediárias como beneficiamento, transporte, fabricação e estocagem.

Segundo Chehebe (1998), a coleta das informações e o resultado das análises do ciclo vital do produto podem ser úteis para tomadas de decisões, na seleção de indicadores ambientais relevantes para avaliação da *performance* de projetos ou reprojatos de produtos ou processos, e ou planejamento estratégico.

O objetivo deste estudo foi identificar o conhecimento e o grau de percepção dos universitários em relação às etapas da ACV, por meio de pesquisa aplicada.

A presente pesquisa utilizou parte do modelo VAPERCOM de Brandalise (2006), o qual foi desenvolvido para avaliar a percepção do consumidor considerando a variável ambiental nas etapas da ACV, visando o incremento da competitividade empresarial. Embora tenha sido concebido para comparar

* Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Centro de Ciências Sociais Aplicadas. Curso de Administração. Rua Universitária, 1619, Jardim Universitário, Cascavel, CEP: 855819-110, Paraná, Brasil. +55(45) 3220-3105 / geysler@unioeste.br.

as características ambientais do produto e aquelas que o consumidor percebe e considera, neste estudo o modelo foi adaptado para identificar o grau de conhecimento e a percepção dos acadêmicos em relação à cada uma das etapas da ACV.

Para classificar o grau de preocupação em relação às etapas da ACV, no questionário, cada alternativa recebe uma ponderação (A=4, B=3, C=2, D=1, E=0), e com a média ponderada, utilizam-se os critérios apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação do grau de preocupação em relação às etapas da ACV.

Grau de preocupação em relação às etapas da ACV	Valores
A) Forte preocupação	Entre 3,3 e 4,0
B) Freqüente preocupação	Entre 2,5 e 3,2
C) Mediana preocupação	Entre 1,7 e 2,4
D) Fraca preocupação	Entre 0,9 e 1,6
E) Nenhuma preocupação	Até 0,8

A população foi constituída de universitários dos 15 cursos da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Unioeste, campus Cascavel, matriculados no quarto ano, totalizando 575 elementos. O critério de seleção da amostra foi a partir da lista completa dos elementos que formam a população. Para um nível de confiança foi 95%, admitindo uma margem de erro máxima de 5%, o tamanho de amostra foi de 224 elementos. A pesquisa foi aplicada em outubro de 2006, porém ainda não havia sido analisada por clusters.

RESULTADOS DA PESQUISA

Questionou-se aos 224 entrevistados se eles sabiam o significado de Análise do Ciclo de Vida de produto (ACV). Destes, 16 afirmaram saber o que é ACV, 82 entrevistados tinham dúvidas a respeito e 126 não sabiam o significado de ACV, conforme mostra o Gráfico 1.

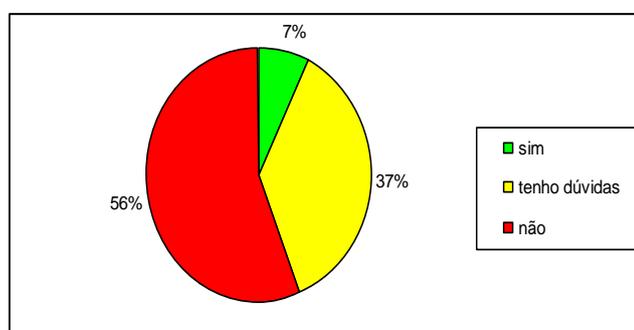


Gráfico 1. Conhecimento sobre a ACV.

O conjunto de questões da Tabela 2 apresenta o resultado das respostas dos entrevistados que **sabem** o que é a ACV. O objetivo destas questões é identificar a preocupação atribuída às características

ambientais nas principais etapas da ACV, abrangendo os estágios do ciclo de vida do produto, desde a aquisição da matéria prima até o descarte.

Tabela 2. Grau de preocupação dos que sabem o que é ACV.

GRAU DE PREOCUPAÇÃO NAS ETAPAS DA ACV DAQUELES QUE SABEM O QUE É ACV	Forte preocupação	Frequentemente me preocupo	Média preocupação	Fraca preocupação	Nenhuma preocupação
	A	B	C	D	E
Em relação à matéria prima indique o grau de preocupação com:					
1. Origem dos recursos (se são renováveis)	3	7	5	1	0
2. Impacto ambiental na extração (e no transporte)	5	5	5	1	0
Total Parcial	8	12	10	2	0
Em relação ao processo de produção indique o grau de preocupação com:					
3. Consumo de energia (na produção)	6	5	3	2	0
4. Geração de resíduos sólidos, efluentes líquidos e emissões atmosféricas	7	3	5	1	0
5. Consumo de combustível na armazenagem e/ou transporte e distribuição	6	4	3	3	0
Total Parcial	19	12	11	6	0
Em relação à utilização do produto indique o grau de preocupação com:					
6. Vida útil do produto	10	5	1	0	0
7. Necessidade de energia	7	6	3	0	0
8. Potencial contaminação ao meio ambiente	8	4	3	1	0
9. Embalagem (tipo e/ou volume)	4	8	3	1	0
Total Parcial	29	23	10	2	0
Em relação à pós-utilização do produto indique o grau de preocupação com:					
10. Possibilidade de reutilização	3	6	5	2	0
11. Potencialidade de reaproveitamento de componentes	5	5	4	2	0
12. Possibilidade de reciclagem	5	4	5	2	0
Total Parcial	13	15	14	6	0
Em relação ao descarte do produto indique o grau de preocupação com:					
13. Periculosidade ou toxicidade	10	4	1	1	0
14. Volume de material (incluindo embalagem)	4	5	4	3	0
15. Biodegradabilidade	3	5	3	5	0
Total Parcial	17	14	8	9	0
Total geral	86	76	53	25	0

O total geral de respostas em cada alternativa desse conjunto respondido por 16 entrevistados que **sabem o que é ACV** foi: A = 86, B = 76, C = 53, D = 25 e E = 0. As alternativas mais assinaladas nesse conjunto foram ‘forte preocupação’, com destaque para as questões 6, 13 e 8; e ‘frequentemente me preocupo’ com destaque para as questões 1, 7 e 10, respectivamente. Analisando-se o conjunto das etapas da ACV, observa-se forte preocupação na etapa ‘utilização do produto’ (45%), conforme mostra o Gráfico 2.

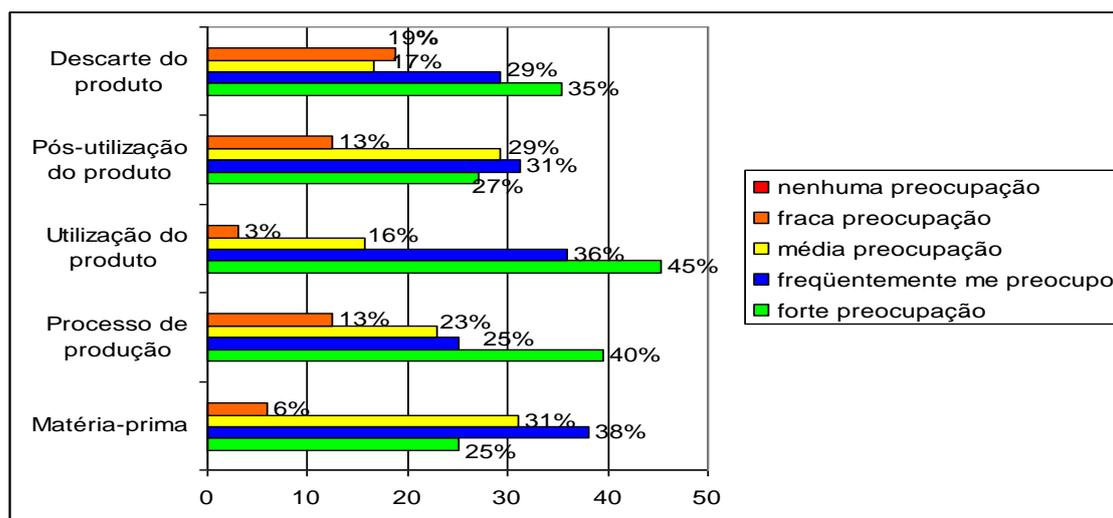


Gráfico 2. Grau de preocupação daqueles que sabem o que é ACV.

A análise da pontuação obtida (2,93) nesse conjunto de questões, de acordo com a Tabela 1, demonstra que, em média, os universitários têm '**frequente preocupação**' com o ciclo de vida do produto.

O total geral do resultado da pesquisa aplicada ao segundo grupo de universitários, os 82 que **têm dúvidas** sobre o que é a ACV, para as mesmas questões da Tabela 2, em cada alternativa de resposta foi: A = 405, B = 382, C = 314, D = 102 e E = 27.

As alternativas mais assinaladas nesse conjunto foram: 'forte preocupação', com destaque para as questões 13, 4, 6 e 8; e 'frequentemente me preocupo' com destaque para as questões 12, 8, 11, 10 e 6, respectivamente. O Gráfico 3 mostra estes dados em termos percentuais.

Observa-se forte preocupação na etapa 'descarte do produto' (43%) seguida da etapa 'pós-utilização do produto' (37%). A pontuação obtida nesse conjunto de questões respondida por aqueles que **têm dúvidas**, foi 2,84.

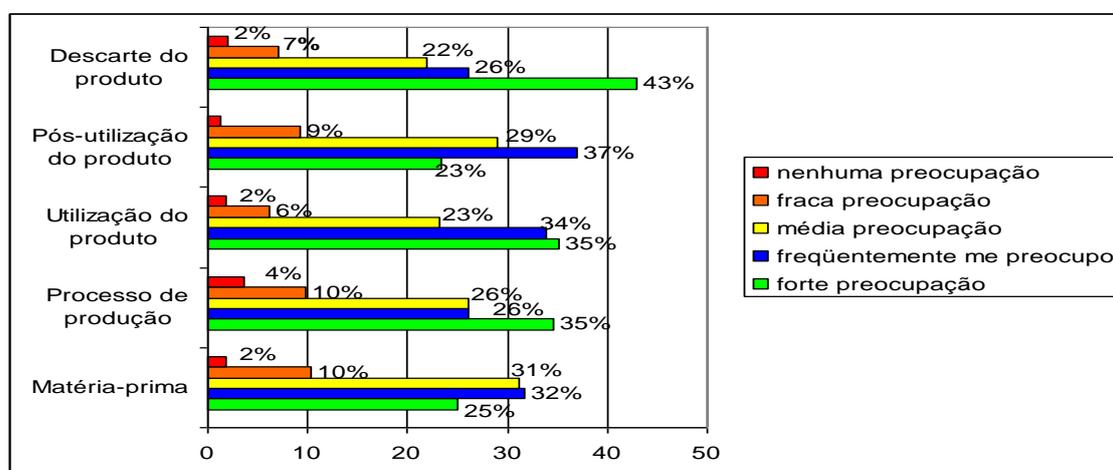


Gráfico 3. Grau de preocupação daqueles que têm dúvidas sobre o que é ACV.

De acordo com a Classificação do grau de preocupação nas etapas da ACV (Tabela 1), em média, os respondentes têm ‘frequente preocupação’ com as características ambientais ao longo do ciclo de vida do produto.

O total geral do resultado da pesquisa aplicada ao terceiro grupo de universitários, os 126 que **não sabem** o que é a ACV, para as mesmas questões da Tabela 2, em cada alternativa de resposta foi: A=522, B=616, C=445, D=214 e E=93, sendo que as mais assinaladas foram ‘frequente preocupação’, com destaque para as questões 2, 14, 6, 4 e 7; e ‘forte preocupação’, com destaque para as questões 13 e 6, respectivamente.

Cumulativamente observa-se que a questão mais pontuada foi a 6 ‘vida útil do produto’. No Gráfico 4 observa-se que este grupo possui forte preocupação na etapa ‘matéria prima’ (36%) e ‘utilização do produto’ (33%).

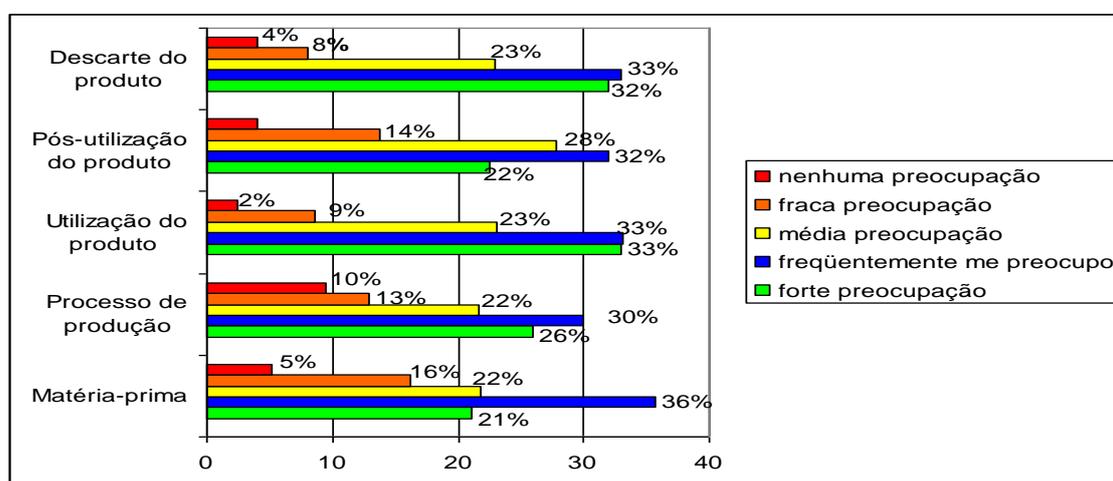


Gráfico 4. Grau de preocupação daqueles que não sabem o que é ACV.

A pontuação obtida nesse conjunto de questões respondida por aqueles que **não sabem** o que é ACV, foi **2,67**, demonstrando que, em média, de acordo com a Tabela 1, os respondentes têm ‘frequente preocupação’ com as características ambientais ao longo do ciclo de vida do produto.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com tantas pressões como a globalização e os consumidores, o ‘marketing verde’ tem sido utilizado pelas organizações, aproveitando suas ações ambientais para melhorarem e até conquistarem mais mercado, junto aos consumidores que respeitam e se interessam com o meio ambiente. Considerando a população pesquisada, os universitários, pode-se considerar baixa a quantidade dos que sabem o significado de ACV (apenas 7%).

Analisando-se os resultados obtidos pelos três grupos de estudantes alvo da pesquisa, observa-se que todos possuem ‘frequente preocupação’ com os aspectos ambientais nas etapas do ciclo de vida do produto.

Interessante notar que, embora com pequena variação, os estudantes demonstraram ‘forte preocupação’ nas seguintes etapas da ACV: aqueles que **sabem** o que é ACV, na etapa **utilização do produto**; aqueles que **têm dúvidas** sobre o que é ACV, na etapa **descarte** do produto; enquanto que aqueles que **não sabem** o que é ACV demonstraram ‘forte preocupação’ na etapa **matéria prima**.

Pode-se concluir que, independente do conhecimento que estes estudantes têm do significado da ACV, frequentemente eles se preocupam com alguma de suas etapas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBIERI, J. C. **Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos**. São Paulo: Saraiva, 2004.

BRANDALISE, L. T. **Modelo suporte à gestão organizacional com base no comportamento do consumidor considerando sua percepção a variável ambiental nas etapas da Análise do Ciclo de Vida do produto**. 2006. 195 f. Tese (Doutorado em Engenharia da Produção) - Programa de Engenharia da Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1998.

MAIMON, D. **Passaporte verde: gestão ambiental e competitividade**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Life-cycle assessment: inventory guidelines and principles**. EPA Report no. EPA/600/R-92/245, Office of Research and Development, Washington, D.C. 1993.

INDICE DE AUTORES

Ademir Brescansin	318	Cristiane Maria de Léis	211, 264, 269
Adir Otto Schmidt	328	Daniela Cristina Antelmi Pigosso	318
Adriana Petrella Hansen	35	Daniela Galvão	89
Adriane Takeda	223	Danielly Borges Garcia	302
Aldo Roberto Ometto	24, 70, 223, 229, 285	Débora Omena Futuro	168
Alejandro Pablo Arena	216	Diego Lima Medeiros.....	47
Alex Rodrigues Nogueira.....	64	Diego Magalhães Nascimento	150
Alexandra Rodrigues Finotti.....	106	Eduardo Toshio Sugawara	297
Aline Cavalcanti e Cavalcante	150, 313	Electo Eduardo Silva Lora	145
Aline Dario Silveira.....	328	Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco.....	113
Amelia Masae Morita	139	Eliangela de Moraes Teixeira.....	313
Américo Guelere Filho.....	318	Elisa Tonda.....	102
Ana Carolina La Laina Cunha	83	Erika Novello.....	216
Ana Claudia Carneiro da Silva Braid	150, 313	Fabien A. Bronès.....	173
Ana Claudia Nioac de Salles	113	Fernanda Souza Lenzi.....	211, 264
André Luiz Tachard	24, 223	Francieli Tatiana Olszensvski.....	211, 264, 269
André Moreira de Camargo.....	173	Francisco Carlos Rodrigues.....	302
André Teixeira Pontes	168	Gece Wallace Santos Renó	229
Andréa Franco Pereira	185	Genecy Rezende Neto	113
Asher Kiperstok	47, 291	Geysler Rogis Flor Bertolini.....	328
Áurea Luiza Quixabeira Rosa e Silva Rapôso ..	291	Gil Anderi da Silva	30, 35, 41, 64, 89, 297
Bárbara Civit.....	216	Giovanni Andrea Blengini	198
Bruno Fernando Gianelli.....	307	Giuseppe Fontanari.....	274
Bruno Galvêas Laviola	41	Gleydson Arandes de Almeida Fontinele	235
Bruno Marciano Lopes.....	145	Guilherme Marcelo Zanghelini	205
Camila Daniele Willers	179	Guilherme Pedroso	323
Camila do Nascimento Cultri	70	Ian Pavani Verderesi.....	269
Camille Costa de Araújo.....	133	Ilana de Souza Nunes.....	168
Carmen Alvarado	274	Ines Francke.....	18
Cássia Maria Lie Ugaya.....	52,	Jackson Johannes Roth.....	318
58, 77, 95, 150, 192, 235, 241, 246, 252, 258, 313		João Paulo Stadler	58, 77
Celina Rosa Lamb	89	José Adolfo de Almeida Neto	133
Cláudia Echevengua Teixeira.....	83, 323	José Antonio Assunção Peixoto	168
Claudio Antonio Rojo	328	José Eduardo Zago	229
Claudio Homero Ferreira Silva.....	145	Jose Leal.....	102

Juliana Emy Hernandez Nakao	280	Morsyleide de Freitas Rosa.....	150, 313
Juliane Ziviani.....	307	Naiara de Lima Silva	179
Katia R. A. Nunes	156	Odacir Miguel Tagliapietra	328
Leandro Andrade Pegoraro.....	58, 77	Oswaldo José Venturini.....	145
Leila Lea Yuan Visconte	113	Oswaldo Sanchez Júnior	162
Leydervan de Souza Xavier	168	Paola Karina Sánchez Ramirez	241
Liliane Klemann.....	246	Patrícia Helena Lara dos Santos Matai	18
Liliane Sessi da Rocha	95	Rachel Horta Arduin.....	12
Liselotte Schebek	156	Rita de Cássia Monteiro Marzullo.....	18
Loreni Teresinha Brandalise	328	Rita de Cássia Silva Braga e Braga.....	133
Luciane Lopes Rodrigues.....	307	Rogério Valle.....	156
Luciano Brito Rodrigues	179	Roxana Piastrellini	216
Luigia Petti.....	241	Ruthe Rebello Pires Novaes	126
Luis Eduardo R. da Cunha.....	168	Sabrina Rodrigues Sousa.....	285
Luiz Alexandre Kulay	35, 41, 64, 297	Sandro Donnini Mancini.....	307
Luziléa Brito de Oliveira	133	Sandro Fábio César	291
Marcela Valles Lange.....	252	Sara Meireles.....	211, 264
Márcio Montagnana Vicente Leme	145	Sebastián Cuccia.....	216
Maria Cléa Brito de Figueirêdo.....	150, 313	Sebastião Roberto Soares.....	205, 211, 264, 269
Maria Teresa Paulino Aguilar	302	Sérgio Almeida Pacca	12, 120
Mariana Favero	307	Sérgio Telles de Oliva.....	47
Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura	41	Sílvia Rosa da Costa Corrêa.....	58, 77, 192
Marina D'Agostini.....	106	Simone Pereira de Souza.....	120
Marisa Bräscher	89	Sonia Uribe	102
Marisa Vieira	274	Sonia Valdivia	102
Mateus Henrique Rocha.....	145	Tássia Viol Moretti.....	258
Mauro Antonio da Silva Sá Ravagnani	139	Tiago Barreto Rocha	52
Mauro Silva Ruiz	83	Vamilson Prudêncio da Silva Jr	211, 264
Milton Mondardo	318	Vivian Carolina Ferreira Muniz	30
Morgana Decker	269	Vladimir Xavier Batista	307
Moris Fantoni.....	198	Yovana Maria Barrera Saavedra.....	70

PROGRAMAÇÃO

Quarta-feira (24/11/2010)

8:00h 8:30h	INSCRIÇÕES				
8:30h 12:00h	Como trabalhar com o Simapro	Introdução ao GaBi e Aplicação à Produção de Biocombustíveis		Avaliação social do ciclo de vida	Eco-desing
	<i>Marisa Vieira</i> Pré-Consultants/ Holanda	<i>Armando Caldeira Pires</i> UnB	<i>Cecilia Makishi Colodel</i> PE International	<i>Cássia Maria Lie Ugaya</i> UTFPR	<i>Américo Guelere Filho</i> USP/São Carlos
12:00h 13:30h	Horário de Almoço				
13:30h 18:00h	Como trabalhar com o Simapro <i>(cont.)</i>	Introdução ao GaBi e Aplicação à Produção de Biocombustíveis <i>(cont.)</i>		Introdução à ACV e método Edip	
	<i>Marisa Vieira</i> Pré-Consultants/ Holanda	<i>Armando Caldeira Pires</i> UnB	<i>Cecilia Makishi Colodel</i> PE International	<i>Aldo Roberto Ometto</i> USP/São Carlos	
18:30h	Cerimônia de abertura Sebastião Roberto Soares – UFSC / Sônia Valdívia – UNEP				
19:00h	Coquetel				

Quinta-feira (25/11/2010)

8:30h 10:00h	INSCRIÇÕES		
10:00h 12:00h	Apresentação dos trabalhos técnicos		
10:00h 10:20h	<i>Avaliação social do ciclo de vida de um produto automotivo: Satisfação dos trabalhadores</i>	<i>Identificação de melhorias ambientais através da aplicação da ferramenta de análise de ciclo de vida</i>	<i>Considerações a respeito das abordagens para a reciclagem de materiais em estudos de ACV</i>
	Silvia Rosa da Costa Corrêa <i>et.al</i>	Marina D'Agostini <i>et.al</i>	Alex Rodrigues Nogueira <i>et.al</i>
10:20h 10:40h	<i>Avaliação da perda da biodiversidade decorrente da conversão da floresta tropical em pastagem</i>	<i>Pegada de carbono na regeneração de borracha de pneus</i>	<i>Inventário do ciclo de vida do pinhão manso destinado à produção de biodiesel</i>
	Liliane Sessi da Rocha <i>et.al</i>	Genecy Rezende Neto <i>et.al</i>	Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura <i>et.al</i>
10:40h 11:00h	<i>LCA of integrated municipal solid waste management: A case study in Torino and Cuneo, Italy</i>	<i>Inventário do ciclo de vida da fabricação de embalagens plásticas com frações de matéria-prima virgens e recicladas</i>	<i>O estado da arte da aplicação da avaliação do ciclo de vida no setor têxtil e de vestuário</i>
	Moris Fantoni <i>et.al</i>	Ruthe Rebello Pires Novaes	Rachel Horta Arduin <i>et.al</i>

11:00h 11:20h	<i>Indicadores de biodiversidade na avaliação ambiental da produção de biodiesel de dendê no estado da Bahia</i>		<i>Aplicação da avaliação do ciclo de vida na produção de meias esportivas</i>		<i>Pegada hídrica da água tratada: Necessidade de água para a obtenção de água</i>		
	Rita de Cássia Silva Braga e Braga <i>et.al</i>		Amelia Masae Morita <i>et.al</i>		Rita de Cássia Monteiro Marzullo <i>et.al</i>		
11:20h 11:40h	<i>Perfil ambiental de la producción de biodiesel en la región pampeana norte de Argentina</i>		<i>Prospecção de potenciais impactos ambientais presentes na produção de soro antiofídico</i>		<i>A influência da expansão do escopo de inventário nos resultados das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) da matriz elétrica brasileira</i>		
	Alejandro Pablo Arena <i>et.al</i>		Ilana de Souza Nunes <i>et.al</i>		Diego Lima Medeiros <i>et.al</i>		
12:00h 13:30h	Horário de Almoço						
13:30h 15:30h	Mesa Redonda 1 - Percepção da ACV – Políticas, Pesquisa, Aplicação						
	Aldo Roberto Ometto (moderador) Universidade São Paulo – USP		Sonia Valdivia United Nations Environment Programme – UNEP/França		Gil Anderi da Silva Universidade de São Paulo – USP		Fabien Brònes Natura
15:30h 16:00h	Coffee-break						
16:00h 18:00h	Mesa Redonda 2 - Avanços na Gestão do Ciclo de Vida na América Latina						
	Cássia Maria Lie Ugaya (moderadora) Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR		Nydia Suppen Reynaga Centro de Analisis de Ciclo de Vida y Diseño Sustentable-México			Gregor Wernet Ecoinvent/Suíça	

Sexta-feira (26/11/2010)

9:00h 10:00h	Apresentação dos trabalhos técnicos		
9:00h 9:20h	<i>Avaliação ambiental das opções tecnológicas para geração de energia através dos resíduos sólidos urbanos: Estudo de caso</i>	<i>Ontologia de avaliação do ciclo de vida: Em busca de definições consensuais</i>	<i>Inventário ambiental do processo de obtenção de nanocristais de celulose a partir da fibra de coco verde</i>
	Márcio Montagnana Vicente Leme <i>et.al</i>	Gil Anderi da Silva <i>et.al</i>	Aline Cavalcanti e Cavalcante <i>et.al</i>
9:20h 9:40h	<i>ACV para reprojeto de luminárias públicas</i>	<i>Inventário ciclo de vida da produção de leite em uma unidade experimental em Itapetinga - BA</i>	<i>Adaptação dos ICVs de palma (dendê) no Brasil</i>
	Oswaldo Sanchez Júnior	Camila Daniele Willers <i>et.al</i>	Tiago Barreto Rocha <i>et.al</i>
9:40h 10:00h	<i>Modelo de carbon footprint dos produtos cosméticos Natura</i>	<i>Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em mesorregiões de Santa Catarina</i>	<i>Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para avaliação do ciclo de vida de produtos no estado de São Paulo</i>
	André Moreira de Camargo <i>et.al</i>	Francieli Tatiana Olszensvski <i>et.al</i>	André Luiz Tachard <i>et.al</i>
10:00h 10:30h	Coffee-break		

10:30h 12:00h	Apresentação dos trabalhos técnicos		
10:30h 10:50h	<i>Aplicação da ACV como parâmetro de rotulagem e argumento de comunicação junto ao usuário</i>	<i>Avaliação do ciclo de vida consequencial - Visão do GP2</i>	<i>Avaliação social do ciclo de vida: A contribuição dos indicadores sociais para decisões sustentáveis</i>
	Andréa Franco Pereira	Vivian Carolina Ferreira Muniz <i>et.al</i>	Camila do Nascimento Cultri <i>et.al</i>
10:50h 11:10h	<i>Avaliação do ciclo de vida da produção integrada de etanol de cana-de-açúcar e biodiesel de dendê</i>	<i>Inventário do ciclo de vida de porcelanato esmaltado obtido via rota úmida de processamento</i>	<i>Emissões atmosféricas da combustão do óleo diesel do transporte rodoviário de carga no Brasil para ACV</i>
	Simone Pereira de Souza <i>et.al</i>	Luiz Alexandre Kulay <i>et.al</i>	João Paulo Stadler <i>et.al</i>
11:10h 11:30h	<i>Análise de ciclo de vida de um reservatório de ar componente de um compressor de ar</i>	<i>Sustentabilidade na seleção de tecnologias de remediação de áreas contaminadas</i>	<i>Metodologia para a coleta de dados da fase de uso de caminhões do transporte rodoviário de carga no Brasil para a utilização em ACVs</i>
	Guilherme Marcelo Zanghelini <i>et.al</i>	Ana Carolina La Laina Cunha <i>et.al</i>	Leandro Andrade Pegoraro <i>et.al</i>
11:30h 11:50h	-	<i>ACV de alternativas para manejo e destinação de resíduos da construção civil na cidade do Rio de Janeiro</i>	<i>Strengthening capabilities on Sustainable Resource Management (SRM) in Latin America and the Caribbean (LAC) region</i>
	-	Katia R. A. Nunes <i>et.al</i>	Sonia Valdivia <i>et.al</i>
12:00h 13:30h	Horário de Almoço		

	Mesa Redonda 3 - ACV em Setores Chaves da Economia			
13:30h 15:30h	Armando Caldeira Pires (moderador) Universidade Brasília - UnB	Electo Eduardo Silva Lora Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI	Airton Spies Secretaria de Agricultura/Epagri	Leda Coltro Instituto de Tecnologia de Alimentos - ITAL
15:30h 15:50h	Coffee-break			
15:50h 16:00h	Entrega das Placas de reconhecimento pelos melhores trabalhos			
	Mesa Redonda 4 - Disseminação do ciclo de vida no Brasil e a base de dados brasileira			
16:00h 18:00h	Rita de Cássia Monteiro Marzullo (moderadora) Coordenadora ISO 14046/Brasil	Maria Marta Vasconcelos Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT/SP	Celina Lamb Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT/Brasília	Elizabeth dos Santos Cavalcanti INMETRO/RJ
18:00h 19:00h	Cerimônia de encerramento			

Realização



Promoção



Patrocinadores

