**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIA**

RITA DE CÁSSIA MONTEIRO MARZULLO

**“METODOLOGIA PARA O CÁLCULO DA PEGADA HÍDRICA
ECOTOXICOLÓGICA DE PRODUTOS DENTRO DE UMA
PERSPECTIVA DE ACV COM USO DO GIS”**

ESTUDO PILOTO PARA O ETANOL HIDRATADO

**SÃO PAULO
2014**

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIA**

RITA DE CÁSSIA MONTEIRO MARZULLO

**“METODOLOGIA PARA O CÁLCULO DA PEGADA HÍDRICA
ECOTOXICOLÓGICA DE PRODUTOS DENTRO DE UMA
PERSPECTIVA DE ACV COM USO DO GIS”**

ESTUDO PILOTO PARA O ETANOL HIDRATADO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Energia do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para a obtenção do Título de Doutor em Ciências.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Patrícia Helena Lara dos Santos Matai

Co-Orientadora: Prof^a. Dr^a Dione Mari Morita

Versão Corrigida

(Versão original disponível na Biblioteca do Instituto de Energia e Ambiente e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP)

**SÃO PAULO
NOVEMBRO/2014**

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

Contato com a autora: rita.monteiro@meet.com.br

FICHA CATALOGRÁFICA

Marzullo, Rita de Cássia Monteiro.

Metodologia para o cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica de produtos dentro de uma perspectiva de ACV com uso do GIS: estudo piloto para o etanol hidratado./ Rita de Cássia Monteiro Marzullo; orientadora : Patrícia Helena Lara dos Santos Matai; Co-orientadora Dione Mari Morita. – São Paulo, 2014.

222 f.: il.; 30 cm.

Tese (Doutorado em Ciência) – Programa de Pós-Graduação em Energia – Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

1. Sustentabilidade. 2. Ecotoxicologia. 3. Efluentes. Título

DEDICATÓRIA

DEDICATÓRIA

Ao meu amigo de fé, meu irmão camarada,

Geraldo Monteiro, *in memoriam*,

(Geraldo Capelo Gaivota),

fonte de minha inspiração.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela energia vital de minha existência, concedendo-me a força necessária para perseguir meus ideais; Aos meus pais Maria e José (*in memoriam*) por continuarem sempre presentes através de valores e exemplos de integridade.

As minhas orientadoras, Patricia Matai e Dione Morita, pela confiança, integração, dedicação, incentivo, amizade, disponibilidade e todos os ensinamentos durante a elaboração deste documento; A CAPES pela concessão da bolsa de doutorado.

Aos meus filhos Rodrigo Monteiro Marzullo e Rafael Monteiro Marzullo, pelo amor infinito que existe entre mãe e filhos, confiando neste sentimento independentemente do que aconteça; ao companheiro de jornada Rubens Marzullo; aos meus irmãos Francisco, Antonio e Geraldo (*in memoriam*) pelo carinho; as minhas irmãs de escolha, Ana Paula e Elisa por estarem sempre presentes; aos meus primos, sobrinhos, tios e antepassados pela enorme família que formamos, pois uma árvore só se fortalece se possui raízes fortes.

A todos os colegas do IEE, em especial ao Orlando Cristiano e prof. Ildo Sauer, por me aceitarem como membro do Laboratório de Avaliação do Ciclo de Vida; a todo o Grupo Azul do Coral USP, pela vivência e sintonia das batidas de nossos corações para cantar.

A professora Regina Rosin Monteiro, do CENA, por todos os ensinamentos sobre ecotoxicidade; ao professor Aldo Ometto pela conversa inicial sobre AICV; Ao grupo internacional WG8 de elaboração da ISO 14046, pela troca de experiências e conhecimentos adquiridos; as professoras e amigas Silvia Helena e Denise Bergamini pela constante disposição em ajudar; ao amigo Dr. Antonio Paranhos Neto pela visão estratégica, enfim, a todos que compartilharam, compartilham e compartilharão do meu eterno aprendizado.

EPÍGRAFE

*“Sou uma alquimista, pois acredito que
a verdadeira alquimia é tentar transformar utopia em realidade”*

Rita Monteiro

RESUMO

MARZULLO, Rita de Cássia Monteiro, **Metodologia para o cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica de produtos dentro de uma perspectiva de ACV com uso do GIS. Estudo piloto para o etanol hidratado. 2014. 222f.** Tese (Doutorado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo, 2014.

O presente trabalho apresenta uma proposta metodológica para se determinar a pegada hídrica ecotoxicológica (PHE) de produtos em uma perspectiva de ACV, dentro de uma abordagem crítica sobre o método. Cenários são construídos na forma de um estudo piloto de aplicação da metodologia para o etanol hidratado produzido por uma determinada Usina no Brasil e utilizado como combustível em carros a álcool ou carros flex. O trabalho também sugere que a PHE ou WEF (*water ecotoxicity footprint*), na forma de um indicador, sirva de parâmetro tanto para o setor produtivo quanto para o mercado consumidor dentro do processo de tomada de decisão. O setor produtivo poderá utilizar o citado indicador dentro de um programa de metas de redução do nível de ecotoxicidade aquática de seu produto enquanto que, para o consumidor final, o conhecimento da PHE na forma de selo informativo servirá de alavanca rumo à evolução sustentável de nossa civilização que usará o seu poder de escolha na hora de adquirir determinado produto. Dentro da perspectiva de ACV, foram estudadas e inseridas formas de avaliação de impacto, no ponto médio, a nível local e regional com o uso de ferramentas de georeferenciamento. Na intenção de facilitar o uso da ACV no Brasil, o estudo estabelece parâmetros que tornam viável a obtenção de um indicador passível de comparação. Políticas Públicas poderão ser formadas com a possibilidade de incentivar a identificação e mitigação da ecotoxicidade aquática ao longo da cadeia de suprimentos do setor produtivo..

Palavas-chave: Sustentabilidade, Pegada Hídrica Ecotoxicológica, ACV, ICV, AICV, Impactos Locais, Efluentes, Indicador, Selo, Ecotoxicidade Aquática, GIS.

ABSTRACT

MARZULLO, Rita de Cássia Monteiro. **Methodology for the calculation of water ecotoxicity footprint of products within a LCA perspective and GIS use. Pilot study for application of the method for hydrated ethanol. 2014. 222f.** Thesis (Doctor of Science) - Graduate Program in Energy, University of São Paulo, 2014.

This work presents a methodology to determine water ecotoxicity footprint of products in a perspective of LCA within a critical approach to the method. Scenarios are constructed in the form of a pilot study of application of the methodology for hydrous ethanol produced by a given plant in Brazil and used as fuel in flex cars. The work also suggests that the water ecotoxicity footprint, as an indicator, can be used as a parameter for both: the productive sector as well as for the end consumer within the decision-making process. The productive sector can use the cited indicator in a program targeting for reduction in aquatic ecotoxicity of your product while for the end consumer, knowledge of water ecotoxicity footprint in the form of an informative stamp will leverage towards sustainable development of our civilization that uses the power of choice when purchasing a product. From the perspective of LCA, were studied and included forms of impact assessment, at the midpoint, in local and regional level with the use of geo-referencing tools. With the intention of facilitating the use of LCA in Brazil, this study establishes criteria that make possible the comparison. Public policies can be formed with the possibility of encouraging the identification and mitigation of aquatic ecotoxicity along the supply chain of the productive sector..

Keywords: Sustainability, Water Ecotoxicity Footprint, LCA, LCI, LCIA, Local Impacts, Wastewater, Sewage, Effluent Farm, Stamp, Aquatic Ecotoxicity, Georeferencing, GIS, Monitoring, Inventory, Tool, Decision Matrix, Decision Maker

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-Disponibilidade hídrica superficial estimada para o Brasil (Fonte: ANA, 2013).....	43
Figura 2: Consumo final de energia por fonte em 2012 (fonte BEN,2013)	48
Figura 3 - Evolução da Avaliação do Ciclo de Vida no mundo (Fonte: elaboração da autora, adaptado de Giudice et al, 2006).	53
Figura 4 - Fases de uma ACV (Fonte: ABNT NBR ISO 14040).	54
Figura 5: Fluxo de água virtual (Fonte: Chapagain & Hoekstra (2004)).....	56
Figura 6 - Representação esquemática dos componentes de uma Pegada Hídrica (Fonte: Hoekstra et al, 2011).....	59
Figura 7 - Etapas da Avaliação do Ciclo de Vida de um produto (Fonte: elaboração da autora)	60
Figura 8 - Categorias de impacto no ponto médio e ponto final (Fonte: elaboração da autora com base em EC, 2010)	61
Figura 9 - Daphnia e Ceriodaphnia, micro crustáceos de água doce (Fonte: Zagatto e Bertoletti, 2006).....	73
Figura 10: Potencial de contaminação ecotoxicológica nos rios da bacia Corumbataí (FONTE: Monteiro, 2007).....	76
Figura 11- Fronteira do sistema de produto para análise comparativa da PHE (Fonte: elaboração da autora).....	83
Figura 12: : Possíveis fluxos de água de uma unidade de processo para a avaliação da pegada hídrica (Fonte: adaptada do draft ISO/WD/TR 14073, 2013)	85

Figura 13 - Escoamento superficial no ciclo hidrológico (Fonte: PHA, 2014).....	105
Figura 14 - Representação gráfica de um hidrograma de cheia (Fonte: Porto e Zahed, 2014)	106
Figura 15 - Estimativa da vazão do escoamento superficial através do hidrograma (Fonte: Tucci e Mendes, 2006)	107
Figura 16 - Exemplo de selo de PHE para o etanol hidratado (Fonte: elaboração da autora)	124
Figura 17 - Fluxos de referência adotados para o processamento de 1 t de cana (elaboração da autora, adaptado de Cavaletti et al, 2012)	127
Figura 18 - : Fluxo de referência para o etanol hidratado (Fonte: elaboração da autora)	128
Figura 19 - Grandes regiões hidrográficas brasileiras (Fonte: elaboração da autora, shapes fornecidos pela ANA).....	130
Figura 20 - Regiões administrativas do Estado de São Paulo na bacia do Paraná (elaboração da autora, shapes fornecidos pela ANA e SEESP).....	131
Figura 21 - Divisão territorial das UGRHi's e regiões administrativas do Estado de São Paulo (Fonte: elaboração da autora, dados ANA, SEESP).....	132
Figura 22 - Usinas de cana-de-açúcar, Região Adm. de Campinas (Fonte: SEESP, 2011)...	133
Figura 23 - Macrometrópole paulista (Fonte: SEESP, 2008)	134
Figura 24 - Localização geográfica da Usina de etanol hidratado (Fonte: elaboração da autora)	135
Figura 25 - Macro avaliação preliminar da usina considerada como produtora de etanol hidratado para o cálculo da PHE (Fonte: elaboração da autora, dados CANASAT)	137

Figura 26 - Sistema de produto para o cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado produzido na usina considerada	138
Figura 27 - Localização geográfica / armazenamento de dados da Unidade de Processo 1 (Fonte: elaboração da autora)	140
Figura 28 - Polígonos de cana inseridos no mapa hipsométrico da bacia do rio Corumbataí (Fonte: elaboração da autora, shapes fornecidos pelo INPE- canasat e CEAPLA)	142
Figura 29 - Recorte dos polígonos de cana em um raio de 30km da usina produtora de etanol anidro considerada (Fonte: elaboração da autora)	145
Figura 30 - Recorte dos polígonos de cana inseridos na bacia do rio Corumbataí e localizados em um raio de 30km da usina produtora de etanol anidro considerada (Fonte: elaboração da autora)	146
Figura 31: Processo produtivo do álcool e açúcar (Fonte : adaptado de CGEE ,2012)	148
Figura 32- Postos de monitoramento de chuva / índices pluviométricos DAEE na região da bacia do Corumbataí (Fonte: elaboração da autora com shapes do DAEE, CANASAT e CEAPLA)	152
Figura 33 - Distribuição de chuvas na bacia do Rio Corumbataí (Fonte: CEAPLA)	153
Figura 34 - Armazenamento de dados sobre os postos de monitoramento pluviométrico da bacia do rio Corumbataí (Fonte: laboração da autora com dados do DAEE)	155
Figura 35: Quantificação do Volume de Controle para a avaliação da PHE do etanol hidratado pela usina considerada, em 2011 (Fonte: elaboração da autora)	164

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Metodologias de avaliação de impacto em ACV, relacionadas ao uso da água (Fonte: Marzullo e Matai, 2012).....	66
Tabela 2 - Fatores de conversão de volume para conteúdo energético (Fonte: BEN, 2013) ...	79
Tabela 3 - Conteúdo energético de combustíveis (Fonte: BEN, 2013)	80
Tabela 4 - Escolha da função do etanol (Fonte: elaboração da autora).....	80
Tabela 5 - Metodologia para normalização e classificação da pegada hídrica ecotoxicológica em cada unidade de processo.....	119
Tabela 6 - Diagnóstico da microavaliação preliminar (Fonte: elaboração da autora).....	139
Tabela 7 - Tipos de cultivo de cana na bacia do rio Corumbataí em 2011 (Fonte: elaboração da autora)	143
Tabela 8- Inventário para o cálculo da PHE da unidade de processo 1: usina considerada para a produção do etanol hidratado (Fonte: elaboração da autora).....	150
Tabela 9 - Agrupamento dos polígonos usados pela usina por posto pluviométrico (Fonte: elaboração da autora).....	154
Tabela 10- Postos de monitoramento pluviométrico considerados no estudo piloto (Fonte: elaboração da autora, dados do DAEE).....	155
Tabela 11 - Cálculo do Requerimento Hídrico da cana de açúcar (elaboração da autora).....	156
Tabela 12- Inventário de entrada de água por precipitação nos polígonos de cana (Fonte: elaboração da autora).....	156

Tabela 13 - Inventário da precipitação efetiva nos polígonos de cana (Fonte: elaboração da autora).....	157
Tabela 14 - Inventário de irrigação dos polígonos de cana (Fonte: elaboração da autora)	157
Tabela 15 - Inventário do efluente gerado pela unidade de processo agrícola (Fonte: elaboração da autora).....	158
Tabela 16 - Volume do efluente de cada trecho em 2011 (Fonte: elaboração da autora)	158
Tabela 17 - Inventário da unidade agrícola por agrupamento de polígonos (Fonte: elaboração da autora)	160
Tabela 18 - Compilação dos inventários das unidades de processo do sistema de produto em estudo (Fonte: elaboração da autora).....	162
Tabela 19 - Cálculo da relevância produtiva das fases comuns de produção de açúcar e álcool (Fonte: elaboração da autora)	167

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: Equação para o Cálculo do Requerimento Hídrico anual de uma cultura (fonte: FAO, 1986).....	101
Equação 2: Equação para o cálculo da Precipitação efetiva (fonte: FAO, 1986).....	102
Equação 3: Equação para o cálculo do requerimento de irrigação (fonte: FAO, 1986).....	103
Equação 4: Equação para o Cálculo do Balanço Hídrico ; Fonte Medina e Amaro Filho(1982),	103
Equação 5: equação para o cálculo da Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR) ; fonte: resolução CONAMA 430.....	115
Equação 6: avaliação de impacto recomendada pela CONAMA 430 no caso da inexistência de diretrizes estabelecidas pelo órgão ambiental estadual.	116
Equação 7: inserção da variável local no cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica (Fonte: BERTOLETTI, 2013).....	117
Equação 8: Comparação do resultado da D.E.R. com os resultados dos ensaios ecotoxicológicos segundo a resolução SMA 3/2000 (Fonte: BERTOLETTI, 2013).....	117
Equação 9 - Equação para o cálculo da relevância ecotoxicológica (Fonte: elaboração da autora).....	119
Equação 10 - Equação para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica em cada processo elementar "e" e unidade de processo "i" (Fonte: elaboração da autora).....	120
Equação 11 - Equação para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica na unidade "i"	121

Equação 12- Equação para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica PARCIAL de produtos (Fonte: elaboração da autora) 122

Equação 13 - Equação para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica COMPLETA de produtos (Fonte: elaboração da autora) 122

APÊNDICES

Apêndice A- Tabela para monitoramento dos inventários de uma unidade industrial visando o cálculo da PHE (Fonte: elaboração da autora)	210
Apêndice B - Tabela para monitoramento dos inventários de uma unidade agrícola visando o cálculo da PHE (Fonte: elaboração da autora)	210
Apêndice C - Tabela para monitoramento dos inventários de entrada de agrotóxicos em uma unidade agrícola visando o cálculo da PHE (Fonte: elaboração da autora)	210
Apêndice D - : monitoramento (em mm) da incidência de chuva na Bacia do rio Corumbataí (Fonte: elaboração da autora)	210
Apêndice E - Pré- avaliação de impacto em cada unidade de processo (Fonte: elaboração da autora).....	210
Apêndice F - Pegada Hídrica Ecotoxicológica em cada unidade de processo “i” (PHE(i)) que compõe o sistema de produção estudo piloto - cenário 1 (Fonte: elaboração da autora)	210
Apêndice G - Cálculo da pegada Hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado produzido na usina considerada - cenário 1	210
Apêndice H - Selo informativo para pegada hídrica ecotoxicológica 2011 do etanol hidratado produzido na USINA CONSIDERADA – Cenário 1 (Fonte: elaboração da autora).....	210
Apêndice I - Pegada Hídrica Ecotoxicológica em cada unidade de processo “i” (PHE(i)) que compõe o sistema de produto no estudo piloto - cenário 2 (Fonte: elaboração da autora) ..	210
Apêndice J - Cálculo da pegada Hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado produzido na usina considerada - cenário 2.....	210

Apêndice K - Selo informativo para pegada hídrica ecotoxicológica 2011 do etanol hidratado produzido na USINA CONSIDERADA – Cenário 2.....210

Apêndice L - Pegada Hídrica Ecotoxicológica em cada unidade de processo “i” (PHE(i)) que compõe o sistema de produto no estudo piloto - cenário 3 (Fonte: elaboração da autora) .210

Apêndice M - Cálculo da pegada Hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado produzido na usina considerada - cenário 3.....210

LISTA DE SIGLAS

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

AICV – Avaliação de Impacto no Ciclo de Vida

ANA – Agência Nacional das Águas

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DIS – Draft of International Standard (Rascunho da Norma Internacional)

GIS – Sistema de Informações Geográficas

ICV – Inventário do Ciclo de Vida

ISO - International Standarization Organization

LCA – Life Cycle Assessment (ACV em ingles)

LCI – Life Cycle Inventories (ICV em inglês)

LCIA - Life Cycle Impact Assessment (AICV em Inglês)

OIT – Organização Internacional do Trabalho

OECD – Organização para a Cooperação Econômica e Desenvolvimento

PHE – Pegada Hídrica Ecotoxicológica

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

UNIDO – Organização de Desenvolvimento Industrial das Nações Unidas

WEF – Water Ecotoxicity Footprint (PHE em ingles)

SUMÁRIO

FICHA CATALOGRÁFICA	3
1. INTRODUÇÃO.....	24
2. OBJETIVOS	31
3. DESENVOLVIMENTO.....	32
3.1 Escolha da Categoria de Impacto para ser o qualificador da Pegada Hídrica ..	33
3.2 Critérios utilizados para definir os indicadores de Pegada Hídrica Ecotoxicológica	34
3.3 Estruturação da metodologia proposta.....	34
3.4 Hipóteses adotadas na elaboração da metodologia.....	36
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	36
4.1 Recursos Hídricos	36
4.1.1 A problemática da água no contexto internacional	36
4.1.2 Categorias de impacto sobre os Recursos Hídricos	38
4.1.3 Panorama dos Recursos Hídricos no Brasil.....	43
4.2 Recursos Energéticos	46

4.2.1	A problemática da questão energética no contexto internacional	46
4.2.2	Panorama dos Recursos Energéticos no Brasil.....	47
4.2.3	Gestão dos Recursos Energéticos no Brasil	49
4.3	A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	50
4.4	Pegada Hídrica ou <i>Water footprint</i> : diferentes abordagens.	56
4.4.1	Abordagem WFN	57
4.4.2	Abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	59
4.4.3	ISO 14046 -	69
4.5	Ecotoxicidade Aquática	69
4.6	Unidades de Processo Agrícolas e a contaminação hídrica.....	74
5.	RESULTADOS	77
5.1	Análise crítica sobre o uso da metodologia de ACV para o cálculo da PHE.....	77
5.1.1	Terminologia ,	77
5.1.2	Processo de definição do objetivo do estudo.....	78
5.1.3	Processo de definição do escopo do estudo.....	78
5.1.4	Processo de elaboração e Análise do Inventário	84

5.1.5	Processo de Avaliação de Impacto	88
5.1.6	Processo de interpretação	89
5.2	Proposta metodológica	90
5.2.1	FASE1: Definição do objetivo e escopo do estudo	90
5.2.2	FASE 2: Análise do inventário	98
5.2.3	FASE 3: Avaliação de Impacto: proposta da autora para o cálculo da PHE....	113
5.2.4	FASE 4: Interpretação: obtenção do indicador e selo	123
5.3	Estudo piloto: estruturação da metodologia proposta para a obtenção da PHE do etanol hidratado.....	125
5.3.1	FASE1: Definição do objetivo e escopo do estudo	125
5.3.2	FASE 2: Análise do inventário	147
5.3.3	Final da FASE 2: Compilação dos inventários.....	161
5.3.4	FASE 3: Avaliação do impacto.....	162
5.3.5	FASE 4: Interpretação :obtenção de indicador e selo	168
6.	CONCLUSÃO.....	169
7.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	176

8.	REFERÊNCIAS	177
9.	GLOSSÁRIO.....	206
10.	APÊNDICES	209

1. INTRODUÇÃO

A sustentabilidade depende da mudança na maneira de pensar e agir dentro do processo evolutivo da humanidade. O planeta Terra oferece os recursos necessários para a vida, porém o conceito antrópico de sobrevivência está inserido em atos de consumo que permeiam e interagem entre as dimensões econômica, ambiental, social e cultural, inseridas em uma dimensão política, dificultando assim o alcance da sustentabilidade em si.

Água e energia estão interligadas. Enquanto a água é um recurso natural, a energia é obtida através de recursos naturais e dentre eles, a própria água, quando utilizada como fluido térmico e mecânico. Todo e qualquer ser, inserido ou não dentro de um sistema econômico, necessita de água e energia para manter-se vivo. A água, simplesmente denominada como “y” na língua indígena clássica brasileira (Tupi antigo), significava para os primeiros habitantes do Brasil “o líquido portador da cura”. Designada como um dos quatro elementos da natureza pela ciência antiga, a água é a substância mantenedora da vida. Por outro lado, a energia dentro de uma visão holística, é interpretada como o “quinto elemento”, capaz de reger os outros quatro. A fonte básica de energia para o corpo humano advém dos alimentos consumidos, que por sua vez necessitam de água e outras formas de energia para ser gerados, fechando o ciclo de dependência vital dos dois citados elementos. O próprio ciclo hidrológico só ocorre se há energia solar.

O Brasil é um país extremamente rico em recursos (energéticos e hídricos), porém, interesses antagônicos sobre a distribuição e uso dos mesmos, leva a pensar cada vez mais em estipular critérios ambientais, sociais e culturais, além dos econômicos, para a composição da matriz energética e outorga sobre o uso da água.

A economia mundial opera dentro do ecossistema denominado Planeta Terra, portanto, depende intrinsecamente do mesmo para sua sobrevivência. O gerenciamento de recursos energéticos deve andar de forma paralela ao gerenciamento dos recursos hídricos para que

haja um real planejamento estratégico, visando à sustentabilidade do próprio sistema econômico em si.

Diamond (2005) defende a ideia que os desaparecimentos de antigas civilizações foram provocados por problemas ecológicos, causados pela destruição inadvertida dos recursos ambientais dos quais as suas sociedades dependiam, causando um colapso que pode ser inevitável ou não, caso seja controlado através das escolhas da sociedade. O autor alerta ainda para a inclusão nos tempos modernos de uma variável quase que inexistente no passado: a limitação do uso da água pela sua qualidade, pois o maior grupo de problemas ambientais está ligado à introdução de elementos nocivos, não nativos, e com consequente perda de valiosas espécies nativas.

O crescimento da população mundial força a adoção de meios de produção agrícola intensificados tanto para a produção de alimentos como para a obtenção de energia (biomassa). Além da energia necessária para a sua própria existência, os seres humanos têm a necessidade de locomoção de um ponto a outro e esta mobilidade requer também uma grande quantidade de energia. O planeta oferece diversas fontes de recursos energéticos, tanto na forma de recursos não renováveis como renováveis. Em se tratando de energias renováveis, a agroenergia surge como principal alternativa de substituição dos combustíveis fósseis. Desta forma, torna-se cada vez mais crescente a necessidade de gerenciamento do recurso “terra”, também chamado de área agrícola e do recurso “água”, em termos quantitativos e qualitativos, principalmente porque o uso da terra para uma determinada agricultura priva o acesso à água para outras culturas. O uso e ocupação do solo caracteriza o grau de poluição das águas além do que, a ocupação da terra para certa finalidade, limita a sua disponibilidade para outros fins e, consequentemente, restringe o acesso à água.

O monitoramento do nível de qualidade das águas está inserido no contexto de sustentabilidade e economia verde perante a grande maioria de grupos e organizações

internacionais. Os relatórios resultantes da 102ª Conferência da Organização Internacional do Trabalho (OIT), realizada em maio de 2013, demonstram que todas as questões relacionadas ao trabalho decente possuem as vertentes social e ambiental intimamente interligadas. Entretanto, esta abordagem de transição para uma economia sustentável requer políticas específicas de cada região/país, na qual a adoção de um caminho para alcançar a economia verde deixa de ser opcional para ocupar o lugar de algo extremamente necessário, uma vez que já há consenso e aceitação ao fato de que a degradação ambiental é uma grande ameaça para o crescimento econômico (OITa, 2013).

Além da OIT, outras organizações internacionais, incluindo aqueles com um mandato centrado no desenvolvimento econômico, permeiam esta nova diretiva sustentável. Como exemplo, é possível citar:

- publicação do Banco Mundial em 2012 "Inclusive green growth: “The pathway to sustainable development” (THE WORLD BANK, 2012) ;
- publicação do Fundo Monetário Internacional (FMI) de 2011 : “Who’s going green and why? Trends and determinants of green investment”, Working Paper ;
- publicação da Organização para a Cooperação Econômica e Desenvolvimento Econômico "Interim Report of the Green Growth Strategy: Implementing our commitment for a sustainable future" (OECD, 2010);
- publicações da Organização de Desenvolvimento Industrial das Nações Unidas (UNIDO) : “Manila Declaration on Green Industry in Asia” (UNIDO, 2009); “Green Industry Initiative for sustainable industrial development” (UNIDO, 2011); “Green industry for a low-carbon future: Resource use and resource efficiency in emerging economies” (SERI, 2011).

Todas estas publicações relatam estratégias a serem adotadas em busca de novas formas de definição de desenvolvimento, para que o mesmo seja construído em torno da sustentabilidade ambiental com a adoção de economias mais verdes como um princípio central. Eles concluem que o investimento no meio ambiente deve aumentar a produtividade e proteger o estoque de recursos, impulsionando o crescimento. Portanto, as organizações citadas consideram o crescimento econômico verde, ou uma economia verde, como superior ao crescimento convencional no médio e longo prazo (OIT, 2013a).

A crescente demanda mundial por alimentos e energia requer grandes alterações no uso da terra, onde o uso de defensivos agrícolas é cada dia maior com a inserção constante de diferentes inseticidas, herbicidas, fungicidas, acaricidas, entre outros.

Dentro do contexto sugerido por Diamond (2005) em que as sociedades devem utilizar seu poder de escolha para evitar um colapso, vive-se atualmente em um cenário em que o consumidor está carente de uma indicação informativa sobre o nível de impacto causado pelo seu consumo.

Para que a sustentabilidade seja atingida, critérios tangíveis (quantificáveis) e intangíveis (não quantificáveis) devem ser considerados no processo de tomada de decisão. O poder de escolha está intimamente relacionado ao sucesso, ou não, da sustentabilidade. A abordagem de “evolução sustentável”, conforme descrito por Marzullo e Matai (2011), sugere uma mudança na maneira de pensar e agir, diferente da abordagem de “desenvolvimento sustentável” (mudança apenas na maneira de agir).

Ao se alterar a maneira de pensar e agir, a qualidade de vida passa a ter maior valor do que o valor monetário, fazendo com que critérios intangíveis sejam considerados. Em um processo de “evolução sustentável”, o setor produtivo possui como missão proporcionar melhoria na qualidade de vida da população e isso inclui a preservação do meio ambiente não

como uma obrigação e sim como uma finalidade. Por outro lado, o consumidor final, possui o poder de optar pela compra apenas de produtos sustentáveis. Entretanto, a “evolução sustentável”, tanto do setor produtivo quanto do consumidor final, somente será possível se ambos estiverem contextualizados em um processo constante de “educação ambiental” ou “educação para a sustentabilidade”.

O presente trabalho fornece uma contribuição para o processo de evolução sustentável, através da quantificação de critérios tangíveis com relação ao gerenciamento do uso da água em ambientes industriais e agrícolas. Alinhado com as diretivas de sustentabilidade discutidas internacionalmente, o trabalho apresenta uma proposta metodológica para se determinar a PHE de produtos na forma de um indicador. Este indicador, passível de comparação, poderá ser utilizado como um facilitador em processos de tomada de decisão (tanto do consumidor final como do setor produtivo).

A metodologia proposta aborda a problemática da avaliação de impactos ambientais do ciclo de vida, considerando que a compilação de impactos na forma de um indicador de "pegada" ou "*footprinting*" seja um estágio para o desenvolvimento de estratégias de redução e mitigação destes impactos, uma vez que a metodologia permite extrair indicadores tanto quantitativos (volumétricos) quanto qualitativos (Pegada Hídrica Ecotoxicológica - PHE).

A partir do desafio de se conciliar o uso da metodologia de ACV para o cálculo de um indicador de *footprinting*, considerando as condições locais e que pudesse ser utilizado de forma comparativa, a metodologia proposta possui perspectiva de ACV e não é uma ACV convencional. Em uma ACV convencional, a categoria de impacto ecotoxicidade aquática é avaliada através de modelos científicos que simulam o potencial impacto de determinado produto por meio de fatores de caracterização da carga ambiental contida no efluente. Normalmente são utilizados dados oriundos de bases de dados, não são consideradas as condições do corpo hídrico receptor (condições locais), o efeito sinérgico da carga e nem tão

pouco o efeito para a biota aquática dos metabólitos formados. A metodologia proposta, com perspectiva de ACV, possui as mesmas fases de uma ACV convencional, porém apresenta uma terminologia com definições próprias e introduz o conceito de avaliação preliminar para o diagnóstico das informações geográficas locais. Diferentemente das metodologias de avaliação de impacto empregadas em uma ACV convencional que avaliam o impacto potencial através de um modelo, a metodologia aqui apresentada propõe um sistema de monitoramento sobre a ecotoxicidade dos efluentes através de testes ecotoxicológicos (bioensaios), atualmente exigidos pela legislação brasileira, que seriam registrados em inventários, proporcionando assim uma avaliação do impacto real na forma de um indicador de *footprinting*. Este indicador, além de considerar as condições locais, abrange o efeito sinérgico entre as substâncias contidas no efluente assim como o efeito dos metabólitos formados, muitas vezes mais tóxicos do que as substâncias origem.. O método proposto é de abrangência nacional por ser baseado na legislação brasileira, entretanto, pode ser aplicado internacionalmente pelo fato da mesma utilizar parâmetros internacionais consagrados pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA).

A ecotoxicidade aquática foi escolhida como a categoria de impacto que qualifica a pegada hídrica por se tratar de um parâmetro para a proteção da vida aquática (ecossistemas aquáticos) podendo servir de indicador para o nível de conservação da Biota.

Entender o impacto da ecotoxicidade em ambientes aquáticos, na forma de um indicador de "pegada" ou "*footprinting*", é um estágio essencial para o desenvolvimento de estratégias de redução e mitigação destes impactos.

A principal motivação deste trabalho reside na preocupação em relação aos efeitos nocivos causados à biota aquática pelo uso de produtos químicos na agricultura (agrotóxicos e fertilizantes), principalmente no processo de intensificação agrícola para a obtenção de

energias renováveis. Este trabalho encontra também motivação no desafio de transmitir ao consumidor final a resposta à pergunta:

“qual o grau de contribuição para a ecotoxicidade aquática que o produto apresenta?”

2. OBJETIVOS

Objetivo Geral

Fornecer uma contribuição para o processo de sustentabilidade, na dimensão ambiental, através de proposta metodológica para obtenção de um indicador de Pegada Hídrica Ecotoxicológica (PHE) de produtos, obtido pela quantificação de variáveis tangíveis em um sistema de monitoramento e gerenciamento do uso da água em ambientes industriais e agrícolas.

Objetivos Específicos

- Fazer uma análise crítica sobre o uso da metodologia de ACV para o cálculo de um indicador de *footprinting* (PHE);
- Desenvolver e propor uma metodologia para o cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica de produtos inserindo variáveis geográficas espaciais para avaliação local do impacto “ecotoxicidade aquática”, com o uso de Sistema de Informações Georreferenciadas (GIS) e parâmetros sugeridos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de modo a gerar um indicador que contribua em uma matriz de decisão.
- Estruturar a metodologia proposta em um estudo piloto.

3. DESENVOLVIMENTO

A realização deste trabalho partiu do desafio de se usar como base a metodologia de ACV para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica (PHE) de produtos considerando as condições locais. Foi estruturado um estudo piloto para o etanol hidratado e, dentro de uma abordagem crítica sobre o método de ACV, tornou-se possível detectar e avaliar as dificuldades existentes e solucioná-las, o que serviu de base para a proposta de uma nova metodologia.

Esta nova proposta metodológica de avaliação de impacto (no ponto médio), elaborada sob a perspectiva de ciclo de vida, utiliza a metodologia de avaliação de impacto sugerida pela CETESB por Bertoletti (2013) e foi denominada de “Pegada Hídrica Ecotoxicológica” (PHE) de modo a permitir a comparação entre diferentes produtores através de um indicador. Este indicador representa o potencial que o produto analisado possui de contribuir para a ecotoxicidade aquática, nas diversas bacias hidrográficas envolvidas dentro da fronteira avaliada de seu sistema de produto. Esta denominação está alinhada com a nova norma ISO 14046, que estabelece a diretriz de sempre acrescentar uma “qualificação” ao nome da “pegada hídrica” (exemplo, *water availability footprint*, *water eutrofication footprint*, e *water ecotoxicity footprint*) ressaltando também que o nome “pegada hídrica” apenas poderá ser utilizado de forma isolada se a avaliação for proveniente de uma ACV com abordagem completa e abrangente, incluindo o maior número possível de categorias de impacto no ponto médio ou ponto final

Atividades desenvolvidas

- Pesquisa sobre as principais categorias de impacto relacionadas ao uso do recurso água;

- Pesquisa sobre a metodologia de ACV a fim de identificar as limitações da mesma em um processo de conciliação na obtenção de um indicador de PHE;
- Pesquisa sobre as metodologias de avaliação do impacto utilizadas em ACV dentro da categoria “ecotoxicidade aquática”;
- Pesquisa sobre os indicadores disponíveis no Brasil para avaliação da qualidade da água nas diversas bacias hidrográficas;
- Agregação dos indicadores sugeridos pelo CONAMA, ao cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica (PHE);
- Agregação de dados georeferenciados para o processo de avaliação de impacto local com o uso do GIS;
- Apresentação de proposta metodológica de obtenção de um indicador de PHE, dentro da categoria de impacto “ecotoxicidade aquática”, sem a necessidade de utilização de base de dados ou determinação de um grande número de parâmetros variáveis de qualidade da água;

3.1 Escolha da Categoria de Impacto para ser o qualificador da Pegada Hídrica

Feito de forma investigativa, este trabalho partiu da revisão bibliográfica sobre as diversas categorias de impacto, consideradas em ACV no ponto médio, potencialmente problemáticas sobre o uso da água. Foram então identificados os três principais problemas relacionados à poluição das águas: eutrofização, ecotoxicidade aquática e disponibilidade hídrica (fator qualitativo e quantitativo). Em seguida buscou-se identificar uma categoria de

impacto que pudesse gerar um indicador no ponto médio e que proporcionasse ao setor produtivo (industrial e agrícola) um instrumento de monitoramento de acordo com o que é solicitado pela legislação vigente, através de órgãos ambientais regionais, sobre a qualidade dos efluentes lançados em corpos hídricos. A categoria de impacto eutrofização não foi escolhida devido a dificuldade existente de separação da carga de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) que provem do esgoto doméstico e efluentes oriundos da indústria e agricultura, visto que não existem dados suficientes provenientes do lançamento de esgoto doméstico. A partir do estudo sobre os principais indicadores de qualidade da água empregados pela CETESB, foi possível escolher a categoria de impacto Ecotoxicidade Aquática, entendendo que para a obtenção de um indicador de disponibilidade hídrica, seria necessário primeiro a obtenção de um indicador de poluição relacionado às duas categorias citadas anteriormente. Assume-se então que o uso do qualificador sobre a ecotoxicidade aquática para o cálculo da pegada hídrica trará benefícios mensuráveis para a saúde da biota dos ecossistemas aquáticos e terrestres.

3.2 Critérios utilizados para definir os indicadores de Pegada Hídrica Ecotoxicológica

A metodologia sugerida por este trabalho para o cálculo da PHE, utiliza o método de avaliação de impacto sugerido por Bertoletti (2013) e compreende em uma associação entre as diretrizes das normas ABNT^{b,c} sobre ACV e a norma sobre pegada hídrica (ISO DIS 14046). A variável geográfica é acrescentada para avaliação do local através do uso do sistema GIS. São utilizados indicadores de qualidade da vida aquática recomendados pelas resoluções CONAMA 357 e CONAMA 430. Foram utilizados recursos dos softwares ARC GIS 10.1 (para a localização geográfica das unidades de processo escolhidas para a elaboração do estudo piloto) e SIMAPRO 7.1 (para a obtenção de inventários no estudo piloto).

3.3 Estruturação da metodologia proposta

A metodologia proposta, apesar de não ser caracterizada como uma ACV, está estruturada baseando-se nas fases de uma ACV conforme sugeridas pela ISO DIS14046,

acrescentando-se no escopo do estudo as Macro e Microavaliações preliminares da pegada hídrica com a inclusão de indicadores geográficos locais através do SIG (Sistema de Informações Georeferenciadas).

A metodologia estuda o processo de ecotoxicidade aquática na cadeia produtiva de um produto dentro de uma abordagem macroscópica, com a definição das fronteiras do sistema de produto até o segundo nível de fornecedores, de modo a ter um volume de controle finito em uma região fixa no espaço e tempo. De modo análogo à metodologia de ACV que adota uma unidade funcional para o cálculo do fluxo de referência, esta metodologia adota um volume de controle para o cálculo do fluxo total dentro da fronteira temporal.

Apesar de a metodologia utilizar grandezas físicas vetoriais (como a vazão) e propor o uso de coordenadas geográficas espaciais, a PHE será tratada aqui como uma grandeza escalar com a intenção de facilitar a obtenção do indicador de visão macro. Desta forma, esta metodologia apresenta um conjunto de equações algébricas no capítulo 4 que descrevem uma forma de avaliar o comportamento do sistema de produto quanto a categoria de impacto ecotoxicidade aquática.

Como todo tipo de análise do fluxo, existe a necessidade de se trabalhar com equações, dados, tabelas, hipóteses, sistemas de unidades e esquemas de soluções. O grau de dificuldade de obtenção da PHE de um determinado produto irá variar de acordo com a complexidade e número de processos elementares e unidades de processo envolvidas no sistema de produto.

Apesar do trabalho apresentar o uso de equações algébricas, não impede o aprofundamento científico posterior com o uso de equações diferenciais para a integração das condições de contorno proporcionadas pelo uso das variáveis independentes aqui citadas.

3.4 Hipóteses adotadas na elaboração da metodologia

O uso desta metodologia proporcionará uma visão macro sobre o grau de contribuição para a ecotoxicidade aquática que cada produto apresenta. Portanto, foram consideradas as seguintes hipóteses:

- a) Abordagem macroscópica, que contempla o uso de equações algébricas.
- b) O uso de um volume de controle fixo e finito para o cálculo do volume do fluxo de referência na fronteira temporal adotada, no lugar de uso de uma unidade funcional arbitrária.
- c) O escoamento superficial direto, decorrente da precipitação, é designado como sendo o efluente da unidade de processo agrícola que será utilizado para o cálculo da PHE após a devida subtração do requerimento hídrico da cultura e infiltração. Este escoamento é considerado unidirecional (de acordo com as condições do relevo), ou seja, com apenas um componente de velocidade em regime não permanente e sem atrito.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Recursos Hídricos

Este item apresenta a problemática da água dentro do contexto internacional, as categorias de impacto sobre os múltiplos usos da água e uma breve visão sobre o panorama dos recursos hídricos no Brasil e seus instrumentos de gestão.

4.1.1 A problemática da água no contexto internacional

No contexto internacional, a água possui um grande destaque quanto às questões de escassez e . O relatório da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico

(OECD) "Environmental Outlook to 2050" projeta que cerca de 2,3 bilhões de pessoas irão viver em áreas que experimentam estresse hídrico severo, podendo alcançar mais de 40% da população do mundo em 2050 (OECD, 2013).

A disponibilidade de água em níveis aceitáveis de qualidade para as mais diversas funções também representa motivo de grande preocupação na comunidade científica. Kulshreshtha (1998), através de uma análise abrangente sobre a água como um recurso global e baseando-se na vulnerabilidade deste recurso com a utilização de critérios conjuntos de disponibilidade e uso relativo ao crescimento populacional, autossuficiência alimentar, crescimento industrial e mudança do clima, alertou que, por volta do ano de 2025, cerca de 60% da população mundial poderá estar alocada em áreas com potencial de transição entre a moderada e a extrema vulnerabilidade do recurso.

De acordo com Porto e Porto (2008) “as atividades dos usuários de água em uma bacia hidrográfica são competitivas e se acirram à medida que diminui a disponibilidade hídrica per capita. Gerenciar essa competição significa criar um conjunto de regras para a alocação da água, o que, em última instância, é a essência do sistema de gestão de recursos hídricos”.

Segundo Lozan(2007), com o advento das mudanças climáticas globais, os níveis de precipitação estão se alterando gradativamente e algumas regiões do planeta estão ficando mais secas enquanto outras regiões estão se tornando mais úmidas devido alterações no ciclo da água. Como a água é distribuída de forma desigual, este fato estabelece um sinal de alerta para o suprimento de água tanto no presente como no futuro.

A escassez de água dificultará o crescimento de diversas atividades econômicas, sacrificando a indústria, geração de energia, consumo humano e agricultura, que tendem cada vez mais a competir pela água em um cenário que pode afetar seriamente a segurança alimentar. O aumento do rendimento e produtividade agrícola graças ao uso de fertilizantes

químicos e pesticidas torna a agricultura mais intensiva, reduzindo a qualidade do solo e contaminando os recursos hídricos (OIT, 2013b).

4.1.2 Categorias de impacto sobre os Recursos Hídricos

Como consequência da distribuição desigual do recurso água, existem diversas categorias de impacto relacionadas ao seu uso que são consideradas um desafio para a devida gestão, tais como: escassez (relacionada apenas a quantidade de água), disponibilidade hídrica (relacionada a quantidade e qualidade da água), eutrofização, acidificação, ionização por radiação, toxicidade humana, uso da terra, desertificação, assoreamento, ecotoxicidade aquática, entre outras.

Segundo Ridoutt e Pfister (2010), o cálculo da pegada hídrica deve incorporar fatores de caracterização do estresse hídrico, que é diferente de escassez hídrica por contabilizar aspectos tanto quantitativos quanto qualitativos. Entretanto, de acordo com o esforço internacional para a padronização da terminologia utilizada em avaliações de impacto em corpos hídricos, o draft ISO/DIS 14046.2 (2013), aboliu o termo “estresse hídrico” que foi substituído pelo termo “disponibilidade hídrica” de modo a considerar as necessidades humanas e dos ecossistemas em termos de quantidade e qualidade da água. Assim sendo, para regiões com grande densidade demográfica, a citada definição sugere que não adianta ter disponível uma grande quantidade de água sem qualidade para uso.

O cálculo da disponibilidade hídrica (chamado pelo autor de estresse hídrico) deve considerar o hidrograma do exutório da bacia, que é a base para estudos hidrológicos visando, por exemplo, o abastecimento de água ou seu aproveitamento hidrelétrico, pois considera os períodos de estiagem, assim como os de recarga da água subterrânea. O fluxo basal no hidrograma representa a água do rio proveniente de água subterrânea enquanto o escoamento direto corresponde à água superficial em resposta à precipitação. Desta forma é possível

avaliar a contribuição da água subterrânea na produção total de água na bacia (KARMANN,2009).

Dentro do contexto de disponibilidade hídrica, a mesma depende de uma cobertura geográfica e temporal de alteração da qualidade da água envolvendo a contaminação do lençol freático através da infiltração de poluentes pelo solo , a contaminação dos rios através do escoamento superficial de poluentes , o lançamento de esgotos e o lançamento de efluentes industriais (ISO/DIS 14046.2 2013).

A eutrofização, segundo Manahan (2001) ; Tomaz (2006) e Tundisi (2011), é um fenômeno mundial que tem provocado deterioração dos ecossistemas aquáticos através do enriquecimento com nutrientes de plantas, principalmente o fósforo e o nitrogênio proveniente da descarga de fertilizantes aplicados na agricultura, esgotos doméstico e águas residuárias industriais. O autor alerta que a eutrofização excessiva com crescimento de cianobactérias agrava a toxicidade das águas superficiais, subterrâneas e costeiras. Mecanismos físicos, químicos e biológicos favorecem a eutrofização. Os fatores físicos dizem respeito à hidrodinâmica do corpo d'água (profundidade, tempo de detenção hidráulico), temperatura e radiação solar; os fatores químicos dizem respeito aos nutrientes em si (potássio, cálcio, magnésio, molibdênio, e principalmente fósforo e nitrogênio entre outros) necessários para o crescimento e proliferação das algas enquanto que os fatores biológicos estão relacionados à fotossíntese.

A acidificação, segundo Ward (2004), pode ser proveniente da chuva com pH menor que 5,6 (valor normalmente encontrado em condições de chuva ácida). O autor define a precipitação ácida como a reação da umidade do ar com poluentes a base de carbono, enxofre e nitrogênio que se encontram na atmosfera, podendo causar sérios danos em plantas, organismos aquáticos e construções. O próprio CO₂ precipita e forma ácido carbônico. Manahan (2001) ressalta que a biota aquática é muito sensível para casos extremos de pH, na

qual os organismos vivos são postos em risco dependendo da faixa de salinidade e pH suportáveis pelos mesmos.

A radiação ionizante é a energia que é transportada por qualquer partícula ou raio (radiação eletromagnética). Emitida por materiais radioativos, equipamentos de raio X e reações nucleares, esta energia pode remover elétrons das moléculas com as quais interagem, criando íons. A radiação ionizante, considerada como uma grande produtora de isótopos radioativos (radionuclídeos) por bombas e reatores nucleares tem aumentado as preocupações sobre os efeitos da radioatividade na saúde humana e no meio ambiente. Os radionuclídeos são formados em grande quantidade como resíduos em usinas nucleares de geração de energia, cuja disposição final é um problema (MANAHAN, 2001).

Segundo Lozan et al (2011), Baird e Cann (2011) e Manahan (2001), existe uma forte conexão entre a hidrosfera e a litosfera, ambas afetadas pelas atividades humanas. Os autores exemplificam que, qualquer alteração sobre o uso da terra que cause uma transformação de ocupação da mesma (transformação de floresta em área agrícola, por exemplo) ou a intensificação da produção agrícola em uma determinada área, pode reduzir o grau de cobertura vegetal com o conseqüente decréscimo da evapotranspiração, afetando assim o microzoneamento climático da região com alterações dos índices de precipitação. Outros resultados do processo de transformação do uso da terra são: aumento do escoamento superficial direto da chuva, erosão, acúmulo de sedimentos nos corpos hídricos e aceleração do ciclo de nutrientes com o conseqüente enriquecimento dos mesmos em águas superficiais e efeitos de alterações profundas nas características químicas e biológicas dos corpos hídricos.

Assim sendo, verifica-se que a maioria dos impactos na água (poluição, acidificação, eutrofização e assoreamento) está diretamente relacionado ao impacto de uso da terra.

O reconhecimento, por parte da comunidade internacional, da existência de processos de desertificação em escala global vem constituindo em crucial desafio para todos os países e, em especial, para aqueles em desenvolvimento. O conceito atualmente aceito pelas Nações Unidas para desertificação é "a degradação da terra nas regiões áridas, semiáridas e subsumidas secas, resultante de vários fatores, entre eles as variações climáticas e as atividades humanas". As regiões áridas e semiáridas espalham-se por todos os continentes do globo: ocupam 1/3 de toda a superfície da terra e abrigam cerca de 1/6 de toda a população. Entretanto, o conceito de desertificação não respeita as disciplinas tradicionais da ciência por ser um conceito transdisciplinar com diferentes formas de abordagem do problema. O próprio conceito de "degradação da terra" já é complexo o suficiente considerando-se diferentes componentes: degradação de solos, degradação da vegetação, degradação de recursos hídricos e redução da qualidade de vida da população. Esses quatro componentes dizem respeito a quatro grandes áreas de conhecimento: físico, biológico, hídrico e socioeconômico. MATALLO (2001).

O assoreamento dos rios e reservatórios é resultado da sedimentação das partículas do solo. Segundo os autores, a substituição de florestas por uma vegetação rasteira, frequentemente manipulada de forma inadequada, leva à maior exposição do solo, que passa a ser mais susceptível aos agentes erosivos com sua consequente desnutrição e perda da capacidade de absorção de água. Como consequência, ocorre maior escoamento superficial, intensificando a erosão. Esta perda de solo causada pela erosão possui potencial de assoreamento dos rios e lagos (LOZAN et al 2011).

Segundo Riccomini et al (2009), as inundações constituem um dos principais acidentes geológicos. As inundações ocorrem em função do aumento do volume da precipitação e redução da área de infiltração das águas pluviais nas áreas urbanas, levando a um rápido escoamento superficial rumo a um rio originalmente com sua planície de inundação densamente ocupada. A construção de barragens também representa um tipo de inundação, com o intuito de aproveitar a água para a geração de energia elétrica, abastecimento ou

irrigação. Porém, além de acarretar o impacto da sedimentação, ou seja, a retenção de sedimentos e o consequente assoreamento do reservatório, por vezes em sua construção, alagam áreas cultiváveis, núcleos urbanos, reservas florestais, monumentos históricos, sítios arqueológicos e geológicos.

A qualidade da água potável tem sido considerada como um fator determinante para o bem-estar da humanidade ao longo da história. Entretanto, atualmente produtos químicos tóxicos transportados pela água põem em risco o abastecimento seguro de água em países industrializados. Graves problemas de saúde estão relacionados às substâncias químicas sintéticas que surgiram após a Segunda Guerra Mundial (a chamada “revolução química”). Ironicamente, substâncias químicas desenvolvidas para controlar doenças, aumentar a produção de alimentos e a expectativa de vida das pessoas, tornaram-se uma ameaça à saúde humana e à biodiversidade do planeta, colocando em risco os sistemas de suporte à vida. Existem várias fontes possíveis de contaminação aquática por produtos químicos tóxicos: resíduos da indústria química, efluentes industriais, operações da indústria de mineração, escoamento superficial com pesticidas em terras agricultáveis, entre outros. O conhecimento das fontes poluidoras e da química do ambiente aquático, assim como o entendimento das interações e efeitos dos poluentes contidos na água, é essencial para o controle da poluição de forma ambientalmente segura e economicamente aceitável. A gestão dos recursos hídricos requer um planejamento dos usos múltiplos da água com o uso da bacia hidrográfica como unidade de gestão sem esquecer que para grandes metrópoles atualmente é utilizado o conceito de macrometrópole como unidade de gestão. Esta gestão deve ser focada no incentivo à prevenção da poluição visto que normalmente as tecnologias utilizadas para o tratamento e remediação apenas transferem o problema concentrando os poluentes no lodo ou lançando-os para a atmosfera (na forma de voláteis ou resultante da queima do lodo). (ARAÚJO, 2000, MANAHAN, 2001; MORITA, 2010 ; TUNDISI ; TUNDISI , 2011; SILVA et al , 2012).

A ecotoxicidade aquática, por se tratar da categoria de impacto para a metodologia aqui proposta será tratada com maior ênfase no item 3.9.

4.1.3 Panorama dos Recursos Hídricos no Brasil

O Brasil possui 12% da disponibilidade de água do mundo, distribuída em 12 regiões hidrográficas. Entretanto esta distribuição é desigual pelo país, pois 75% da água disponível no Brasil está alocada na região Amazônica, onde há concentração de apenas 5% da população brasileira. O restante (25%) está alocado pelo resto do país, com a concentração de 95% da população (THOMAS, 2011; ANA, 2013). A Figura 1 apresenta a disponibilidade hídrica superficial estimada para o país.

Figura 1-Disponibilidade hídrica superficial estimada para o Brasil (Fonte: ANA, 2013)

A Gestão de Recursos Hídricos no Brasil possui caráter estratégico pelo fato de subsidiar a identificação de necessidades e a definição de ações no futuro. O crescimento demográfico e econômico do país nos últimos 30 anos, vem aumentando também a pressão sobre os recursos hídricos, principalmente pela distribuição desigual da água.

Com o objetivo de aperfeiçoar a gestão, em 1997, foi aprovada a Lei nº 9.433 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Este instrumento fortaleceu o país para o desafio de tentar equacionar os potenciais conflitos gerados entre disponibilidade-demanda em função do crescimento urbano, industrial e agrícola, e o avanço da degradação ambiental de rios e lagos. De modo a assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, a citada Lei denominada de “Lei das Águas” (Brasil, 1997) fundamenta que a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades. Para isso, a lei estabelece como diretriz que não deve haver dissociação dos aspectos quantidade e qualidade na Gestão dos Recursos Hídricos, sendo que estes devem se adequar às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do país.

A gestão de recursos hídricos no Brasil, embasada na Lei das Águas, também deve ser de forma integrada com a gestão ambiental, articulada ao uso do solo e ao planejamento do recurso com setores usuários. Os planejamentos regional, estadual e nacional devem ser considerados assim como a gestão do recurso deve ser feita de forma integrada à gestão das bacias hidrográficas com a dos sistemas estuarinos e zonas costeiras (MMA, 2013)

Segundo a ANA^b (2013), a Lei Nº 9.433/1997, que regulamentou o artigo 21 da Constituição Federal¹, criou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos –

¹ Compete à União instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de seu uso

SINGREH , sacramentando que a gestão dos recursos hídricos no Brasil não se daria por uma única instituição pública, mas por meio deste sistema. O SINGREH foi idealizado para realizar a gestão dos recursos hídricos de forma descentralizada, integrada e participativa, de modo que diversas instituições com diferentes atribuições se entrelaçariam com um objetivo único: a gestão das águas.

Integram o SINGREH:

- Conselho Nacional de Recursos Hídricos;
- Agência Nacional de Águas;
- Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal;
- Comitês de Bacia Hidrográfica;
- Os órgãos dos poderes públicos federal, estaduais, do Distrito Federal e municipais cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos; e
- Agências de Água.

São instrumentos na gestão dos recursos hídricos no Brasil:

- Plano de Recursos Hídricos;
- Enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes;
- Outorga de direito de uso dos recursos hídricos e
- Cobrança pelo uso da água.

Atualmente, o Brasil busca a interação dos instrumentos de gestão e planejamento de recursos hídricos com o setor de saneamento, buscando maior eficiência na implementação das políticas públicas (MMA, 2013 ; ANA^b, 2013).

4.2 Recursos Energéticos

Este item mostra a problemática da questão energética dentro do contexto internacional, traz uma breve visão sobre o panorama dos recursos no Brasil e cita exemplos de possíveis instrumentos de gestão.

4.2.1 A problemática da questão energética no contexto internacional

A energia, dependendo da fonte de obtenção, pode impor custos ambientais e sociais além de contribuir para a alteração climática e exaurir os recursos naturais. A energia primária consumida mundialmente, proveniente de fontes não renováveis (petróleo, carvão, nuclear e gás natural), no final da década de 90, correspondia a aproximadamente 86% do total, contra apenas 14% das fontes renováveis. Do total de energia consumida no mundo, 53% corresponde ao consumo de alguns poucos países considerados como desenvolvidos pelas Nações Unidas, enquanto os demais (a grande maioria) são os responsáveis pela parcela de 47%. Entretanto, os países da OECD com o passar dos anos se tornaram cada vez mais dependentes do suprimento de energia através da importação. Com o advento da preocupação mundial sobre as mudanças climáticas com causa centrada na intervenção antrópica de emissão de gases poluentes, a busca pela substituição de energias não renováveis pelas renováveis se tornou crescente nas últimas décadas (UNDP, 2000; EIA^a, 2013 ; EIA^b, 2013).

Segundo TDG(2011), existe uma tendência natural de substituição gradual de energia não renovável por renovável. Os mesmos autores sugerem que este processo de substituição deverá ser acompanhado de um processo de economia de energia caso sejam adotadas iniciativas de investimento em projetos de eficiência energética (otimização da relação entre a quantidade de energia empregada em uma atividade e aquela disponibilizada para sua realização).

Os efeitos da mudança climática no ciclo hidrológico devem ser considerados no planejamento da produção de bioenergia em larga escala, uma vez que as variações espaciais e temporais de disponibilidade de água devem ser acentuadas devido à alteração da frequência, intensidade e duração dos níveis de precipitação. A alteração no escoamento superficial implica diretamente na alteração do nível de recarga de rios e aquíferos afetando diretamente a qualidade da água, com menos poder de diluição de poluentes lançados nos corpos hídricos. (UNEP, 2011)

Apesar de ser internacionalmente reconhecida a relação entre obtenção de energia e impactos ambientais, o foco sempre esteve direcionado para as emissões atmosféricas (UNDP, 2000).

Com o objetivo de analisar o impacto do aumento da produção de energia renovável na quantidade e qualidade da água, estudos concluem que o aumento da demanda mundial de biocombustíveis necessita do incremento na produção de biomassa através da intensificação do uso da terra, na qual o alto rendimento está associado ao maior uso de fertilizantes e pesticidas com consequente aumento de contaminação aquática. (SAULINO, 2011).

4.2.2 Panorama dos Recursos Energéticos no Brasil

Em 2012, as energias renováveis representaram 42,4 % da matriz energética brasileira com participação crescente da biomassa agrícola e etanol. A Figura 2 apresenta o consumo de energia por fonte de um total de energia disponibilizada de 283,6 milhões de toneladas equivalentes de petróleo (BEN, 2013).

Figura 2: Consumo final de energia por fonte em 2012 (fonte BEN,2013)

Em um cenário de crescente preocupação com ações sustentáveis nas diversas dimensões, o Brasil tem muito a contribuir em um dos principais desafios do século: segurança energética com o aumento da população mundial e consequente aumento no consumo per capita de energia. O país possui forte estratégia em energia oriunda da agricultura devido à posição de destaque no cenário mundial em termos de participação de energia renovável na matriz energética. De acordo com a Figura 2, o etanol representa um consumo de aproximadamente 11 milhões de toneladas equivalente de petróleo². Atualmente, a cana-de-açúcar e seus derivados são a segunda principal fonte de energia primária da matriz energética nacional. Além do etanol, o biodiesel também já conta com participação relevante na matriz de combustíveis. Desta forma, as principais fontes de energia agricultáveis no Brasil

² A tonelada equivalente de petróleo (tep) é uma unidade de energia definida como o calor libertado na combustão de uma tonelada de petróleo cru, adotado pelo BEN (2013) o petróleo de referência de 10000 kcal/kg. Portanto 1 tep equivale a aproximadamente 42 GJ .

são: cana-de-açúcar, soja, palma (dendê), girassol, algodão, amendoim, mamona e pinhão manso, além das florestas energéticas para a obtenção de carvão vegetal (MAPA,2013).

4.2.3 Gestão dos Recursos Energéticos no Brasil

O Brasil, rico em recursos naturais, tem o grande privilégio de compor sua matriz energética com a participação de energias renováveis entre as mais elevadas do mundo. Enquanto o Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro cresceu 2,3% entre os anos de 2012/2013, a oferta interna de energia teve um crescimento de 4,5%. Os setores industrial e de transporte são os principais responsáveis pelo consumo de energia (aprox.66%), enquanto as residências participam com 9,1%. O setor industrial utiliza 56% de energia renovável, 19,5% oriunda do bagaço da cana, enquanto que o setor de transporte utiliza 17% de energia renovável, 14,3% oriunda do etanol. A diminuição do nível de água nos reservatórios fez com que a geração de energia por hidroelétricas diminuísse, aumentando assim o consumo de combustíveis primários em termoeletricas com consequente aumento de perdas no processo de transformação (BEN, 2014).

A gestão dos recursos energéticos no Brasil depende de um Planejamento Integrado, de modo a permitir que a produção nacional de energia seja eficiente nas dimensões econômica, social, ambiental, política e cultural. É preciso o estabelecimento de critérios para a seleção dos recursos que farão a composição da matriz energética de forma sustentável ao longo dos anos.

Segundo Baitelo (2006), o planejamento deve ser feito em relação às projeções de demanda com o levantamento de todas as opções em conjunto com a eficiência e potencial energético de cada fonte considerando-se as quatro citadas dimensões em todos os setores.

Segundo relatório do grupo de trabalho do Painel Internacional de Recursos da UNEP (2011), o mundo enfrenta um processo de transição para uma economia verde dentro de um

contexto de sustentabilidade. Assim sendo, o desacoplamento entre crescimento econômico e degradação ambiental é necessário para o gerenciamento de recursos. Em outras palavras, esta desvinculação seria necessária para se alcançar, através da inovação tecnológica, menor uso de recursos por unidade econômica, proporcionando assim, conseqüentemente, menos impactos.

4.3 A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) teve início na década de 1960 e evoluiu ao longo dos anos com números crescentes de estudos em diferentes métodos de avaliação de impacto, conforme cronologia apresentada:

- Década de 1960: Segundo Svoboda (1995) e Giudice et al (2006), a origem e evolução do pensamento sistêmico sobre o ciclo de vida de um produto aponta que, na década de 1960, cientistas preocupados com a possibilidade de escassez do recurso petróleo começaram a estudar o impacto do consumo de energia ao longo do seu ciclo de vida (desde a sua extração), resultando em estudos de modelagem global que previam os efeitos do crescimento mundial da população sobre a demanda de recurso finito (petróleo) para o suprimento de energia e matéria-prima. A metodologia de ACV foi inicialmente utilizada em um estudo da empresa fabricante de Coca-Cola no ano de 1969 para comparar o consumo de recursos e emissões associadas na fabricação de diferentes tipos de embalagem da citada bebida. Este estudo, com a visão do ciclo de vida, buscou identificar qual tipo de embalagem, com diferentes matérias-primas proporcionava menor demanda de recursos materiais e energéticos e também menores lançamentos de resíduos para o meio ambiente.
- Década de 1970: Ian Boustead realizou um sistema de inventários de ciclo de vida de 1972 a 1979. A metodologia continuou a ser desenvolvida nas décadas

seguintes com um rápido crescimento no número de praticantes. Também nesta década, a agência de proteção ambiental dos Estados Unidos - U.S. Environmental Protection Agency (EPA) redefiniu esta metodologia criando uma abordagem conhecida como Resource and Environmental Profile Analysis (REPA), traduzida como Análise de Recursos e Perfis Ambientais. Aproximadamente 15 REPAs foram elaborados entre 1970 e 1975 guiados pela crise do petróleo de 1973.

- Década de 1980: início da preocupação com o gerenciamento de resíduos perigosos, incorporando a lógica do ciclo de vida em avaliações de risco. Também nesta década iniciou-se a preocupação com as emissões através do “movimento verde” na Europa. O uso do ciclo de vida foi consolidado em um método denominado ECOBALANCE enquanto que o método REPA era consolidado nos Estados Unidos. Esta década também foi a responsável pela difusão do conceito de ciclo de vida na qual empresas multinacionais como Procter&Gamble iniciaram estudos comparativos de embalagens de sabão em pó e surfactantes (detergentes).
- Década de 1990: origem do processo de padronização internacional para aplicação da metodologia de ACV com a publicação de norma ISO 14040 no final da década de 90 (EEA, 1997). Também nesta década, o Conselho Mundial de soluções para resíduos sólidos finalizou um estudo de ACV comparativo em energia e impactos ambientais de diferentes tipos de sacolas de supermercado (papel ou plástico). Estudos semelhantes para fraldas descartáveis foram realizados, gerando grandes polêmicas nos resultados alcançados. Na época, concluiu-se então que a avaliação apresenta diferentes resultados dependendo do foco avaliado: energia, recursos, água, resíduos (sólidos, atmosféricos, líquidos) e da fronteira adotada. A Figura 3 mostra a

evolução da aplicação da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) com a entrada da Organização Internacional de Normalização ISO, através do lançamento da primeira norma da série ISO 14040 em 1997, que deu início ao processo de padronização das principais diretrizes de uma ACV através de diversas normas subseqüentes, elaboradas entre 1997 e 2000:

- ISO 14040: Princípios e Estrutura;
 - ISO 14041: Definições de escopo e análise do inventário;
 - ISO 14042: Avaliação do impacto do ciclo de vida;
 - ISO 14043: Interpretação do ciclo de vida;
 - ISO TR 14047: Exemplos para a aplicação da ISO 14042;
 - ISO TS14048: Formato da apresentação de dados;
 - ISO TR 14049: Exemplos de aplicação da ISO 14041 para definição de objetivos e escopo e análise de inventário.
- Primeira década do século XXI: em 2000, dadas as expectativas de início de um novo século, ministros ambientais de diversos países se reuniram em Malmo na Suécia para elaborar uma declaração, que estabelecia a agenda do Século XXI em uma economia baseada no Ciclo de Vida de Produtos. Em 2002, embasadas na declaração de Malmo, a United Nations Environment Programme (UNEP) e a Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) se uniram e lançaram a *Life Cycle Initiative* com o propósito de difundir a aplicação e uso desta metodologia no mundo (Figura 3). Fundada em 1972, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA ou UNEP) é a principal autoridade global em meio ambiente, sendo a agência do Sistema das Nações Unidas (ONU) responsável por promover a conservação do meio ambiente e o uso eficiente de recursos no contexto do desenvolvimento sustentável. A SETAC foi fundada em 1979, possui caráter interdisciplinar entre cientistas das diversas áreas de conhecimento com a

finalidade de encontrar soluções para problemas ambientais. Atualmente, a SETAC é composta por grupos da Academia, Governo e Indústria.

Figura 3 - Evolução da Avaliação do Ciclo de Vida no mundo (Fonte: elaboração da autora, adaptado de Giudice et al, 2006).

Em 2006, a ISO revisou e publicou uma segunda edição das normas da série 14040 sobre ACV que foram traduzidas pela ABNT em 2009: As normas ABNT NBR ISO 14040, Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e Estrutura e ABNT NBR ISO 14044, Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e Diretrizes anulam e substituem as normas anteriores.

A metodologia Internacional de ACV, utilizada de forma crescente como uma ferramenta em processos de tomada de decisão rumo ao desenvolvimento sustentável, pode adotar critérios ambientais, sociais e econômicos na fase de avaliação de impactos. Ao considerar o ciclo de vida do produto, desde a extração da matéria-prima necessária para a produção até a disposição final, faz com que a palavra *footprint* ganhe uma visão mais ampla e sistêmica sobre o que realmente representa a pressão do ser humano no ambiente.

As normas em uso atualmente preveem que a elaboração de uma ACV está estruturada em quatro fases para diversas aplicações conforme a Figura 4.

Figura 4 - Fases de uma ACV (Fonte: ABNT NBR ISO 14040).

A fase de elaboração de inventários está inserida na fase de análise na qual são calculados todos os aspectos ambientais em todo o ciclo de vida do produto: emissões atmosféricas, emissões de carga ambiental para os corpos hídricos (geração de água residuária), consumo de recursos naturais e energéticos (inclusive água), geração de resíduos sólidos e necessidade de transformação, ocupação e uso da terra. Desta forma, a partir dos inventários do ciclo de vida de um produto, é possível extrair diversos tipos de indicadores de *footprint* para cada produto. No entanto, estes indicadores representam apenas uma contabilização dos aspectos (consumo de recursos e emissões), sem refletir o impacto causado. A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida sugere então que, após a fase de análise dos inventários do Ciclo de Vida, cada aspecto seja relacionado ao seu respectivo impacto (fase de avaliação de impacto), avaliando a “pegada” tanto na dimensão quantitativa (o tamanho da pegada) quanto na dimensão qualitativa (a profundidade da pegada, ou o seu impacto).

A aplicabilidade da metodologia como uma ferramenta ambiental tornou possível a obtenção, por exemplo, de indicadores como o *Wood Footprint* para o cálculo do ciclo de vida das emissões de gases que potencialmente causam o efeito estufa em produtos feitos de madeira (FWC, 2011).

Na década de 1990, Mathis Wackernagel, atual presidente da Global Footprint Network, em seu doutorado na University of British Columbia (Canadá), juntamente com o Dr. William Rees da Universidade de Toronto, definiram a pegada ecológica ou *Ecological Footprint* como uma métrica que permitia calcular a pressão humana no planeta (GFN, 2011). Esta denominação representa a área de ecossistema necessária para assegurar a sobrevivência de uma determinada população ou sistema. Desta forma, o método de cálculo da pegada ecológica se transformou em uma das ferramentas de avaliação do desenvolvimento

sustentável, transformando o consumo de matéria-prima e a assimilação de dejetos, de um sistema econômico ou população humana, em área correspondente de terra (VAN BELLEN, 2004).

4.4 Pegada Hídrica ou *Water footprint* : diferentes abordagens.

Sem se ater à metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida, o termo *Waterfootprint*, traduzido para o português como Pegada Hídrica, foi inicialmente utilizado dentro de uma abordagem sobre água virtual. Esse conceito, introduzido por Tony Allan no início da década de 1990, visava expressar o quanto alguns países tendem a suportar a deficiência hídrica de outros, com a exportação de produtos com um grande requerimento hídrico para a 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).

A contabilização do volume de água dentro do contexto de água virtual é importante para revelar a quantidade de água que está embutida em um produto dentro de sua cadeia de suprimentos. A Figura 5 mostra o fluxo de água virtual consumida através da produção agrícola dos diversos países.

Figura 5: Fluxo de água virtual (Fonte: Chapagain & Hoekstra (2004))

Atualmente existem diferentes abordagens para o termo *Water footprint* ou Pegada Hídrica. Hoekstra et al (2011), fundadores da *Waterfootprint Network (WFN)*, sugerem que a pegada hídrica seja representada pela soma (em volume) das águas azul, verde e cinza utilizadas na cadeia produtiva de um determinado produto, representando o tamanho da pegada que servirá de subsídio para a posterior avaliação da sustentabilidade.

O assunto foi trabalhado internacionalmente por um grupo de representantes de aproximadamente 40 países na elaboração de uma nova norma (ISO 14046) desde 2009 e entende que a pegada hídrica seja representada pelo impacto causado aos corpos hídricos em uma abordagem metodológica semelhante às sugeridas pelas ISOs 14040 e 14044 sobre Avaliação do Ciclo de Vida. Nessa abordagem, tanto o tamanho (com as devidas considerações das particularidades locais de disponibilidade de água) quanto a profundidade da pegada (com as respectivas avaliações de impacto) são consideradas.

4.4.1 Abordagem WFN

De acordo com Hoekstra (2007), a pegada hídrica é um indicador de uso da água, que leva em conta não só o uso direto de um consumidor ou produtor, mas também o uso indireto dos recursos hídricos. Assim, a pegada hídrica de um produto é o volume de água utilizado na produção deste, medida através de toda sua cadeia produtiva. A pegada hídrica de uma comunidade ou indivíduo é definida como o volume total de água, que é utilizado para produzir os bens e serviços consumidos pelo indivíduo ou pela comunidade e também pode ser calculada para qualquer grupo bem definido de consumidores, cidade, estado, país, entre outros. Pode ser calculada também para uma atividade, produto ou serviço específico.

Para Hoekstra et al (2011), a pegada hídrica representa a soma das pegadas hídricas azul, verde e cinza, na qual a pegada hídrica azul é representada pelo consumo dos recursos oriundos de águas superficiais e subterrâneas ao longo da cadeia produtiva de bens e serviços. Este consumo significa a perda de determinada quantidade de água dos corpos hídricos de

uma bacia hidrográfica. As perdas ocorrem quando esta água consumida é evaporada, retorna para outra bacia ou oceano, ou é incorporada ao produto. A pegada hídrica verde, segundo os mesmos autores, representa o consumo de água de chuva absorvida pelo solo e plantas, assim como a umidade do solo, sendo então o volume de água perdida pela evapotranspiração que caracteriza a necessidade hídrica de cada cultura.

Aldaya et al (2008) estimam que a pegada hídrica verde representa a maior parte dos fluxos de troca de água-virtual pelo mundo, especialmente através de produtos agrícolas. Chapagain and Hoekstra (2004) estimam que dois terços do volume total de água utilizada em cultivos agrícolas sejam de água verde.

A pegada hídrica cinza é definida como o volume de água necessário para assimilar a carga de poluentes contida nas águas residuárias durante a produção dos bens e serviços. O volume de assimilação ou diluição necessário, para o atendimento dos padrões de qualidade, é calculado baseado no volume real de efluentes não tratados dispostos nos corpos hídricos naturais. Isso significa que um aumento no uso dos sistemas de tratamento de águas residuárias irá reduzir a pegada hídrica cinza de um serviço (HOEKSTRA et al, 2011).

A Figura 6 exhibe uma representação esquemática dos componentes de uma pegada hídrica segundo Hoekstra et al (2011), mostrando que a mesma considera os usos diretos e indiretos da água para os três citados tipos de pegada hídrica, sem contabilizar o uso não consuntivo da água.

Figura 6 - Representação esquemática dos componentes de uma Pegada Hídrica (Fonte: Hoekstra et al, 2011)

4.4.2 Abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Segundo Koehler (2008), apesar da metodologia de Avaliação do Ciclo de vida possuir todos os requisitos para determinação da pegada hídrica de produtos, processos e serviços, a questão sobre o uso da água recebeu, historicamente, uma atenção limitada em estudos de ACV, supondo-se que os países desenvolvedores do método não enfrentavam dificuldades com relação à escassez de água.

A elaboração de uma ACV envolve a quantificação dos aspectos ambientais (consumo de recursos materiais e energéticos e emissões de poluentes) em todo o ciclo de vida de um produto que é representado pelas etapas que vão do *berço* ao *túmulo*, apresentadas na Figura 7

Figura 7 - Etapas da Avaliação do Ciclo de Vida de um produto
(Fonte: elaboração da autora)

A partir da separação dos usos de água em “consuntivos” (uso no qual há perda entre o que é derivado e o que retorna ao corpo hídrico) e “ não- consuntivos” (uso no qual não há perda), Owens (2002) classificou alguns indicadores para uso e consumo de água.

Heuvelmans et al. (2005) sugerem três categorias de impacto ambiental e seus respectivos indicadores ambientais, associados à disponibilidade hídrica. Duas das categorias sugeridas são relativas às entradas no sistema: esgotamento dos recursos (que diz respeito ao futuro das reservas hídricas) e uso do solo (que se preocupa com as mudanças das respostas relativas ao ciclo hidrológico de acordo com a ocupação do solo). A terceira categoria sugerida diz respeito às saídas do sistema: balanço hídrico regional, relacionado a riscos de escassez hídrica, enchentes e disponibilidade hídrica para locais à jusante.

Os métodos para a determinação da pegada hídrica relacionada à metodologia de ACV, podem variar desde a simples obtenção de inventários até complexos modelos de avaliação de impacto, na qual consequências para a saúde humana, ecossistemas e recursos naturais (tanto no ponto médio como no ponto final)³ são avaliadas. O desafio conceitual se inicia a partir da obtenção dos inventários do ciclo de vida, pois atualmente os mesmos não abrangem informações sobre a diferenciação geográfica, fluxos e qualidade da água (BERGER; FINKBEINER, 2011). A Figura 8 mostra as diferentes categorias de impacto sobre o uso da água no ponto médio e no ponto final.

Figura 8 - Categorias de impacto no ponto médio e ponto final (Fonte: elaboração da autora com base em EC, 2010)

³ Segundo consenso do grupo internacional de discussão sobre a nova norma ISO 14046, o ponto médio, dentro de uma categoria de impacto se refere ao problema e o ponto final se refere ao dano.

O desenvolvimento de metodologias de avaliação de impacto está em fase de amadurecimento. De acordo com Koehler (2008), em 2007, a “UNEP/SETAC Life Cycle Initiative” formou um grupo de especialistas para desenvolver um esquema de inventário de ACV integrado com a avaliação de uso da água e consequente caracterização de danos às áreas de proteção, saúde humana, qualidade dos ecossistemas e recursos naturais. Os esforços são direcionados ao desenvolvimento de metodologias que permitam a comparação e escolha entre alternativas de produtos baseados em diferentes sistemas de produção (por exemplo, escolher entre um produto cultivado com irrigação versus o mesmo produto produzido a partir de agricultura sem irrigação ou escolher o etanol produzido com tecnologia de primeira ou segunda geração) e que induzam mudanças nos padrões de consumo. Este grupo é composto por pesquisadores de diversas instituições acadêmicas e científicas e representantes de indústrias de todo o mundo. Bayart et al. (2010), em uma tentativa de refletir alguns resultados do citado grupo, sugerem uma série de indicadores de impacto em diversos níveis de produção, que refletem diferentes áreas de proteção, além de criar um esquema que possibilita diferenciar os impactos do uso da água em diferentes contextos regionais.

Pfister et al. (2009) propõem um indicador de “privação de água” para avaliação dos impactos causados pelo consumo dos recursos hídricos. Este indicador é calculado em função da escassez hídrica, considerando as condições hidrológicas regionais. Variações sazonais de precipitação e de capacidade de armazenamento hídrico também foram incluídas. O indicador proposto é posteriormente relacionado à categoria de danos à saúde humana assim como a desnutrição causada pela indisponibilidade de água potável para irrigação e redução de cultivos. Da mesma forma, o citado indicador também se relaciona à qualidade dos ecossistemas a partir da deficiência na *produção primária* (matéria orgânica) devido à escassez hídrica.

Na metodologia desenvolvida por Ridoutt e Pfister (2010) foi utilizado o índice de estresse hídrico (WSI - “water stress index”) desenvolvido por Pfister et al. (2009) para obter

os fatores de caracterização de estresse hídrico relevantes a cada região onde a água foi consumida.

Boulay et al^{1e2} apresentam algumas estruturas de avaliação de impactos sobre o uso da água em uma ACV em termos de avaliação do inventário, avaliação dos pontos médios (escassez, acidificação, eutrofização e uso da terra) e avaliação dos pontos finais (impactos relacionados à saúde humana, qualidade dos ecossistemas e recursos). Em um primeiro momento, apresentam um método de avaliação pela quantificação das entradas e saídas em inventários no qual é possível a consideração de fatores regionais baseados na funcionalidade, levando em consideração a retirada de água e o descarte com a definição de parâmetros (variáveis) de qualidade, tipo de fonte, escassez e variações sazonais. Os artigos sugerem diversas categorias de qualidade da água (variando desde excelente à inutilizável). A avaliação de impacto é feita então através de um fator de caracterização local, associado a um indicador de escassez que considera o consumo de água sobre a disponibilidade da mesma para cada categoria específica de água oriunda de diversas fontes, na qual, à medida em que aumenta a disponibilidade de dados é possível aumentar a qualidade dos resultados obtidos. Como fonte de dados sobre a qualidade da água na "entrada" são sugeridos dados da base Gemstat e na "saída" a base de dados doecoinvent de emissões para a água, caso não haja a possibilidade de dados empíricos. Em um segundo momento, os autores sugerem que o termo *Water footprint* esteja associado a todos os tipos de impacto que englobem o ponto médio e o ponto final de avaliação de impactos. Determina-se assim o indicador *WAP* (*Water Availability Footprint*), que é denominado uma avaliação preliminar sobre o stress hídrico relacionado ao consumo e à degradação da água. Em um terceiro momento, os autores sugerem uma avaliação sobre a pegada hídrica com o indicador *WFA* (*Water footprint assessment*) que avalia os impactos sobre o recurso água a partir de modelos já existentes (de eutrofização, ecotoxicidade, entre outros) com a criação de um "perfil de pegada hídrica" que, posteriormente ponderado entre os pontos finais de impacto pode resultar em um único indicador de Avaliação da Pegada Hídrica.

Ao fazer uma análise crítica entre as duas abordagens metodológicas, Santos (2011) conclui que as particularidades locais, a diversidade geográfica e as características de variação temporal dos recursos hídricos devem ser levadas em consideração nas análises para que sejam alcançados resultados significativos sobre o consumo de recursos hídricos, o que não é feito nos cálculos de pegada hídrica da metodologia pela WFN. A autora deste trabalho considera que os fatores de impacto locais são fundamentais nas análises, já que os impactos do consumo de água em regiões com abundância desse recurso são completamente diferentes dos impactos onde há escassez hídrica.

Categorias de impacto usadas em ACV

Uma ACV considera três categorias relacionadas ao ponto final de impacto: impactos à saúde humana, qualidade dos ecossistemas e esgotamento de recursos (EC, 2010).

A avaliação de impacto (no ponto final) no ciclo de vida de um produto pode ser considerada como um exercício no processo de análise da decisão. Os fatores a serem incluídos no modelo de caracterização devem ser selecionados de acordo com a relevância e combinados com modelos já estabelecidos cientificamente. Normalmente, são incluídos apenas os fatos informativos que irão contribuir para o processo, pois existe grande probabilidade de incerteza sobre os efeitos observados no ponto final.(HERTWICH e HAMMITT, 2011).

A SETAC (1999) apresenta uma lista de categorias de impacto com a respectiva associação à área de proteção envolvida (ponto médio e ponto final), ressaltando que a previsão de impacto no ponto final pode ser atingida empiricamente ou por associação à um modelo (tanto em nível local como regional). Os impactos podem ser associados às entradas (esgotamento de recursos) e saídas do sistema de produto (saúde humana e qualidade dos ecossistemas). A SETAC também expõe que impactos em uma escala local podem ser tratados por outras ferramentas analíticas, porém não podem ser utilizados de forma comparativa pois, em todos os níveis de escala, a unidade funcional de uma abordagem de ACV adiciona informações específicas que não são consideradas em outras ferramentas.

Segundo levantamento feito por Marzullo e Matai (2012) nos softwares SIMAPRO, GABI e base de dados do ECOINVENT, a aplicação de uma ACV pode considerar diversas metodologias de avaliação de impacto com relação ao uso da água. A Tabela 1 mostra os impactos relacionados e suas respectivas metodologias de avaliação.

A metodologia CML , desenvolvida pelo Center of Environmental Science (CML) of Leiden University na Holanda, possui uma abordagem orientada ao problema, considerando a ecotoxicidade um “ponto médio” de impacto. Possui fatores de caracterização, que transformam cada substância contida na carga poluidora em kg de 1,4 dichlorobenzeno equivalente (1,4-DB eq). Esta metodologia considera uma avaliação da ecotoxicidade ao longo de 20, 100, 500 anos e até sobre a contemplação “infinita” (CML, 2013; HUIJBREGTS et al, 2001).

A metodologia EDIP, desenvolvida pelo Institute for Product Development Technical University of Denmark, na Dinamarca para estudos de Avaliação do Ciclo de Vida, considera fatores de caracterização em m3 para a ecotoxicidade crônica e aguda (FRISCHKNECHT; JUNGBLUTH, 2007 ; LCA CENTER, 2011)

A metodologia IMPACT 2002 + é uma combinação de quatro métodos: IMPACT 2002, Eco-indicador 99, CML e IPCC. Os fatores de caracterização são expressos em kg de trietilenoglicol em água para cada quilo do respectivo poluente (JOLLIET, O. et al , 2003).

A metodologia RECIPE foi desenvolvida por RIVM (The National Institute for Public Health and the Environment , specialised Dutch government agency), CML, pré Consultants, Radboud Universiteit Nijmegen e CE Delft. O método permite optar pelo uso de indicadores para o ponto médio ou ponto final e foi criado para três perspectivas diferentes (igualitária, hierárquica e individualista). Na Ecotoxicidade igualitária, o tempo escolhido é extremamente longo. Substâncias são incluídas se houver apenas uma indicação qualquer sobre o seu efeito. Na perspectiva igualitária, os danos não podem ser evitados e podem levar a eventos catastróficos. Na Ecotoxicidade hierárquica, o tempo escolhido é longo. Substâncias são incluídas se existe um consenso quanto ao seu efeito. Na perspectiva hierárquica, os danos são considerados evitáveis com uma boa gestão. Na Ecotoxicidade individualista, o tempo escolhido é curto (menos de 100 anos). Substâncias são incluídas

mesmo que não haja prova completa sobre o seu efeito. Na perspectiva individualista, os danos são assumidos para serem recuperáveis pelo desenvolvimento tecnológico e econômico. Os fatores de caracterização são em kg de 1,4 dichlorobenzene equivalente (GOEDKOOOP, 2009; RECIPE, 2011).

O método USETOX, criado pela UNEP/SETAC - *United Nations Environment Program* (UNEP) e *Society for Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC), na iniciativa do ciclo de vida (*Life Cycle Initiative*), sugere fatores de caracterização para avaliar a ecotoxicidade aquática em uma abordagem comparativa. Este método considera a concentração efetiva na qual 50% da população apresenta algum efeito (EC50) e a equivalência para o fator de caracterização foi feita com o uso de bancos de dados dos valores médios correspondentes à mais de 3000 produtos químicos. O fator de equivalência é utilizado em kg/m³ (ROSENBAUM ET AL ,2008).

Apesar de o método USETOX oferecer fatores de caracterização calculados para um grande número de moléculas, inclusive pesticidas, proporcionando uma boa visão sobre os impactos potenciais da agricultura na ecotoxicidade aquática, a necessidade de uso de uma base de dados de práticas agrícolas, como a utilizada por Betthoud et al (2011), descaracteriza a necessidade iminente da avaliação de impacto local. Os fatores de emissão de pesticidas para a água dependem de variáveis como clima, geologia e pedologia do solo, data e técnica de aplicação entre outras.

Kourine et al (2013) elaboraram uma revisão sobre o estado da arte dos principais métodos que abordam o uso da água em inventários do ciclo de vida e suas respectivas avaliações de impacto. Os autores concluíram que os métodos existentes podem ajudar a compreender os desafios e riscos que os seres humanos enfrentam com relação ao uso da água em uma fase inicial dentro de um processo de tomada de decisões estratégicas. Entretanto,

alertam que os métodos existentes necessitam de um refinamento sobre a diferenciação espacial para a avaliação da incerteza.

4.4.3 ISO 14046 -

Tendo em vista os diferentes pontos de vista sobre as metodologias emergentes, a Organização Internacional de Normalização (ISO), através de um grupo de trabalho composto por especialistas de aproximadamente 40 países, iniciou em 2009, a elaboração de um rascunho preliminar sobre o que poderia ser considerado em uma norma de *Water Footprint*. Este rascunho preliminar se tornou oficial para a norma (FDIS) em fevereiro de 2014 e a norma foi oficialmente publicada em agosto de 2014, segundo resolução na plenária internacional da ISO que ocorreu em junho de 2014 no Panamá . O Brasil participou ativamente na elaboração desta proposta através de uma comissão de estudos do comitê brasileiro de meio ambiente da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT/CB38) composta por integrantes da academia, centros de pesquisa e indústria. Esta nova norma (ISO 14046) apresenta diretrizes para a avaliação da pegada hídrica dentro de uma abordagem de ACV baseada nas normas internacionais ISO 14040 e ISO 14044, traduzidas para o português segundo ABNT^{b,c}.

4.5 Ecotoxicidade Aquática

Existe um fluxo contínuo de materiais e energia entre as principais partes da biosfera: atmosfera, litosfera e hidrosfera. No processo de transporte, os compostos sofrem alterações em quantidade (concentração) e qualidade (alteração molecular por degradação ou reações químicas), que podem potencializar ou inativar os efeitos tóxicos. Segundo a Sociedade Americana de Química, existem cerca de 10 milhões de substâncias químicas mencionadas na literatura científica, sendo que das 70 mil de uso cotidiano, apenas 2 mil têm seus efeitos tóxicos conhecidos. A introdução de agentes químicos no ambiente (ecossistemas aquáticos e terrestres) se dá pela atividade antrópica, em seus diversos setores produtivos que despejam a

poluição através de diferentes fontes (efluentes líquidos, gasosos e resíduos sólidos), de forma difusa ou pontual. Depois que os contaminantes já se encontram no ambiente aquático, não é possível identificar o ponto de lançamento, dificultando assim o manejo ideal para prevenção, controle ou remediação dos impactos (ZAGATTO ; BERTOLETTI, 2006).

Segundo Wenzel et al (1997), algumas substâncias químicas possuem efeito tóxico quando lançadas no corpo d'água em uma concentração capaz de afetar os organismos vivos, a função e a estrutura dos ecossistemas aquáticos ou terrestres, caracterizando assim a ecotoxicidade.

A ecotoxicidade pode ser dividida em toxicidade aguda e crônica. A aguda significa um estímulo grave o suficiente para induzir rapidamente um efeito, ou seja, em testes de toxicidade aquática, um efeito observado em 96 horas ou menos é tipicamente considerado um efeito agudo. A toxicidade crônica, por sua vez, segundo as mesmas fontes, significa um estímulo que persiste ou continua por um período relativamente longo, muitas vezes de um décimo do tempo de vida ou mais. A toxicidade crônica deve ser considerada um termo relativo, dependendo do tempo de vida de um organismo. A redução do crescimento ou reprodução são formas de mensuração de um efeito crônico (USEPA, 1985 e 1991).

Segundo Zagatto (2008), o conceito de Ecotoxicologia nasceu no final da década de 1960 / início da década de 1970 a partir da necessidade de união de conceitos das disciplinas de Toxicologia e Ecologia, sendo definido posteriormente pela comunidade científica como:

“Ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio nas quais os organismos vivem num contexto integrado”.

A ecotoxicidade não é apenas o resultado da ação de substâncias isoladas, mas da interação e magnitude de vários agentes presentes em um determinado ambiente, perturbando o equilíbrio existente entre os organismos e o meio. No que se refere à proteção da vida aquática, os níveis de substâncias aceitáveis para a biota estabelecidos e baseados nos efeitos dos agentes tóxicos isolados, não consideram as interações sinérgicas, aditivas e antagônicas, que podem potencializar ou reduzir os efeitos danosos de misturas desses agentes químicos aos organismos aquáticos. Alguns estudos observaram um potencial toxicológico muito maior em organismos expostos aos efeitos sinérgicos de misturas ambientais de compostos químicos ou sintéticos (MARKING, 1985; BERTOLETTI et al , 1989; BAILEY et al., 1997; BELDEN; LYDY, 2000; ALTENBURGER et al., 2000; CHRISTENSEN et al.,2001; ANDERSON;LYDY, 2002; FRANKLIN et al., 2002; ZAGATTO;BERTOLETTI, 2008)

Existem vários testes ecotoxicológicos para avaliar as concentrações de acordo com a duração da exposição a estes agentes químicos necessárias para produzir um efeito agudo ou crônico. Um teste ecotoxicológico é desenvolvido para mensurar o grau de resposta produzida por um nível específico de estímulo a um dado microorganismo. A contaminação, transporte, transformação e disposição final de um contaminante introduzido em um ambiente aquático dependem principalmente das propriedades do ambiente e das características do contaminante (RAND ; PETROCELLI,1985; Costa et al ,2008).

Costa et al (2008) descrevem os testes de toxicidade aguda e crônica, de acordo com os padrões da ABNT e CETESB, que devem ser aplicados com diferentes organismos

aquáticos e de diferentes níveis tróficos. Estes testes normalmente são aplicados para avaliar o potencial de uma substância em causar um efeito danoso a um organismo vivo. Os mesmos autores apresentam a definição dos principais termos usados em testes de toxicidade, e os resultados para substâncias específicas, normalmente expressos em mg/l, enquanto os resultados de testes com efluentes ou águas contaminadas são expressos em porcentagem (%).

A avaliação da ecotoxicidade aquática visa determinar a qualidade da água através de bioensaios com organismos vivos que são indicadores da toxicidade. O resultado dos testes mostra o nível da qualidade da água, tanto em termos de compostos orgânicos como inorgânicos, incluindo os metais, os pesticidas, esgoto doméstico e industrial (MONTEIRO, 2007).

Os organismos para teste devem ser selecionados de acordo com sua sensibilidade aos agentes químicos (quanto mais sensível a maior diversidade de químicos, melhor). Para que seja garantida a representatividade e a reprodução dos testes, esta sensibilidade deve ser relativamente constante. Para tanto, conhecimentos prévios da biologia da espécie, como reprodução, hábitos alimentares, fisiologia e comportamento, tanto para o cultivo quanto para a realização dos testes, é necessário. A *Daphnia* e a *Ceriodaphnia* (também chamadas de pulgas d'água), exibidas na Figura 9, são os micro crustáceos mais recomendados para os bioensaios de água doce pelo fato de serem espécies que apresentam condições de cultivo em laboratório, são de pequeno porte, possuem ciclo de vida não muito longo, estabilidade genética e possibilitam a obtenção de lotes uniformes de organismos. (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Figura 9 - Daphnia e Ceriodaphnia, micro crustáceos de água doce (Fonte: Zagatto e Bertoletti, 2006)

A resolução brasileira CONAMA 357 (2005) adotou igualmente a classificação de efeitos agudo e crônico para a mensuração da ecotoxicidade. O efeito tóxico agudo, segundo esta mesma resolução, constitui o efeito deletério aos organismos vivos ocasionando usualmente letalidade ou alguma outra manifestação que a antecede, em um curto período de exposição; já no efeito tóxico crônico, as substâncias afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, tais como a reprodução, o crescimento e o comportamento, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte deles;

Wenzel et al (1997) apresentam fatores de caracterização da ecotoxiicidade determinados pelo produto entre a dispersão da substância no ambiente, a característica ecotoxicológica e a biodegradabilidade.

Os efluentes industriais e agrícolas fornecem uma grande contribuição quanto a carga tóxica contida em uma bacia hidrográfica e estações de tratamento (quando os mesmos são lançados na rede de esgoto). Assim sendo, torna-se notória a necessidade de elaboração de testes de ecotoxicidade em efluentes de modo a permitir a identificação e a redução da carga tóxica recebida nas ETEs através de um programa de pré-tratamento dos efluentes mais tóxicos e de elevada vazão. Quando se aplica ensaios ecotoxicológicos em efluentes, a toxicidade aguda é geralmente expressa em concentração letal ou efetiva a 50% dos organismos expostos à solução durante curto período de exposição (geralmente de 24 a 96 horas para CL50 ou CE50). Quanto maior o valor do CL50, em termos de porcentagem, menos tóxico é o efluente pelo fato do mesmo ser uma unidade de medida inversa (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

4.6 Unidades de Processo Agrícolas e a contaminação hídrica

O uso intensivo de fertilizantes e agroquímicos (agrotóxicos e pesticidas), proporciona um grande potencial de contaminação dos corpos hídricos (RÜEGG et al. , 1987; PEREIRA, et al., 1996 ; DORES & DE-LAMONICA-FREIRE ,2001; LAABS et al, 2002). Análises por cromatografia e espectrometria de massa são capazes de atestar a presença de agrotóxicos em águas superficiais e subterrâneas , inclusive em águas classificadas dentro dos parâmetros de potabilidade (BALINOVA, 1993; BARCELÓ et al. ,1996; BRAMBILLA et al., 1993; TEKEL & KOVACICOVÁ, 1993; Z AHRADNÍCKOVÁ, et al., 1994; YOUNES & GALAL-GORCHEV, 2000).

Apesar dos agrotóxicos serem reconhecidos pelos efeitos benéficos à produção agrícola e, sobretudo aos programas de saúde pública (controle de vetores de doenças tropicais e subtropicais), eles podem causar efeitos deletérios aos organismos não alvo através da contaminação das águas devido a: aplicação dos produtos no tratamento das culturas; aplicação direta dos produtos para erradicação de plantas aquáticas; lavagem do solo ou lixões contendo resíduos de produtos tóxicos; efluentes domésticos e industriais contaminados e

chuvas contaminadas com resíduos voláteis de agrotóxicos (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Segundo Santos (2008), testes de toxicidade são frequentemente executados com água e sedimento para avaliar a toxicidade de efluentes industriais e agrícolas assim como avaliar os riscos de impactos antropogênicos sobre a biota de um ecossistema aquático. Em seu trabalho sobre avaliação da qualidade da água por meio de testes ecotoxicológicos na região do rio Corumbataí houve registro de toxicidade para a maioria dos organismos utilizados em todos os pontos de coleta, desde o ponto mais próximo à nascente até o ponto mais próximo à foz. A sub-bacia do rio Corumbataí possui solo predominantemente do tipo arenoso, com relevo acidentado onde o histórico predominante da cultura de cana-de-açúcar emprega uma vasta gama de produtos que podem alcançar os corpos hídricos.

O potencial de contaminação dos rios e sedimentos pelos produtos utilizados na agricultura está diretamente associado, além da frequência e quantidade utilizada, às suas propriedades de solubilidade em água, mobilidade no solo e persistência. Foram detectados herbicidas normalmente utilizados por atividades agrícolas nas amostras de água com concentrações suficientes para atingir alguns organismos testados. A presença destes herbicidas sugere que a sub-bacia do rio Corumbataí é altamente susceptível de contaminação pela agricultura intensiva da região. O nível de contaminação desta sub-bacia, por ser de larga escala, ameaça a biota aquática (MONTEIRO et al, 2008).

Segundo Younos e Weigman (1998) apud Zagatto e Bertolotti (2006), “quando um agrotóxico atinge o meio aquático, ele pode permanecer dissolvido na água, ser adsorvido na matéria em suspensão, depositar-se no sedimento, acumular-se nos organismos vivos, degradar-se ou volatilizar-se. A dinâmica de interação dos agrotóxicos no ambiente aquático é complexa, sendo influenciada pela combinação das propriedades físico-químicas e biológicas no meio”.

Segundo Armas (2006) a ocorrência dos compostos agrotóxicos em corpos hídricos é observada em picos, associados à frequência de aplicação, ocorrência de chuvas e fatores pedológicos favoráveis ao deslocamento da água na bacia. A Figura 10 apresenta imagens do potencial de contaminação nos rios da bacia do rio Corumbataí.

Figura 10: Potencial de contaminação ecotoxicológica nos rios da bacia Corumbataí (FONTE: Monteiro, 2007)

Armas (2006) diagnosticou a necessidade de monitoramento das águas superficiais para a verificação da presença de agrotóxicos devido ao seu alto grau de periculosidade. Porém, seu trabalho também aponta que o alto custo dos processos analíticos exige a definição de parâmetros (variáveis), que permitam estimar o aporte destes produtos nos corpos hídricos, de modo a colaborar no processo de decisão sobre as atividades antrópicas da bacia.

5. RESULTADOS

Os resultados deste trabalho compreendem:

- Análise crítica sobre o uso da metodologia de ACV para a obtenção de indicadores de Pegada Hídrica passíveis de comparação.
- Desenvolvimento e proposta de uma nova metodologia para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica (PHE) sob a ótica de ACV
- Estudo piloto para a obtenção da PHE do etanol hidratado

5.1 Análise crítica sobre o uso da metodologia de ACV para o cálculo da PHE

Durante a elaboração do estudo piloto para a obtenção da PHE do etanol hidratado (apresentado no item 5.3), foi feita uma análise crítica sobre a metodologia de ACV com a intenção de diagnosticar dificuldades e propor soluções. Foram identificadas dificuldades na terminologia, nos processos de definição do objetivo, escopo, análise do inventário, avaliação do impacto e interpretação do estudo.

5.1.1 Terminologia ,

O termo *Unit Process* exposto na ISO 14040 foi traduzido para o português como “processo elementar” . Entretanto, o termo “processo elementar” utilizado neste estudo é referente a cada etapa do processo (fase) enquanto o termo “unidade de processo” é utilizado aqui como a fronteira porta-a-porta, caracterizando assim que cada unidade de processo é composta por vários processos elementares.

O uso do termo “unidade de processo” como a unidade produtora de qualquer produto em uma fronteira *gate-to-gate* facilita o processo de monitoramento (portão de entrada e

portão de saída da indústria ou área agrícola). No entanto, cada unidade de processo pode conter vários processos elementares, que segundo a norma ISO 14040 significa “o menor elemento considerado na análise de inventário do ciclo de vida para o qual dados de entrada e saída são quantificados”.

Assim sendo, a metodologia desenvolvida utiliza o termo “processo elementar” para caracterizar as diferentes fases de cada processo produtivo. Para as unidades de processo que produzem mais de um produto, muitas vezes ocorre que algumas fases (processos elementares) são comuns.

5.1.2 Processo de definição do objetivo do estudo

Todos os trabalhos de ACV se iniciam com a definição do objetivo do estudo. Identificou-se a necessidade de deixar claro na definição do objetivo do estudo, a questão que se quer responder em termos de impacto ambiental. No caso de impactos relacionados à água (pegada hídrica), é preciso formular a pergunta a ser respondida pelo estudo com a perspectiva de uso do indicador obtido.

5.1.3 Processo de definição do escopo do estudo

A definição da função do produto faz parte da definição do escopo de uma Avaliação do ciclo de vida (ACV). Na medida em que é possível um mesmo produto exercer várias funções, é estritamente necessária a definição clara sobre a função que o mesmo exerce.

O produto “cana-de-açúcar”, por exemplo, pode exercer a função de produção de açúcar (mascavo, demerara, cristal, refinado ou açúcar de confeitaria); álcool usado para combustível (etanol anidro ou etanol hidratado); cachaça (diversos teores alcoólicos) ou álcool utilizado para outros fins (fármacos).

Todo produto possui uma função caracterizada pelo desempenho do mesmo. Por exemplo, a função de um veículo é o transporte que poderá ser quantificado através do deslocamento em uma determinada distância; a função de um combustível é fornecer serviços energéticos. Assim sendo, um combustível fornece energia para um veículo, de modo que este possa realizar o trabalho deslocamento. A energia contida em 1 litro de álcool é diferente da energia contida em 1 litro de gasolina, ou 1 litro de diesel ou 1 litro de biodiesel. Dependendo da eficiência de cada motor, de acordo com o peso a ser transportado e da velocidade média do veículo, 1 MJ de energia poderá realizar diferentes dimensões de trabalho. Desta forma, é conveniente o estabelecimento da função do combustível como simplesmente o fornecimento de serviços energéticos, fazendo com que seja possível a aplicação desta energia posteriormente para cada caso de eficiência em diferentes tipos de motores, em diferentes condições de desempenho e eficiência energética. Segundo o BEN (2013), o Brasil produziu em 2012 23.476.667 m³ de etanol sendo 59,3% etanol hidratado e 40,7% etanol anidro e recomenda os fatores de conversão de volume para conteúdo energético apresentados na Tabela 2 e Tabela 3.

Tabela 2 - Fatores de conversão de volume para conteúdo energético (Fonte: BEN, 2013)

Etanol Anidro	22,35	GJ/m ³
Etanol Hidratado	21,34	GJ/m ³
Gasolina	30,54	GJ/m ³

Tabela 3 - Conteúdo energético de combustíveis (Fonte: BEN, 2013)

	DENSIDADE	PODER CALORÍFICO SUPERIOR	PODER CALORÍFICO INFERIOR
	kg/m ³	kcal/kg	kcal/kg
Álcool Etílico Anidro	791	7.090	6.750
Álcool Etílico Hidratado	809	6.650	6.300
gasolina automotiva	742	11.220	10.400

A primeira dificuldade encontrada no processo de definição da função do álcool utilizado como combustível (etanol) foi na identificação de diferentes funções que o mesmo exerce como combustível caso seja anidro ou hidratado. Portanto, ficou constatado que não bastava decidir fazer o cálculo da PHE para o etanol produzido por uma determinada usina (de modo generalizado); era preciso fazer uma escolha mais específica sobre o nome do produto, baseado em sua função, de acordo com a na Tabela 4.

Tabela 4 - Escolha da função do etanol (Fonte: elaboração da autora)

NOME DO PRODUTO	Etanol hidratado	Etanol anidro
FUNÇÃO	ser utilizado como combustível que irá fornecer energia para veículos automotores do ciclo Otto e do tipo “flex”.	ser utilizado como aditivo à gasolina para a composição de combustível que irá fornecer energia para veículos automotores.
UNIDADE FUNCIONAL:	1 GJ do combustível	1 GJ de combustível (gasolina aditivada com 25% de etanol anidro)

A definição da unidade funcional é necessária em estudos de ACV e consequentemente em estudos de pegada hídrica por se tratar da quantificação da função que irá referenciar toda a avaliação em um uma base de cálculo utilizada como referência.

No processo de escolha da função e unidade funcional do produto, houve também a dificuldade em relacionar o exercício da função do produto produzido com o impacto local causado pela sua produção.

Normalmente, em um estudo de ACV, os impactos ambientais são frequentemente descritos como “impactos potenciais” porque não são especificados no tempo e no espaço e são relacionados à uma unidade funcional arbitrária (GUINÉE et al, 2004). Como resultado, obtém-se uma avaliação de impacto potencial, que não está associada ao impacto causado no local.

De modo a solucionar esta limitação, esta metodologia propõe a adoção de um volume de controle (de forma equivalente à unidade funcional) para o cálculo do fluxo de referência total. Este “volume de controle” deve sempre corresponder à quantidade total do produto produzida naquele local, dentro da fronteira temporal escolhida.

O uso deste “volume de controle”, resolve 3 limitações citadas por Guinée et al, 2004: a unidade funcional deixa de ser arbitrária, são consideradas as condições de espaço e de tempo, adquirindo a avaliação uma abordagem mais dinâmica.

Outra limitação da ACV apontada por Guinée et al, 2004, consiste no fato da ACV ser sempre baseada em modelagens lineares, ou seja, quanto maior a produção, maior o impacto. A metodologia para o cálculo da PHE proposta neste trabalho sugere um sistema de monitoramento no tempo e no espaço partindo-se do princípio que dentro de um sistema de gestão, os impactos possam ser controlados independentemente do volume produzido. Desta forma, para que a legislação ambiental seja cumprida, qualquer “volume de controle” produzido (grande ou pequeno) não deverá causar o impacto de ecotoxicidade aquática através do lançamento de seu efluente. Assim sendo, esta metodologia propõe que cada unidade produzida para o exercício da função será responsável pelo impacto causado pela unidade produtiva.

Na definição da fronteira tecnológica, foi identificado outro tipo de diferença entre uma ACV e uma avaliação da PHE conforme a metodologia proposta neste trabalho. Em um estudo de ACV, o tipo de tecnologia utilizada na produção do produto em questão deve estar

claramente definido e identificado no escopo para que seja possível comparar produtos com a mesma função produzidos com tecnologias diferentes (sem considerar o local em que o mesmo foi produzido). No caso de cálculo da PHE, no escopo do estudo, além da descrição detalhada da tecnologia utilizada, é necessária a definição do local onde a mesma está operando através das coordenadas geográficas. Desta forma, é possível comparar o real desempenho ambiental de cada produto, de acordo com sua função, considerando as peculiaridades individuais de cada local.

Uma vez que a PHE é estritamente diferenciada pelas condições do local de produção, produtos com a mesma função podem ser submetidos às seguintes comparações, com diferentes possibilidades de conclusão e oportunidades de inovação tecnológica visando à melhoria do desempenho ambiental:

- Mesma tecnologia em lugares diferentes;
- Diferentes tecnologias no mesmo lugar.

A partir da necessidade de se fazer uma PHE em nível local, uma das inovações da metodologia proposta é a inserção de uma “avaliação preliminar” no escopo do estudo. Esta avaliação compreende a macro e micro avaliações sobre as bacias hidrográficas envolvidas na localização das unidades de processo pertencentes ao sistema de produto.

A definição do sistema de produto apresentou outra inovação com relação à metodologia de ACV tradicional. Em uma ACV, a definição do sistema de produto representa todas as unidades de processo que entrarão na avaliação utilizando critérios de corte pré-estabelecidos de acordo com a representatividade da massa de entrada e seu respectivo potencial de impacto, sem considerar a localização geográfica das mesmas. Ao se utilizar softwares que utilizam bases de dados pré-existentes para a elaboração de uma ACV, o controle de toda a gama de possibilidades é muito complexo, dificultando o uso dos resultados em abordagens comparativas. O elemento introdutório para uma nova metodologia de avaliação da PHE, com perspectiva de ACV e abordagem comparativa é a fixação da fronteira do sistema de produto até a segunda geração de fornecedores, podendo-se

adotar como critério de inclusão/exclusão, as unidades de processo que estejam ou não localizadas em áreas críticas (*hotspots*). A primeira geração de fornecedores compreende os fornecedores diretos (primários) e a segunda geração, os fornecedores secundários, conforme ilustrado na Figura 11.

Figura 11- Fronteira do sistema de produto para análise comparativa da PHE (Fonte: elaboração da autora)

Esta proposta de fixação da fronteira do sistema de produto até a segunda geração de fornecedores está embasada na relevância. Na medida em que a unidade de processo se afasta do produtor na cadeia *upstream*, sua relevância diminui no cálculo da PHE conforme a metodologia apresentada.

5.1.4 Processo de elaboração e Análise do Inventário

Normalmente, uma avaliação do ciclo de vida (ACV) não considera a caracterização local, espacial e temporal do inventário. A água é um recurso abundante que, dentro de uma perspectiva global, não está sujeita a escassez, porém, diferentes regiões com seus diferentes arquétipos possuem potencial de sofrer diferentes impactos, atingindo ecossistemas e população humana. Por esta razão, a avaliação regional na forma de monitoramento de inventários é fundamental para a avaliação da pegada hídrica.

A metodologia aqui desenvolvida recomenda que cada unidade de processo faça o seu inventário *gate-to-gate* (*portão de entrada / portão de saída*) e, por ser a água um recurso local, os impactos devem ser avaliados localmente. Desta forma, toda a contabilização dos aspectos de entrada e saída, normalmente feita para cada unidade de processo inserida dentro do sistema de produto em estudo, deve ser georreferenciada através de um sistema de informações geográficas (SIG ou GIS). Existem atualmente vários softwares capazes de fazer este tipo de georreferenciamento com alimentação de uma base de dados para cada tipo de atributo. O software utilizado no estudo piloto foi o ESRI ARCMAP 10.1 versão Desktop. Entretanto, existem outras plataformas como o PostGIS e o Quantum GIS, que possuem igualmente a plataforma e tecnologia de servidores web para a disponibilização dos dados georreferenciados e são *open source*. A Figura 12 oferece uma grande variedade de fluxos de água que podem ser monitorados em uma unidade de processo, dependendo da categoria de impacto que se deseja avaliar.

Figura 12: : Possíveis fluxos de água de uma unidade de processo para a avaliação da pegada hídrica (Fonte: adaptada do draft ISO/WD/TR 14073, 2013)

As diretrizes sugeridas pelas ISOs 14040/14044 para a condução de um estudo de ACV recomendam que, na fase de inventário, sejam quantificados todos os aspectos de interação entre o sistema de produto e o meio ambiente (ar, solo e água). Entretanto, em se tratando da carga ambiental lançada no efluente, existe uma gama de poluentes, desde substâncias simples aos mais complexos subprodutos da degradação da carga. Bases de dados internacionais apontam números acima de 300 parâmetros (variáveis) que não representam todo o potencial poluidor e que deveriam ser monitorados em processos produtivos de diversos produtos.

De um modo geral, a maioria dos inventários utilizados em ACV não categorizam a água por fonte e disponibilidade regional, nem tão pouco quanto ao volume de descarga do efluente no corpo hídrico, caracterizado pela sua vazão.

A versão 2 do ecoinvent trata os dados sobre água apenas relacionados à retirada da mesma, não considerando o consumo propriamente dito, consumo este que é considerado um dado extremamente relevante na maioria dos métodos de avaliação de impacto de pegada hídrica. Os inventários da versão 2 do ecoinvent não possuem considerações consistentes na saída dos dados.

Até a versão 2.3 do ecoinvent, os diversos usos da água não eram tratados de modo a permitir uma avaliação nos corpos hídricos. A partir da versão 3 lançada em junho de 2012, iniciou-se o processo de atribuir maior relevância aos fluxos de água. Esta evolução nasceu do crescimento da demanda em estudos de *Water footprinting* com grande atribuição ao consumo de água por produtos agrícolas e produção de energia. Desta forma, Pfister (2012) propôs um balanço de água por processo elementar ou unidade de processo.

A versão 3 do ecoinvent abre a categorização do recurso, de modo que apenas os fluxos quantitativos de água sejam armazenados como dados de entrada e saída enquanto que as questões relacionadas à qualidade da água são tratadas por "emissões de poluentes para a água" (em massa) de modo a serem calculadas de acordo com a metodologia utilizada para a avaliação de impacto. As informações regionais não vão além do nível "por país".

As principais fontes de dados do ecoinvent V3 para os fluxos de água dos inventários do ciclo de vida e determinação da pegada hídrica são da Base de dados da QUANTIS com a seguinte distinção:

- industriais: usa principalmente dados sobre a entrada de água em um processo industrial baseado no ecoinvent V2 e separa este fluxo entre "água de refrigeração" e "água de processo" (adotando como *default* que 80% do fluxo é água de processo) e parcela de água consuntiva (também ajustada de acordo com o ecoinvent, adotando 15% da água de processo

com dados setoriais aplicados a 50% dos perfis e um mix de 50:50 da água de refrigeração para tanque de arrefecimento.

- agrícolas: dados baseados em Pfister et al (2011a)
- geração de energia por hidroelétricas (dados baseados em Pfister et al (2011b)
- dados derivados de estudos realizados pela Quantis (149 processos aproximadamente)

Cada processo elementar ou unidade de processo deve ter a devida caracterização das entradas (água) e saídas (efluentes/ águas residuárias), de modo a permitir a avaliação de impacto pretendida. Quando a unidade de processo é agrícola, o efluente é caracterizado pela carga ambiental contida nos agrotóxicos e fertilizantes empregados.

Os compostos agrotóxicos podem ter o seu transporte via escoamento superficial, lixiviação e deposição atmosférica favorecidos em virtude de sua mobilidade, persistência, solubilidade em água e adsorção relativamente fraca ao solo (ARMAS,2005).

Ao se fazer uma avaliação comparativa sobre os dados contidos nos inventários disponíveis (Ecoinvent V2 e V3; e Cavaletti, 2013) com os dados coletados em campo por ARMAS (2005) foi possível constatar que a avaliação da pegada hídrica, em qualquer metodologia de avaliação de impacto, ficaria muito imprecisa com o uso de dados proveniente de base de dados, pois cada unidade de processo (no caso os polígonos de cana, na unidade agrícola) possuem diferentes entradas de produtos, com condições locais diferenciadas de precipitação, relevo e lançamento de agrotóxicos no corpo hídrico.

Assim sendo, surge a necessidade de regionalização dos inventários, no que se refere ao consumo de água, considerando aspectos sobre a sua funcionalidade (origem,

qualidade e descarga). Neste caso, os inventários devem ser modelados para cada unidade de processo de acordo com a metodologia de avaliação de impacto, baseados na localização de origem. A metodologia aqui sugerida, recomenda que para cada caso de avaliação da PHE, sejam distribuídos formulários para os fornecedores primários e secundários (primeiro e segundo nível de fornecedores), de modo a permitir a perfeita caracterização do impacto com as devidas relevâncias de cada localização. Estes formulários sugerem um sistema de monitoramento dos inventários do tipo *gate-to-gate* de cada unidade de processo dentro da fronteira temporal especificada.

A etapa de análise de inventário consiste o monitoramento ambiental que cada unidade de processo deve fazer para que a variável ambiental seja inserida para análise em todas as etapas do ciclo de vida e não apenas na etapa de implantação do projeto,

O fato de existirem mais de 300 parâmetros (variáveis) a serem controlados na carga ambiental das águas residuárias, inviabiliza economicamente o processo de análise para o monitoramento dos inventários. Desta forma, esta limitação de obtenção dos dados oriundos de várias análises laboratoriais foi resolvida com a inserção do monitoramento de apenas um ensaio de caracterização ecotoxicológica do efluente , que seria documentada dentro de um contexto de inventário de ciclo de vida.

5.1.5 Processo de Avaliação de Impacto

A principal limitação encontrada no processo de avaliação de impacto residiu no fato que todos os impactos relacionados ao uso da água são locais e a execução de uma ACV raramente considera as variações locais do corpo hídrico receptor.

O problema, identificado na maioria das metodologias de avaliação de impacto utilizadas em ACV, reside sobre os fatores de caracterização das emissões para a água serem

os mesmos para qualquer compartimento hídrico receptor, sem considerar a vazão de referência e a vazão do efluente.

As citadas metodologias não consideram a ação sinérgica dos poluentes no efluente e no ambiente e também não considerarem a formação de metabólitos, que segundo Morita(2010), são muitas vezes, mais prejudiciais ao ambiente do que as substâncias que o originaram.

Estas limitações foram resolvidas com a inserção, também na fase de monitoramento em inventário, das variáveis locais de vazão do efluente e vazão do corpo hídrico receptor assim como variáveis da carga ecotoxicológica contida nas águas residuárias (efluentes) oriundos de ambientes agrícolas ou industriais.

5.1.6 Processo de interpretação

A interpretação de um estudo de Pegada Hídrica pretende responder a questão sobre a problemática encontrada (questão a ser respondida pelo estudo). Normalmente, o setor industrial necessita de um indicador passível de comparação e dificuldades na execução de uma ACV, como o uso de diferentes bases de dados, sem a inserção da variável local dificultam este processo de interpretação. Em outras palavras, a indústria chega a um número que dificulta a sua interpretação por não possuir uma definição específica sobre a problemática a ser abordada e sua respectiva chance de solução.

Esta limitação na fase de interpretação foi resolvida com a criação de um indicador, passível de comparação, de modo que o resultado final pudesse ser entendido tanto pelo público leigo no assunto como por técnicos.

5.2 Proposta metodológica

Esta proposta metodológica sugere que a PHE seja obtida a partir de um sistema de monitoramento dos inventários implantado pelas empresas que desejarem ter atitudes proativas de sustentabilidade. O monitoramento é uma prática de gestão capaz de identificar melhorias em todo processo produtivo dentro das esferas econômica, ambiental e social.

Cada produto terá sua PHE diferenciada dependendo do local onde o mesmo é produzido, por esta razão, cada produtor deverá seguir os passos apresentados nesta proposta metodológica de modo a permitir o cálculo da PHE do seu produto.

O primeiro passo para a obtenção da PHE de qualquer produto é a definição da fronteira temporal. Se a PHE for referente ao ano de 2015 (PHE/2015), o planejamento para o monitoramento deverá ser iniciado em 2014.

O segundo passo consiste em dividir o trabalho em fases, conforme descrição a seguir:

5.2.1 FASE1: Definição do objetivo e escopo do estudo

Da mesma forma que a condução de uma ACV, o objetivo de um estudo PHE deve ser claramente definido quanto à aplicação pretendida, razões de condução do estudo e público alvo, deixando claro e explícito se o mesmo é destinado apenas para o processo de tomada de decisão interno da empresa que o está elaborando (planejamento estratégico para mitigação de impactos) ou se o estudo pretende servir para avaliações comparativas a serem julgadas pelo público em geral. Neste caso, no objetivo deve estar esclarecido que se trata de um processo de obtenção do selo de PHE a partir de sistema de monitoramento de efluentes, para informação do consumidor final.

Dentro da definição do escopo, deve constar a definição da função do produto a ser estudado, definição da unidade funcional (chamada aqui de volume de controle), desempenho, fluxo de referência, definição do sistema de produto, avaliação preliminar e definição da metodologia de avaliação de impacto que será utilizada.

Escolha do produto e definição de sua função

O produto a ser avaliado deve ser escolhido de modo a permitir a representatividade da existência da unidade produtora em um determinado local e para que seja possível caracterizar os respectivos impactos em diferentes localidades da cadeia de suprimentos.

Definição da unidade funcional

A unidade funcional também deverá ser definida no escopo. Desta forma, a unidade funcional, aqui considerada como um volume de controle, é a base de cálculo na qual todos os dados do ciclo de vida estarão relacionados através do fluxo de referência.

Cabe ressaltar que a metodologia aqui sugerida refere-se à determinação da pegada hídrica de um produto fabricado em um determinado local, ou seja, cada produtor possui sua pegada hídrica diferenciada, mesmo que existam muitos produtores de um mesmo produto. Esta consideração deve-se ao fato de que a PHE deve refletir o impacto, com avaliação do local de cada unidade de processo envolvida. Desta forma, o volume de controle será sempre a quantidade total do produto avaliado produzida dentro da fronteira temporal adotada. Portanto, ao se fazer a avaliação da PHE de qualquer produto, deve-se necessariamente identificar a sua origem (produtor e localização geográfica).

A metodologia aqui proposta para a determinação da PHE sugere que cada produto terá uma pegada hídrica diferenciada, dependendo de sua localização, mesmo que se trate da mesma função. Desta forma, a unidade funcional (volume de controle), que é caracterizada

pela quantificação da função, deve corresponder ao montante total produzido dentro da fronteira temporal escolhida. O volume de controle representa a base de cálculo para o fluxo de referência dos materiais de toda a cadeia de suprimentos dentro da fronteira temporal adotada e significa a quantidade total de produto produzida pela unidade de processo que está elaborando a análise, dentro da fronteira temporal adotada.

Desta forma, a definição do volume de controle só será possível após o término do tempo da fronteira de monitoramento (fronteira temporal), ocasião em que será finalizado o cálculo da PHE.

O cálculo da PHE envolve etapas de planejamento (ano anterior), monitoramento (ano referência) e o cálculo propriamente dito (término do ano de referência).

Definição da metodologia de avaliação de impacto

A metodologia de avaliação de impacto escolhida deve estar claramente especificada no escopo do estudo. Existem muitas metodologias de avaliação de impacto em ACV e consequentemente, várias metodologias para o cálculo da PHE. Desta forma, para que seja possível a obtenção de um indicador passível de comparação, é essencial a escolha de apenas uma metodologia. Seguindo o estilo de nomenclatura utilizado por várias universidades ao redor do mundo para cada metodologia de avaliação de impacto, a metodologia aqui sugerida foi denominada com a seguinte sigla: PHE/IEE/POLI/USP/BR (Pegada Hídrica Ecotoxicológica desenvolvida no âmbito do Instituto de Energia e Ambiente e Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Brasil) ou WEF/IEE/POLI/USP/BR (Water Ecotoxicity Footprint developed at Institut of Energy and Environment and Polytechnic School of the University of São Paulo, Brazil) . Portanto, deverá constar no escopo do estudo de pegada hídrica o nome da metodologia usada.

Definição da fronteira tecnológica

O escopo do estudo deve conter a definição da tecnologia utilizada no processo produtivo do produto avaliado de modo a permitir a identificação de melhorias e facilitar a comparabilidade do indicador final.

Determinação do Fluxo de Referência

O fluxo de referência é o fluxo de todos os materiais que foram necessários serem produzidos pela cadeia de suprimentos para a produção do volume de controle dentro da fronteira temporal e tecnológica adotada. O fluxo de referência é calculado de acordo com o desempenho de cada material.

Avaliação Preliminar

Esta metodologia introduz o conceito de realização da Macro e Micro avaliação preliminar dentro do escopo do estudo para o cálculo da pegada hídrica. Isto significa a elaboração de um diagnóstico através do mapeamento georreferenciado de todas as unidades de processo dentro da fronteira adotada do sistema de produto. Quando existir uma unidade de processo agrícola, todos os polígonos contendo a cultura em questão devem ser mapeados dentro de uma microavaliação preliminar. A unidade territorial a qual a atividade agrícola está inserida é fator fundamental para a determinação da pegada hídrica e consequente avaliação do impacto local. No caso da avaliação da PHE, uma avaliação preliminar deve constar no escopo com o mapeamento de cada bacia hidrográfica onde está localizada cada unidade de processo. Após o devido mapeamento dos polígonos pertencentes ao produto que terá a PHE avaliada em um sistema de informações geográficas (SIG/GIS) , é possível observar as áreas de risco de contaminação dos corpos hídricos superficiais em cada região.

Macro avaliação preliminar da Pegada Hídrica

A macro avaliação da PHE consiste em identificar quais unidades de processo estão inseridas em quais grandes regiões hidrográficas, com a identificação da região administrativa para a coleta de dados populacionais e dados de desenvolvimento social e econômico. A Macro avaliação preliminar permite perceber o nível de pressão sobre os recursos hídricos da região devido o aumento da demanda e diminuição da disponibilidade de água causado pela contaminação por efluentes domésticos, industriais e drenagens rural e urbana.

Dentro da macro avaliação preliminar da PHE é feita a localização geográfica da unidade de processo agrícola responsável pela produção do produto a qual será atribuída a PHE em um SIG (Sistema de Informações Georreferenciadas).

Dentro da macroavaliação preliminar, também é necessário avaliar se a região estudada pertence a alguma macrometrópole com problemas de disponibilidade hídrica. Segundo critérios internacionais, uma macrometrópole é formada por um conjunto de cidades situadas no raio de 200 km da capital. O conceito de macrometrópole é utilizado para o planejamento hídrico urbano nas grandes metrópoles para a gestão, de forma integrada, da disponibilidade de água em função da qualidade e quantidade a partir da oferta e demanda. Dentro da dimensão de macrometrópole também são elaborados os planos municipais de saneamento em um contexto de proteção dos mananciais e controle de enchentes (SESP,2008; SILVA, R.T. , 2012; SESP,2012).

Dentro do contexto do macro avaliação preliminar, são observadas as distancias entre os polígonos agrícolas e hidrografia principal e secundária de cada região.

A macroavaliação preliminar deverá analisar as regiões consideradas como críticas e estas regiões podem variar segundo alguns critérios de criticidade.

O ecólogo inglês Norman Myers, definiu o termo “*hotspots*” como as áreas (ecossistemas) críticas mais importantes para preservar a biodiversidade na Terra, identificando as regiões que concentravam os mais altos níveis de biodiversidade e onde as ações de conservação seriam mais urgentes (MYERS et AL, 2000).

Normalmente, cada Estado brasileiro possui alguns critérios e permissões com limitações ambientais, por esta razão, a identificação das áreas críticas devem ser embasadas na legislação local.

Micro Avaliação preliminar da pegada hídrica ecotoxicológica

O conceito de micro avaliação preliminar apresentado neste estudo consiste em se fazer o mapeamento das unidades de processo que compõem o sistema de produto. Desta forma, a micro avaliação preliminar (diagnóstico) é feita após a definição do sistema de produto e o volume de controle necessário para a obtenção de um indicador passível de comparação (selo).

Com o sistema de produto definido, a microavaliação preliminar desta metodologia sugere que as unidades de processo envolvidas sejam classificadas de acordo com sua natureza (industrial / agrícola / mineração / petrolífera, etc..), georreferenciadas e numeradas para futuras avaliações na forma de tabelas. Este mecanismo está associado à identificação das coordenadas geográficas de cada unidade de processo (UP) para que seja possível identificar as UPs que estejam localizadas em *hotspots* (áreas críticas de disponibilidade de água) através do mapeamento e armazenamento das informações em um SIG (GIS).

Este diagnóstico é necessário para a avaliação de cada bacia hidrográfica envolvida no cálculo da PHE.

A microavaliação preliminar consiste em fazer o recorte da sub bacia hidrográfica envolvida considerando: o limite considerado; o mapeamento dos Polígonos da cultura estudada dentro dos limites da bacia; o Relevo, tipos de solo e níveis de precipitação.

O critério de criticidade para a macro e micro avaliação preliminar ficará a cargo do executor do estudo, de acordo com o arquétipo geoambiental de cada região a ser estudada, considerando questões ambientais, sociais e econômicas de uso da água para a sustentabilidade do recurso.

A partir de uma visão espacial e ferramentas de recorte oferecidas pelo software ARCMAP do GIS é possível fazer a subdivisão da área plantada de acordo com o relevo da mesma e trecho do corpo hídrico com potencial de ser o receptor do respectivo efluente

Definição do sistema de produto

A definição do sistema de produto compreende no estabelecimento da fronteira que determinará o número de unidades de processo envolvidas.

Cabe aqui salientar que o estudo das unidades de processo potencialmente comprometedoras de proporcionar ecotoxiicidade aquática não envolve a avaliação do risco que cada uma apresenta, mas sim a contribuição daquele produto para a ecotoxicidade do sistema estudado. Por esta razão, é necessária a macro e micro avaliação preliminar da PHE com a avaliação das bacias hidrográficas envolvidas.

Para que o resultado final seja passível de comparação, esta metodologia determina que a limitação da fronteira do sistema de produto, dentro de uma perspectiva de ciclo de vida, seja até o segundo nível de fornecedores dentro da cadeia produtiva do produto analisado. O termo *primeiro nível de fornecedores*, ou fornecedores primários, é definido aqui

como os fornecedores diretos de matérias-primas e insumos para a produção do produto que terá sua pegada hídrica calculada.. O termo *segundo nível de fornecedores*, ou fornecedores secundários, é empregado para os fornecedores de matérias-primas e insumos para os fornecedores primários. Pretende-se desta forma restringir o cálculo da pegada hídrica a uma padronização passível de comparação.

O efluente de uma unidade de processo do tipo agrícola (efluente agrícola) é caracterizado nesta metodologia como o escoamento superficial direto oriundo da precipitação após a aplicação dos agrotóxicos e fertilizantes e também como efluente oriundo da lavagem de equipamentos agrícolas. Silva (2013) estima que 10% dos agrotóxicos adquiridos para utilização em lavouras, são perdidos durante a preparação da calda para aplicação, a estocagem e a lavagem de equipamentos após aplicação. Os equipamentos agrícolas utilizados na aplicação dos agrotóxicos são sistematicamente lavados ao final do dia de cada aplicação (para evitar corrosão) e este efluente, em geral, não é captado e corre a céu aberto. A mesma autora ressalta ainda que o impacto destes produtos no solo acarreta graves riscos ambientais, pois estes efluentes gerados são contaminantes potenciais do solo, da água superficial e subterrânea.

Para o cálculo da PHE, o corpo hídrico receptor do efluente agrícola, nesta metodologia, refere-se apenas às águas superficiais. O potencial de contaminação das águas subterrâneas e solo não são aqui contemplados.

Definição da fronteira temporal

A fronteira temporal é referente ao período em que os dados foram coletados. Este estudo sugere que seja feito um monitoramento constante dos aspectos referentes à ecotoxicidade aquática através do monitoramento da fronteira *gate-to-gate* da indústria responsável pela produção do produto analisado. A definição da fronteira temporal se refere na mensuração sobre o ano de cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica. No entanto,

recomenda-se que a fronteira temporal seja estabelecida no ano anterior ao início do estudo, ou seja, se a indústria deseja saber qual a pegada hídrica ecotoxicológica de seu produto no ano de 2011, esta decisão deverá ser tomada no ano anterior para que haja tempo hábil para a distribuição dos formulários de monitoramento do inventário das unidades de processo no ano de referência. Neste caso, no início de 2012 seria estipulada a pegada hídrica do produto em 2011.

5.2.2 FASE 2: Análise do inventário

Normalmente, em estudos de ACV, os inventários são elaborados e armazenados em bases de dados para a posterior análise do impacto potencial.

Seguindo o processo de evolução sustentável sugerido por Marzullo e Matai (2011), esta metodologia introduz o conceito de que cada unidade de processo, de qualquer setor produtivo (caracterizada pela indústria produtiva em si), elabore um sistema de monitoramento de seus inventários em uma fronteira *gate-to-gate*.

A fase de análise de inventário consiste em quantificar os aspectos que serão necessários para a avaliação do impacto de ecotoxicidade aquática segundo esta metodologia para cada unidade de processo diagnosticada na microavaliação preliminar (Apêndice A):

- Volume de água que entra na unidade de processo (classificada por fonte)
- Volume de água que sai da unidade de processo (efluente)
- Vazão do efluente
- Nome do corpo hídrico receptor
- Vazão de referência do corpo hídrico receptor
- Resultado do teste de ecotoxicidade do efluente

- Caracterização dos produtos que entram na unidade de processo como matéria-prima e insumos para a posterior quantificação do fluxo de referência e representatividade

Esta metodologia sugere que, após o devido reconhecimento dos fornecedores que compõem o sistema de produto (primeira geração e segunda geração), seja sugerido que cada um possua o seu próprio sistema de monitoramento de inventários do tipo gate-to-gate para monitorar seus efluentes.

A fase de análise de inventário é referente a elaboração do inventário de cada processo elementar que compõe a unidade de processo que está calculando a PHE de seu produto, numerada na fase de diagnóstico (microavaliação preliminar).

O sistema de monitoramento de inventários deve ser estabelecido de modo a permitir o acompanhamento da interação da unidade de processo com o meio ambiente. Este sistema é individual para cada processo elementar e unidade de processo e deve ser feito de acordo com o a fronteira tecnológica utilizada.

Nesta fase, é preciso fazer uma descrição do processo produtivo de modo a identificar se existem outros produtos sendo produzidos e quais estágios são comuns quanto ao uso da água.

A análise do inventário da unidade de processo que representa a unidade produtiva do produto que terá sua pegada hídrica avaliada requer um diagnóstico inicial de todas as etapas que envolvem o uso e a demanda do recurso água devido a sua relevância na representatividade (100%).

O inventário de monitoramento deverá ser feito para cada unidade de processo e para cada fase do processo produtivo (processo elementar) de modo a facilitar o melhor entendimento sobre o uso, incorporação e descarte do recurso água.

O inventário de uma unidade de processo agrícola deve ser diferenciado. A entrada de água se dá pela precipitação e captação de águas superficiais para a irrigação. Esta entrada de água está, portanto relacionada com o requerimento hídrico de cada cultura e os índices de precipitação de cada região.

Desta forma, esta metodologia sugere que sejam monitoradas as entradas de água em cada região contendo os polígonos da cultura estudada através de um hidrograma. Este monitoramento se dá por pluviômetros espalhados em pontos distintos e igualmente georreferenciados para o devido armazenamento em base de dados quanto a sua localização geográfica, prefixo, altitude, município, etc.

É importante que seja feita uma planilha para o registro das informações contidas no hidrograma e os respectivos testes de ecotoxicidade para o acompanhamento e monitoramento.

Para o cálculo da PHE, é importante conhecer e registrar em inventário o requerimento hídrico da cultura estudada; o monitoramento da precipitação mensal e precipitação efetiva na região e o requerimento de irrigação. Estes dados irão compor o inventário de entrada de água por precipitação /irrigação nos polígonos da cultura avaliada, conforme sugerido por Pfister et al (2011).

Segundo o modelo CROPWAT da FAO , cada cultura (c) possui seu requerimento hídrico específico, de acordo com o seu ciclo. Este requerimento hídrico é considerando cada mês (i) de acordo com a Equação 1

$$RHC = \sum_i ET_{c,i} = \sum_i (K_{c,i} \times ET_{0,i})$$

**Equação 1: Equação para o Cálculo do
Requerimento Hídrico anual de uma cultura (fonte:
FAO, 1986)**

Onde:

RHC – Requerimento Hídrico anual de uma cultura

$ET_{c,i}$ – Evapotranspiração da cultura “c” no mês “i”

$K_{c,i}$ – Coeficiente de cultivo da cultura “c” no mês “i”

$ET_{0,i}$ – Evapotranspiração de referência no mês “i”

A evapotranspiração, que exprime o total da perda de água transferida de áreas vegetadas para a atmosfera na forma de vapor, é uma das mais importantes variáveis no ciclo hidrológico. Ela faz a ligação entre energia, disponibilidade hídrica e clima. Devido a estrutura e profundidade do sistema radicular e ao potencial de transpiração em função da área de cada tipo de vegetação, existe uma estreita relação entre a ET e o tipo de uso e cobertura do solo.

A aplicação de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto permitem determinar a distribuição espacial da Evapotranspiração com a coleta de informações detalhadas em áreas extensas (GIONGO, 2011 ; OLIVEIRA, 2013).

No caso de ausência de dados, a FAO (Food and Agriculture organization of United Nations) disponibiliza em seu site um software para o cálculo da Evapotranspiração de

referência de diversas culturas em diversas regiões (FAO WATER, 2013 a), assim como um software para o cálculo do requerimento hídrico destas culturas com seus respectivos coeficientes (FAO WATER, 2013b)

Para Arcova (2003), as estimativas da evapotranspiração podem incorrer erros caso não for levada em conta as perdas reais de interceptação. Desta forma, a precipitação efetiva é definida pela água do solo, pela absorção através das raízes, pela transpiração das plantas e pela alimentação dos rios, uma vez que a evaporação da água interceptada ocorre a taxas maiores que a da transpiração.

Para Pfister (2011), FAO (1986) e USDA (2011), a precipitação efetiva representa a quantidade efetiva de água disponível para o crescimento da cultura e a FAO (1986) sugere que a precipitação efetiva de uma cultura pode ser calculada a partir da precipitação mensal segundo a Equação 2.

$$\begin{aligned} P_{e,i} &= 0,8 * P_i - 25 && \text{para } P_i > 75 \text{ mm} \\ P_{e,i} &= 0,6 * P_i - 10 && \text{para } P_i < 75 \text{ mm} \end{aligned} \quad (2)$$

Equação 2: Equação para o cálculo da Precipitação efetiva (fonte: FAO, 1986)

Onde:

P_i = precipitação no mês i

$P_{e,i}$ = precipitação efetiva no mês i

O inventário dos fluxos de água de uma unidade de processo agrícola deve ocorrer para cada unidade de área.

Segundo FAO (1986) o cálculo da precipitação efetiva é necessário para a estimativa do Requerimento de Irrigação (RI), segundo a Equação 3.

$$RI_i = RHC_i - P_{e,i} \quad (3)$$

Equação 3: Equação para o cálculo do requerimento de irrigação (fonte: FAO, 1986)

Onde:

RI_i = Requerimento de irrigação no mês “i”

RHC_i = Requerimento Hídrico da Cultura no mês “i”

$P_{e,i}$ = Precipitação Efetiva no mês “i”

Para a elaboração do inventário da unidade agrícola, será necessário elaborar o balanço hídrico da área cultivada. Segundo Medina e Amaro Filho(1982), o balanço hídrico é a quantidade detalhada da variação hídrica que ocorre em uma camada de solo durante um espaço de tempo definido e depende de variáveis de infiltração, transpiração das plantas, evaporação do solo e drenagem, podendo ser caracterizado pela Equação 4.

$$P - G = ET + D + \Delta W \quad (4)$$

Equação 4: Equação para o Cálculo do Balanço Hídrico ; Fonte Medina e Amaro Filho(1982),

Onde:

P - Precipitação (mm)

G - Escoamento superficial (mm)

ET - Evapotranspiração (mm)

D - Drenagem abaixo da zona radicular da cultura

ΔW - Variação do armazenamento de água no solo (mm)

Alguns autores caracterizam todo o escoamento que aparece no curso d'água como sendo "escoamento superficial", oriundos do escoamento superficial direto (G), escoamento hipodérmico (D) e escoamento básico (ΔW), de modo a quantificar o gerenciamento de recursos hídricos. A Figura 13 mostra como os corpos hídricos recebem distintas formas de escoamento superficial: o escoamento básico, que ocorre no armazenamento abaixo do lençol freático, de forma laminar (lento e uniforme) e decai lentamente ao longo do tempo quando não há recarga; o escoamento hipodérmico, que acontece logo abaixo da zona radicular da cultura e o escoamento superficial direto, que é oriundo da superfície da bacia e representa o escoamento turbulento da chuva excedente com vazão crescente conforme a intensidade da chuva e as características da bacia (TUCCI et al, 1995; PORTO, 1997;; TUCCI; MENDES, 2006;) .

Figura 13 - Escoamento superficial no ciclo hidrológico (Fonte: PHA, 2014)

O inventário do efluente lançado por uma unidade de processo agrícola é referente ao escoamento superficial direto (G) apresentado na Equação 4. Esta metodologia sugere que o termo “ET” da equação seja substituído pelo Requerimento Hídrico da Cultura (RHC) conforme calculado anteriormente. Os termos “D” e “ ΔW ” dependem do tipo de solo e inclinação do relevo e podem ser calculados de acordo com o sugerido por Medina e Amaro Filho (1982), Wanielista (1997) e Tucci et al (1995).

Seguindo os cálculos sugeridos pelas equações 1,2,3 e 4, o próximo passo é elaborar o inventário do volume do efluente gerado (escoamento superficial) de cada área que contém os polígonos da cultura estudada. Este escoamento superficial é caracterizado como sendo o efluente da unidade agrícola em questão. Calcula-se então o volume do efluente da área agrícola dentro da fronteira temporal adotada.

Entretanto, a ecotoxicidade do efluente agrícola para o cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica depende da sazonalidade de aplicação dos agrotóxicos juntamente com a sazonalidade das chuvas de cada região. Por esta razão, é recomendado um monitoramento da distribuição temporal do consumo de agrotóxicos em uma planilha diária, da mesma maneira

que o monitoramento dos índices de precipitação e escoamento superficial, para o cruzamento das informações em um inventário por polígono cultivado.

Segundo Marzullo e Matai (2012), os inventários para o cálculo da pegada hídrica devem ser caracterizados de acordo com a metodologia que se pretende utilizar para a avaliação de impacto. A metodologia aqui sugerida necessita de dados de testes de ecotoxicidade em efluentes assim como a vazão do mesmo, em cada unidade de processo.

A vazão do escoamento superficial é função da intensidade, distribuição e duração do evento de precipitação; dos índices de infiltração no solo e da capacidade de estocagem de água pelo solo FAO (1991, 1993 a,b).

Assim sendo, os dados de vazão do efluente agrícola devem ser obtidos a partir de dados secundários das estações pluviométricas, através do Hidrograma da região. O hidrograma permite conhecer a resposta da bacia em relação à chuva precipitada em um gráfico de vazão versus tempo, conforme a Figura 14 que mostra o hidrograma de uma determinada área em dias de cheia.

Figura 14 - Representação gráfica de um hidrograma de cheia
(Fonte: Porto e Zahed, 2014)

Segundo Tucci e Mendes (2006), o Hidrograma representa a integração de todos os processos do ciclo hidrológico que ocorreu entre a precipitação e vazão, na bacia hidrográfica. A partir do Hidrograma é possível a elaboração de modelagens matemáticas sobre a área para a obtenção da vazão do escoamento superficial direto, que representa a maior parte do escoamento durante o período chuvoso, e do escoamento subterrâneo, que garante a vazão no rio durante o período de estiagem, como mostra a Figura 15.

Figura 15 - Estimativa da vazão do escoamento superficial através do hidrograma (Fonte: Tucci e Mendes, 2006)

De posse das coordenadas geográficas dos polígonos, com suas respectivas áreas, é possível identificar os postos pluviométricos mais próximos para obtenção dos níveis de precipitação diária da região e posterior obtenção do hidrograma, podendo assim inventariar o escoamento superficial de cada polígono.

Da mesma forma que a vazão do efluente (escoamento superficial), a vazão a do corpo hídrico receptor também deverá ser monitorada em inventário. Antes do início da elaboração dos inventários, é necessário conhecer a legislação local de cada unidade de processo que será inventariada, pois dependendo da localização da mesma, o órgão ambiental local poderá propor o monitoramento da vazão de referência ou da a vazão $Q_{7,10}$.

A carga ecotoxicológica contida na vazão do escoamento superficial também deverá ser monitorada em inventário.

Normalmente, um efluente líquido industrial é caracterizado com base em análises químicas sobre a carga ambiental de poluentes nele contida. Os inventários de ACV quantificam a massa das substâncias poluidoras contida nos efluentes de cada unidade de processo de modo a estimar o impacto potencial através de um fator de caracterização. Um inventário de ACV chega a possuir mais de 300 parâmetros de carga ambiental contida no efluente. Entretanto, a quantificação individual de cada substância contida em um efluente é insuficiente para preservar a vida aquática dos corpos hídricos receptores destes efluentes. Estudos internacionais revelam que efluentes industriais apresentam efeitos tóxicos mesmo após tratamentos para remoção de poluentes convencionais, consagrando assim o grande potencial de causar efeitos tóxicos em corpos hídricos receptores. (TEBO, 1986 apud Bertoletti, 2013).

Mesmo quando os limites estabelecidos por lei em designados "padrões de emissão" são atendidos após tratamento, a toxicidade dos efluentes pode ser remanescente com grande potencial de causar efeitos tóxicos nos respectivos corpos hídricos receptores (BERTOLETTI; ZAGATTO, 2006).

Ensaio ecotoxicológicos caracterizam os efluentes líquidos de forma mais abrangente pois, além de abranger todos os constituintes químicos, acusam a biodisponibilidade das substâncias presentes no efluente, bem como detectam o efeito tóxico resultante das interações entre essas substâncias químicas e presença de metabólitos. Algumas vezes os metabólitos são até mais potentes do que as substâncias originais (MORITA, 2010).

A necessidade de controle ecotoxicológico de efluentes líquidos é um tema discutido internacionalmente desde a década de 90 e a CETESB, órgão ambiental do governo do Estado de São Paulo, vem desde o início desta década tentando desmistificar a complexidade atribuída aos testes de ecotoxicidade no controle de efluentes com a divulgação de manuais com os procedimentos necessários para tal. (GHERARDI-GOLDSTEIN et al., 1990 e BASSOI et al., 1990).

Recentemente, em 2013, a CETESB disponibilizou um manual atualizado contendo as informações básicas para controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo (BERTOLETI, 2013).

Para a avaliação de impacto sobre a contribuição do produto para a ecotoxicidade aquática (PHE) , os testes de ecotoxicidade devem ser inventariados. Esta metodologia sugere que os testes de ecotoxicidade nos efluentes sejam feitos de acordo com as recomendações de Bertoletti (2013) e os limites a serem adotados deverão seguir os estipulados pelo órgão estadual do meio ambiente e no caso de ausência destes, deverão seguir as diretrizes estipuladas pela CONAMA 430, segundo Brasil (2011).

Alguns Estados brasileiros, por exemplo, já possuem suas próprias diretrizes:

Minas Gerais

- Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento,

bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Paraná

- CEMA 081/2010 - Dispõe sobre critérios e padrões de ecotoxicidade para o controle de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná.
- Portaria IAP 019/2006 - Aprova e determina o cumprimento da Instrução Normativa DIRAM nº.002/2006, que estabelece o Sistema de Automonitoramento de Atividades Poluidoras no Paraná.

Rio Grande do Sul

- Resolução CONSEMA 128/2006 - Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.
- Resolução CONSEMA 129/2006 - Dispõe sobre a definição de critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul.
- Resolução CONSEMA 251/2010 - Dispõe sobre prorrogação de prazo para cumprimento do Art. 9º da Resolução CONSEMA 129/2006 que define critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul.

Santa Catarina

- Portaria FATMA 017/2002 - Estabelece os limites máximos de toxidade aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências.

São Paulo

- Resolução SMA 03/2000 - Dispõe sobre as relações que fixam a toxicidade permissível aos organismos aquáticos, e dá outras providências.

Por esta razão, a fase final de compilação dos inventários reforça a importância sobre a localização geográfica de cada unidade de processo para que seja feita a avaliação local de

impacto, uma vez que podem existir unidades de processo em diferentes regiões /Estados brasileiros e até em outros países (no caso de produtos importados).

A frequência de amostragem deve ser representativa das variações do processo produtivo ao longo do tempo, e os ensaios de ecotoxicidade devem ser efetuados com o organismo que se apresenta mais sensível ao efeito tóxico do efluente (BERTOLETTI, 2013).

Segundo Bertoletti (2006), o princípio básico na escolha de organismos-teste refere-se à sua sensibilidade, pois é preciso que a espécie seja bastante sensível a uma diversidade de agentes químicos. A sensibilidade de um organismo irá depender de diversos fatores como o nível nutricional, idade do organismo, sexo, fase de desenvolvimento, características genéticas, competição entre indivíduos ou espécies, além de fatores ambientais como luminosidade e temperatura.

O teste de ecotoxicidade deve ser feito na forma de “campanhas de amostragem” apenas em época de chuva. Os dias de campanha poderão ser definidos de acordo com os dias de aplicação de agrotóxicos para que os testes sejam feitos em uma base estatística para a construção do polutograma. As campanhas servirão para se ter uma representatividade estatística sendo que, nos dias de campanha, recomenda-se a coleta de amostra durante a chuva, de hora em hora (permanecer na chuva fazendo a coleta de amostra). Assim, ao longo do dia, será possível avaliar quais são as concentrações de ecotoxicidade porque durante o evento de chuva, existe o primeiro momento de enxurrada onde a carga é muito alta, e depois vai diminuindo. A carga difusa que atinge os corpos hídricos só será avaliada nos dias de chuva, portanto não é possível tirar uma média anual, pois a carga apenas existe quando chove e este será o evento crítico. Desta forma, para o cálculo da PHE, recomenda-se adotar o teste de ecotoxicidade em seu valor crítico obtido dentro da fronteira temporal. O evento crítico estará relacionado ao evento de aplicação dos agrotóxicos juntamente com o evento de chuva. O resultado deste monitoramento consiste em avaliar a contribuição de determinada cultura para a toxicidade do $Q_{7,10}$.

Assim sendo, a carga de poluentes, estipulada a partir dos testes de ecotoxicidade deverão ser alocadas para cada polígono, a medida que a composição de entrada dos agrotóxicos seja diferente entre eles, ou seja, o teste de ecotoxicidade só vai mudar se a composição de aplicação de pesticidas for alterada por polígono uma vez que existem alterações de acordo com os produtos químicos empregados.

A planilha de monitoramento, embora seja diária, será para facilitar a elaboração de um “mapa temporal” para o estabelecimento das campanhas de amostragem e deverá ser preenchida apenas no dia em que houver o resultado do respectivo monitoramento.

Em suma, todos os inventários, de todas as unidades de processo, tanto agrícola como industrial, deverão ser feitos em um sistema de monitoramento (conforme formulários sugeridos nos Apêndices A, B e C) com a quantificação dos aspectos que serão necessários para a avaliação do impacto de ecotoxicidade aquática na forma de planilha de monitoramento diário:

- Volume de água que entra na unidade de processo (classificada por fonte)
- Volume de água que sai da unidade de processo (efluente)
- Vazão do efluente
- Nome do corpo hídrico receptor
- Vazão de referência do corpo hídrico receptor (ou vazão mínima $Q_{7,10}$)
- Resultado do teste de ecotoxicidade do efluente
- Caracterização dos produtos que entram na unidade de processo como matéria prima e insumos (quantificação do fluxo de referência e representatividade)

A compilação de todos os dados dos inventários das unidades de processo que compõem o sistema de produto deve ser feita, no final da fase de análise dos inventários, em uma única tabela para melhor visualização.

5.2.3 FASE 3: Avaliação de Impacto: proposta da autora para o cálculo da PHE

A fase de avaliação de impacto consiste na obtenção de um indicador no ponto médio sobre a ecotoxicidade aquática. A obtenção deste indicador compreende no cálculo da PHE propriamente dita. Esta avaliação apenas será possível após o término da fronteira temporal adotada para que seja estabelecido o fluxo de referência.

Com as unidades de processo que compõem o sistema de produto estabelecidas e através de seus respectivos inventários *gate-to-gate*, é preciso quantificar o fluxo de referência para que seja determinada a representatividade de cada unidade de processo.

Cada unidade de processo possui um grau de contribuição para a pegada hídrica ecotoxicológica do produto estudado, de acordo com o volume produzido e o volume considerado no fluxo de referência, caracterizada pela sua representatividade.

A representatividade de cada unidade de processo no resultado da pegada hídrica ecotoxicológica vai depender da representatividade do material ou insumo que entra, dentro da fronteira temporal a ser estudada. Esta representatividade é estabelecida pela quantidade consumida deste produto (quantificação do fluxo de referência) dividido pelo total produzido pelo mesmo fornecedor, na mesma localização geográfica, naquele ano.

A fundamentação metodológica da metodologia aqui sugerida está embasada na Legislação Federal/ Resolução CONAMA nº 357/2005; na Resolução CONAMA nº 430/2011; na Legislação Estadual, Lei Estadual nº 997 aprovado pelo Decreto Estadual nº 8.468; na Legislação Estadual, Lei Estadual nº 997 aprovado pelo Decreto Estadual nº 8.468; na Legislação Estadual, Lei Estadual nº 997 aprovado pelo Decreto Estadual nº 8.468; na Resolução SMA 03/2000 e nas recomendações da CETESB (órgão ambiental do Estado de São Paulo)

A Legislação Federal/ Resolução CONAMA nº 357/2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e fornece diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Esta resolução também estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes ressaltando no parágrafo 1º do artigo 34 que os efluentes líquidos não devem causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos para organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental (revogado pela resolução 430/2011). De acordo com esta resolução, o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos deve ser exercido nos corpos de água doce pertencentes às classes 1, 2 e 3, e nas águas marinhas ou salobras de classes 1 e 2 (BRASIL, 2005).

A Resolução CONAMA nº 430/2011, dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. Esta resolução também estabelece no parágrafo 1º do artigo 18 (que complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/05) que ensaios ecotoxicológicos devem ser realizados com amostras de efluentes de modo a diagnosticar se os mesmos possuem ou não o potencial de causar efeitos tóxicos para organismos aquáticos no corpo receptor (BRASIL, 2011).

A Legislação Estadual , Lei Estadual nº 997 aprovado pelo Decreto Estadual nº 8.468, nos artigos 2º e 3º (inciso V) do regulamento, PROIBEM a liberação de poluentes que tornem, ou possam tornar, o meio aquático impróprio, nocivo ou ofensivo à fauna e à flora (SÃO PAULO (Estado)^a , 1976) e (SÃO PAULO (Estado)^b , 1976).

A Resolução SMA 03/2000, estabelece os critérios para a realização do controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo (Este trabalho adota a hipótese que, no estudo piloto de cálculo da PHE do etanol hidratado, todas as unidades de processo estejam localizadas dentro do Estado de São Paulo).

A CETESB é o órgão ambiental competente do Estado de São Paulo e utiliza integralmente o descrito na Resolução SMA nº 03/2000 (SÃO PAULO, 2000), na qual são fixados os limites de toxicidade permissível para cada efluente. A CETESB recomenda que para corpos de água doce, sejam realizados simultaneamente ensaios de ecotoxicidade aguda com *Daphnia similis* e ensaios de ecotoxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*. No entanto, a resolução CONAMA 430 fornece diretrizes no caso de ausência de critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental estadual competente.

No caso de ausência de critérios do órgão estadual, a resolução CONAMA 430 recomenda que a comparação seja feita com o cálculo da Concentração do Efluente no Corpo Receptor de acordo com a Equação 5.

$$CECR = \frac{\text{vazão do efluente}}{\text{vazão do efluente} + \text{vazão de referência do corpo receptor}} \times 100 \quad (5)$$

Equação 5: equação para o cálculo da Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR) ; fonte: resolução CONAMA 430

A mesma resolução também recomenda a determinação da porcentagem da amostra que causa a letalidade de 50% dos organismos em termos de Concentração Letal mediana (CL(50)), sugerindo que a avaliação de impacto deverá ser feita em termos comparativos com a CECR de acordo com a classe a qual o corpo receptor está enquadrado, conforme exibido na Equação 6.

$$CECR \leq \frac{CL(50)}{3} \quad \text{quando o corpo receptor é CLASSE 2 ou 3} \quad (6)$$

$$CECR \leq \frac{CL(50)}{10} \quad \text{quando o corpo receptor é CLASSE 1}$$

Equação 6: avaliação de impacto recomendada pela CONAMA 430 no caso da inexistência de diretrizes estabelecidas pelo órgão ambiental estadual.

Esta metodologia para o cálculo da PHE sugere que sejam seguidos os seguintes passos na fase de avaliação de impacto:

- Em primeiro lugar, antes do início da elaboração dos inventários, é necessário conhecer a legislação local de cada unidade de processo que será inventariada, pois dependendo da localização da mesma, o órgão ambiental local poderá propor o monitoramento com diferentes testes de ecotoxicidade : expressos em termos de Concentração Letal mediana (CL(50)), concentração letal em um período de 96 horas (CL(I) 50, 96h) , ou em porcentagem da amostra que inibe a mobilidade de 50% dos organismos em um período de 48 horas de exposição (CE(I) 50, 48h) .
- Em segundo lugar, através dos mesmos motivos mencionados acima, é preciso saber se o monitoramento da vazão do corpo receptor deverá ser sobre a vazão de referência ou sobre a vazão mínima (Q_{7,10}).
- Em terceiro lugar, a variável local deve ser incluída através do cálculo da Concentração do Efluente no Corpo Receptor. No caso do Estado de São Paulo, deve

ser efetuado o cálculo da Diluição do Efluente no Corpo Receptor (D.E.R.) como denominado pela CETESB conforme a Equação 7.

$$D.E.R. = \frac{\text{Vazão Média do Efluente}}{\text{Vazão Média do Efluente} + \text{Vazão Mínima do Corpo Receptor } (Q_{7,10})} \times 100 \quad (7)$$

Equação 7: inserção da variável local no cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica (Fonte: BERTOLETTI, 2013)

- E em quarto lugar, o valor encontrado para o D.E.R. (ou CECR) deve ser comparado com o limite dos resultados dos testes ecotoxicológicos permitido para cada região.

A Equação 8 mostra este tipo de comparação, no caso do Estado de São Paulo, segundo a resolução SMA 3/2000:

$$D.E.R. \text{ (em \%)} \leq \frac{CE (I)50; 48H \text{ ou } CL(I)50; 96h}{100} \quad (8)$$

Equação 8: Comparação do resultado da D.E.R. com os resultados dos ensaios ecotoxicológicos segundo a resolução SMA 3/2000 (Fonte: BERTOLETTI, 2013)

Onde:

100 = fator utilizado para garantir a ausência de efeitos tóxicos crônicos, a representatividade de vários níveis tróficos e as variações temporais da ecotoxicidade.

CE(I)50; 48h = concentração do efluente que causa efeito agudo (imobilidade) a 50% de uma população do microcrustáceo *Daphnia similis*, em 48 horas de exposição, expressa em %.

CL(I)50; 96h = concentração do efluente que causa efeito agudo (letalidade) a 50% de uma população dos peixes *Danio rerio* ou *Pimephales promelas*, em 96 horas de exposição, expressa em %.

Os métodos analíticos para a obtenção desses resultados estão respectivamente descritos nas normas técnicas ABNT-NBR 12713 (ABNT, 2009) e ABNT NBR 15088 (ABNT, 2011)

Estes métodos de avaliação de impacto em corpos hídricos já foram anteriormente utilizados, porém com uma diferenciação de parâmetros. Zagatto e Bertoletti (1988), por exemplo, com o objetivo de estimar o impacto que efluentes poderiam causar em organismos aquáticos, avaliaram a toxicidade aguda de alguns efluentes industriais segundo método descrito na Norma CETESB (1986c), expressando o resultado em termos de porcentagem da amostra que inibe a mobilidade de 50% dos organismos em um período de 24 horas de exposição (CE(I) 50 , 24 horas). O modelo de estimativa de impacto utilizado foi o desenvolvido pela USEPA em 1985.

Antes de se partir para a avaliação de impacto propriamente dito, recomenda-se uma tabela de pré-avaliação de impacto (nos moldes da apresentada como exemplo no Apêndice E) com os cálculos da concentração do efluente no corpo receptor (D.E.R.) e resultado do teste de ecotoxicidade aguda CE(I) 50, 48h com o uso do micro crustáceo escolhido.

O processo de avaliação de impacto consiste em atribuir uma pegada hídrica ecotoxicológica para cada processo elementar e cada unidade de processo através da comparação dos limites permitidos normalizados em uma escala crescente de valores.

Para a normalização, a metodologia de avaliação de impacto aqui sugerida determina que o limite estipulado pelo órgão ambiental para o D.E.R. (CE 50 / 100) terá o valor igual a 1 e a relevância ecotoxicológica de cada processo elementar (e) e unidade de processo (i) ((PHE)e' e (PHE)i') será correspondente do quanto o valor real do D.E.R se afasta de 1, calculado segundo a Equação 9 e classificado de acordo com a escala de valores e cores sugerida na Tabela 5:

$$(PHE)e' \text{ ou } (PHE)i' = \text{relevância ecotoxicológica (valor normalizado)} = \frac{\text{D.E.R.}}{\text{Limite estipulado pelo órgão ambiental}} \quad (9)$$

Equação 9 - Equação para o cálculo da relevância ecotoxicológica (Fonte: elaboração da autora)

Onde:

(PHE)e' = relevância ecotoxicológica para cada processo elementar “e”

(PHE)i' = relevância ecotoxicológica para cada unidade de processo “i”

Tabela 5 - Metodologia para normalização e classificação da pegada hídrica ecotoxicológica em cada unidade de processo

	VALOR NORMALIZADO	CLASSIFICAÇÃO	
D.E.R. < CE50/100	(PHE)i ≤ 1,000		1
D.E.R. = CE50/100	1,001 ≤ (PHE)i ≤ 1,499		2
D.E.R > CE50/100	1,500 ≤ (PHE)i ≤ 2,999		3
D.E.R > CE50/100	3,000 ≤ (PHE)i ≤ 5,999		4
D.E.R > CE50/100	6,000 ≤ (PHE)i ≤ 9,999		5
D.E.R > CE50/100	(PHE)i ≥ 10,000		6

Após o cálculo da relevância ecotoxicológica dos respectivos processos elementares e unidades de processo que compõem o sistema de produto, é feita a classificação na escala de cores como mostra o cenário 1 apresentado no Apêndice F. Esta classificação representa a pegada hídrica ecotoxicológica de cada processo elementar e unidade de processo na devida região onde está localizada. Entretanto, apenas este cálculo não é suficiente. Cada PHE individual proporciona uma contribuição diferente para a PHE do produto estudado. Desta forma, é preciso fazer uma ponderação sobre o grau de contribuição de cada processo/unidade na PHE do produto em questão com o cálculo da PHE ponderada segundo a Equação 10.

$$(PHE)_e \text{ ou } (PHE)_i = \left[\begin{array}{c} \text{Relevância} \\ \text{Ecotoxicológica} \end{array} \right] * \left[\begin{array}{c} \text{Relevância} \\ \text{Produtiva} \end{array} \right] * \left[\begin{array}{c} \text{Relevância} \\ \text{no fluxo} \end{array} \right] \quad (10)$$

Equação 10 - Equação para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica em cada processo elementar "e" e unidade de processo "i" (Fonte: elaboração da autora)

Onde:

(PHE)_e = Pegada Hídrica Ecotoxicológica ponderada para cada processo elementar “e”

(PHE)_i = Pegada Hídrica Ecotoxicológica ponderada para cada unidade de processo “i”

Relevância ecotoxicológica: valor normalizado que dá origem à classificação da PHE de cada processo elementar e unidade de processo. Esta relevância é calculada sobre a ecotoxicidade encontrada no respectivo efluente, considerando que este efluente seja lançado individualmente no corpo hídrico receptor e representa o peso da ecotoxicidade da respectiva unidade no cálculo da PHE do produto em questão. Esta relevância ecotoxicológica corresponde ao valor encontrado pela Equação 9.

Relevância produtiva : equivalente ao fator de alocação por critério econômico, é calculado para alocar a carga ecotoxicológica lançada no efluente entre todos os produtos que saem da mesma unidade de processo. No caso de uma unidade de processo agrícola em que o produto agricultado é destinado a vários produtos finais produzidos em uma mesma usina, o fator de alocação deverá ser relativo à área equivalente necessária para o plantio, uma vez que a PHE está diretamente relacionada com a aplicação de agrotóxicos por um determinado perímetro. O cálculo desta relevância está exemplificado no item 5.3.1 , Tabela 19.

Relevância no fluxo de referencia (representatividade): significa a representatividade da PHE individual (i) na PHE total (t), ou seja, o quanto o fluxo de referência analisado para cada produto que entra no sistema de produto representa na produção total do mesmo em sua unidade de processo, denominado de *market-share* mercadológico.

Quando a unidade de processo “i” possui vários processos elementares, os mesmos deverão ser agregados através de um Fator de Agregação (FA) ou Fator de Ponderação (FP), a partir de ponderação da vazão do efluente da respectiva unidade elementar, segundo a Equação 11.

$$(PHE)_i = \sum (PHE)_e * FA(1) \quad (11)$$

Equação 11 - Equação para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica na unidade "i"

Onde:

$(PHE)_i$ = Pegada Hídrica Ecotoxicológica ponderada para cada unidade de processo “i”

$(PHE)_e$ = Pegada Hídrica Ecotoxicológica ponderada para cada processo elementar “e”

$FA(1)$ = Fator de Agregação das $(PHE)_e$ em uma $(PHE)_i$ calculado a partir da carga ecotoxicológica do efluente= (relevância ecotoxicológica)* (vazão do efluente)

Neste estágio, o estudo possui uma lista de todas as $(PHE)_i$ de cada unidade de processo, já ponderadas para o produto que está sendo estudado, faltando apenas agrupá-las em uma única Pegada Hídrica Ecotoxicológica do produto através de um fator de agregação, segundo Equação 12.

$$(PHE)_{p,i} = \sum (PHE)_i * FA(2) \quad (12)$$

Equação 12- Equação para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica PARCIAL de produtos
(Fonte: elaboração da autora)

Onde:

$(PHE)_{p,i}$ = Pegada Hídrica Ecotoxicológica PARCIAL do produto “p” produzido na unidade de processo “i”

$(PHE)_i$ = Pegada Hídrica Ecotoxicológica ponderada para cada unidade de processo “i”

$FA(2)$ = Fator de Agregação das $(PHE)_i$ em uma $(PHE)_{p,i}$ calculado a partir da vazão do efluente de cada unidade de processo.

Quando, no futuro, todos tiverem a cultura e a responsabilidade de monitorar seus efluentes, cada produtor/fornecedor poderá fornecer para seus clientes dois tipos de dados: a $(PHE)_i$ ou a $(PHE)_{p,i}$. Existem então dois tipos de PHE: a parcial e a completa.

A Pegada Hídrica Ecotoxicológica parcial $(PHE)_{p,i}$ representa que o cálculo foi feito utilizando dados de $(PHE)_i$ e a pegada Hídrica Ecotoxicológica completa representa que o cálculo foi feito utilizando dados de $(PHE)_{p,i}$, segundo a Equação 13, ficando assim o escopo avaliado muito maior.

$$(PHE)_{p,i,c} = \sum (PHE)_{p,i} * FA(2) \quad (13)$$

Equação 13 - Equação para o cálculo da Pegada Hídrica Ecotoxicológica COMPLETA de produtos
(Fonte: elaboração da autora)

Onde:

$(PHE)_{p, i, c}$ = Pegada Hídrica Ecotoxicológica COMPLETA do produto “p” produzido na unidade de processo “i”

$(PHE)_{p, i}$ = Pegada Hídrica Ecotoxicológica ponderada para cada unidade de processo “i”

FA(2) = Fator de Agregação das $(PHE)_i$ em uma $(PHE)_{p, i}$ calculado a partir da vazão média do efluente de cada unidade de processo.

.

5.2.4 FASE 4: Interpretação: obtenção do indicador e selo

Na fase de interpretação de resultados deve-se avaliar todas as unidades de processo que possuem maior contribuição para o impacto de ecotoxicidade aquática.

A fase de interpretação é importante para identificação das regiões críticas na qual os fornecedores de sua cadeia de suprimentos estão localizados com maior contribuição para a ecotoxicidade aquática.

Dependendo do produto analisado, o indicador obtido de PHE poderá se transformar em um selo indicativo na embalagem para que o consumidor final, dentro do processo de tomada de decisão pela escolha de produtos sustentáveis, possa estar ciente que o produto a ser consumido não contribui para a ecotoxicidade aquática. Qualquer embalagem, de qualquer produto poderá apresentar este selo.

No caso do uso do indicador na forma de um selo indicativo em combustíveis, na qual a produção de vários produtores é armazenada e misturada em tanques para depois ser distribuída para o consumidor final, o selo da PHE seguirá a proporção no tanque (de armazenamento e distribuição) conforme ilustrado na Figura 16..

Figura 16 - Exemplo de selo de PHE para o etanol hidratado (Fonte: elaboração da autora; imagens de internet)

5.3 Estudo piloto: estruturação da metodologia proposta para a obtenção da PHE do etanol hidratado

Este estudo piloto começou a ser estruturado no início do trabalho com a intenção de identificação das dificuldades de obtenção de um indicador de PHE passível de comparação, com a perspectiva da ACV.

A partir da escolha de uma usina considerada de produção de álcool e açúcar no Estado de São Paulo, foram utilizados dados de literatura de modo a considerar que estes seriam os dados reais desta usina que pretendia calcular a PHE de um de seus produtos: o etanol hidratado.

A elaboração deste estudo piloto iniciou com a aplicação das diretrizes estabelecidas pelas normas de Avaliação do Ciclo de Vida com a composição das seguintes fases: definição do objetivo, definição do escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação.

5.3.1 FASE1: Definição do objetivo e escopo do estudo

O objetivo deste estudo piloto é avaliar a aplicabilidade do método proposto através da simulação de obtenção de um indicador de PHE do etanol hidratado oriundo da cana-de-açúcar produzida em uma usina “X” no Estado de São Paulo. Admite-se que a citada usina utiliza de forma preponderante a cana produzida na bacia do rio Corumbataí, também no Estado de São Paulo. Este estudo é demonstrativo, elaborado com dados fictícios e foi conduzido para servir de parâmetro para a avaliação da PHE de qualquer produto oriundo ou não da agricultura, em diversas unidades produtivas e em diversas bacias hidrográficas, de modo a permitir a comparabilidade entre as mesmas através de um indicador.

Escolha do produto e definição de sua função

Como este trabalho está direcionado a apresentar um exemplo piloto citando o uso preponderante da cana cultivada na bacia do rio Corumbataí, escolheu-se para título de exemplo, o etanol hidratado produzido na usina “X” com localização geográfica nas imediações. Como função, foi escolhida a função de um combustível: fornecer serviço energético.

Definição do volume de controle

O volume de controle utilizado para o cálculo do fluxo de referência, é a produção total do produto em questão (etanol hidratado) pela usina considerada dentro da fronteira temporal adotada (no caso, 2011). Neste estudo, a produção total de etanol hidratado pela usina considerada dentro da fronteira temporal de 2011 (59.861 toneladas) foi convertida em energia (1.579.028 GJ) e considerada como volume de controle. Vale ressaltar, que nesta metodologia, o volume de controle serve para o estabelecimento do fluxo de referência dos materiais que entram no sistema de produto e apenas poderá ser definida no término da fronteira temporal analisada.

Definição da metodologia de avaliação de impacto

A metodologia de avaliação de impacto utilizada é a PHE/IEE/POLI/USP/ (WEF/IEE/POLI/USP/BR) objeto desta tese de doutorado.

Definição da fronteira tecnológica

Segundo o BNDES e CGEE (2008), as usinas brasileiras podem ser classificadas em três tipos de instalações: as usinas de açúcar, que produzem exclusivamente açúcar, as usinas de açúcar com destilarias anexas, que produzem açúcar e bioetanol, e as instalações que só produzem bioetanol, ou destilarias autônomas. A grande maioria das instalações é formada por usinas de açúcar com destilarias anexas (cerca de 60% do total),

seguidas por um montante de destilarias autônomas (cerca de 35%) e por algumas unidades de processamento exclusivo de açúcar. A fronteira tecnológica adotada neste estudo é formada por tecnologia de usina de açúcar e destilarias anexas para a produção de Etanol Anidro e Etanol Hidratado (processo de fermentação, sem considerar a produção de etanol de segunda geração a partir da lignocelulose).

Determinação do Fluxo de Referência

O desempenho do produto é o fator necessário para a determinação do fluxo de referência (de acordo com a fronteira tecnológica considerada).

O exemplo apresentado para aplicação da metodologia proposta por este estudo, considera o calculo da PHE do etanol hidratado produzido pela usina “X” cuja fronteira tecnológica é formada por usina de açúcar e destilarias anexas para a produção de Etanol Anidro e Etanol Hidratado. Para os cálculos, adotou-se como referência os fluxos sugeridos pelo inventário de Cavaletti et al^{1,2} (2012) para o etanol hidratado, como se os mesmos tivessem sido inventariados pela própria usina, conforme a Figura 17.

Figura 17 - Fluxos de referência adotados para o processamento de 1 t de cana (elaboração da autora, adaptado de Cavaletti et al, 2012)

Desta forma, o fluxo de referência para o etanol hidratado é apresentado na Figura 18.

Figura 18 - : Fluxo de referência para o etanol hidratado (Fonte: elaboração da autora)

Ou seja, para cada 1 GJ de energia usada como função, são necessários 545,45 kg de cana.

Avaliação Preliminar

Em uma plantação de cana, ou qualquer outra atividade agrícola, a unidade territorial a qual a mesma está inserida é fator fundamental para a determinação da pegada hídrica e consequente avaliação do impacto local. No caso da avaliação do potencial de ecotoxicidade a ser causado pelo etanol hidratado, uma avaliação preliminar deve constar no escopo com o mapeamento da(s) bacia(s) hidrográfica(s) onde está(ão) localizada(s) a unidade agrícola.

A grande maioria dos estudos de caso que tratam a pegada hídrica com o uso de um fator regionalizado generaliza o Brasil como uma macrorregião.

Entretanto, o Brasil é dono de uma vasta extensão territorial na qual a partir de 1997, com a Lei 9.433/97, ficou definida a bacia hidrográfica como a unidade territorial para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Macro avaliação preliminar da Pegada Hídrica

A divisão hidrográfica nacional brasileira é instituída em grandes regiões, como mostra a Figura 19.

Figura 19 - Grandes regiões hidrográficas brasileiras (Fonte: elaboração da autora, shapes fornecidos pela ANA)

O Estado de São Paulo, detentor de 58% da produção de cana no Brasil (ÚNICA, 2013), está localizado quase que integralmente na região hidrográfica do Paraná e possui 15 regiões administrativas, conforme Figura 20. A região hidrográfica do Paraná possui 32% da população nacional e apresenta o maior desenvolvimento econômico do país, sofrendo grande pressão sobre os recursos hídricos devido o aumento da demanda e diminuição da disponibilidade de água causado pela contaminação por efluentes domésticos, industriais e drenagem urbana (ANA^a, 2013).

Figura 20 - Regiões administrativas do Estado de São Paulo na bacia do Paraná (elaboração da autora, shapex fornecidos pela ANA e SEESP)

Segundo São Paulo (1991), o Estado possui, como um de seus princípios, a compatibilização do gerenciamento dos recursos hídricos com o desenvolvimento regional e com a proteção do meio ambiente sem a dissociação dos aspectos quantitativos e qualitativos do recurso água. Segundo São Paulo (1994), em atendimento aos dispositivos do citado instrumento legal, a hidrografia territorial do Estado de São Paulo ficou dividida em 22 (vinte e duas) Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHIs.

Entretanto, as unidades territoriais das UGRHs não são coincidentes com as unidades administrativas, o que dificulta a compilação dos dados por região, como pode ser observada a sobreposição na Figura 21.

Figura 21 - Divisão territorial das UGRHs e regiões administrativas do Estado de São Paulo
(Fonte: elaboração da autora, dados ANA, SEESP)

A macro avaliação preliminar da pegada hídrica ecotoxicológica (PHE) consiste em mapear a região hidrográfica onde está localizada a unidade de processo agrícola responsável pela produção do produto a qual será atribuída a PHE em um SIG (Sistema de Informações Georeferenciadas). O estudo piloto apresentado como exemplo desta metodologia, trabalha com a hipótese de que esteja sendo avaliada a pegada hídrica do etanol hidratado produzido em uma usina localizada na região administrativa de Campinas, conforme a Figura 22.

Figura 22 - Usinas de cana-de-açúcar, Região Adm. de Campinas (Fonte: SEESP, 2011)

Na macroavaliação preliminar, também é necessário avaliar se a região estudada pertence a alguma macrometrópole com problemas de disponibilidade hídrica. Este mapeamento pretende facilitar o processo de planejamento integrado de recursos feitos pelas macrometrópoles. Neste exemplo, tanto a UGRHI 5 como a região administrativa de Campinas estão inseridas na Macrometrópole paulista, conforme exibido na Figura 23.

Figura 23 - Macrometrópole paulista (Fonte: SESP, 2008)

Dentro da macro avaliação preliminar, é feita a localização geográfica da usina que deseja calcular a PHE de seu produto em um software GIS. Este procedimento possibilitará saber qual Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) a mesma pertence. Assumiu-se que a usina considerada possui localização geográfica latitude -47,5922 e longitude -22,6576 (graus decimais) e está, de acordo com o software de GIS, localizada na UGRHI 5 (porção territorial das bacias dos rios Piracicaba, Capivari, Jundiá), pertencendo então à região administrativa de Campinas e macrometrópole paulistana. No caso de avaliação da PHE do etanol hidratado produzido por esta usina, é necessário fazer o mapeamento georreferenciado dos polígonos que irão servir de matéria-prima dentro da

fronteira temporal adotada, através do georreferenciamento de imagens de satélite. Para este estudo piloto, utilizou-se dados do projeto de mapeamento CANASAT desenvolvido pelo INPE. Com dados compilados por Rudorff, (2010) e Adami (2012), foi possível mapear os polígonos de cana inseridos na UGRHI 5 ocupando uma área de 91.503 hectares em 2011, representando 6,5% da área total desta Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos. A Figura 24 apresenta a localização geográfica da Usina considerada inserida no destaque da UGRHI 5 com os polígonos de cana cultivados no ano de 2011, ao redor da hidrografia principal.

Figura 24 - Localização geográfica da Usina de etanol hidratado (Fonte: elaboração da autora)

Dentro do contexto de macro avaliação preliminar, é possível observar que a maior parte da hidrografia principal da UGRHI5 está rodeada de polígonos de cana.

Atualmente no Estado de São Paulo existe uma regulamentação embasada na resolução SMA-88 em que qualquer alteração nas atividades de plantio de cana e produção de etanol deve ser submetida à CETESB para aprovação. Esta resolução é baseada no mapa ambiental e agrícola do Estado. O licenciamento é concedido de acordo com o zoneamento agroecológico de diferentes disponibilidades de água em diferentes regiões do Estado divididas em áreas inapropriadas, áreas permitidas com limitações ambientais, áreas permitidas com restrições ambientais e áreas permitidas para atuação.

As regiões metropolitana de São Paulo e a UGRHi 5 representam áreas críticas de disponibilidade de água superficial e grande vulnerabilidade de água subterrânea. O uso da água por tonelada de cana-de-açúcar processada na usina, poluição do ar e impactos locais da biodiversidade são alguns dos parâmetros utilizados para a classificação. As áreas "permitidas" e "permitidas com limitações ambientais" correspondem a 1m³ de uso da água por tonelada de cana enquanto que as áreas "permitidas com restrições ambientais" correspondem a 0,7 m³ /t de cana (novas unidades). De acordo com este zoneamento agrícola e ambiental para a indústria da cana de açúcar, o Estado de São Paulo tem 3,9 milhões de hectares classificados como apropriados, 8.9 milhões de hectares classificados como apropriados com limitação ambiental, 5.5 milhões de hectares apropriados com restrições ambientais e 6,7 milhões de hectares inapropriados para esta atividade (SÃO PAULO, 2008).

A Figura 25 mostra a localização da Usina considerada com uma área ao seu redor de 30 km (distância adotada como sendo a distância máxima economicamente viável para o transporte da cana até a usina).

Figura 25 - Macro avaliação preliminar da usina considerada como produtora de etanol hidratado para o cálculo da PHE (Fonte: elaboração da autora, dados CANASAT)

Definição do sistema de produto

O sistema de produto deste estudo de caso piloto, considera que a usina que deseja calcular a PHE de seu produto possui seus fornecedores primários e secundários conforme o exibido na Figura 26.

Figura 26 - Sistema de produto para o cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado produzido na usina considerada

Micro Avaliação preliminar da pegada hídrica ecotoxicológica

O conceito de micro avaliação preliminar apresentado neste estudo consiste em se fazer o diagnóstico e mapeamento de todas as unidades de processo que compõem o sistema de produto, considerando que cada fornecedor de matéria-prima (primário ou secundário) seja uma unidade de processo.

Dentro do micro avaliação preliminar, esta metodologia sugere que as unidades de processo envolvidas sejam classificadas em uma tabela de acordo com sua natureza (industrial / agrícola / mineração / petrolífera, etc..), numeradas e georreferenciadas em um mapa. Este mecanismo está associado à identificação das coordenadas geográficas de cada unidade de processo (UP) para que seja possível Identificar as UPs que estejam localizadas em áreas críticas de disponibilidade de água através do mapeamento em SIG (GIS). A Tabela 6 sugere o diagnóstico da microavaliação preliminar da PHE do etanol hidratado produzido pela usina considerada em 2011.

Tabela 6 - Diagnóstico da microavaliação preliminar (Fonte: elaboração da autora)

UNIDADE DE PROCESSO	NÚMERO DA UNIDADE DE PROCESSO	TIPO DA UNIDADE DE PROCESSO	NOME	LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA
ALCOOL HIDRATADO	1	Industrial		
			Terras arrendadas ou de propriedade da usina Costa Pinto	
Cana de Açúcar (*)	2	Agrícola		
Amonia (como N)	3	Industrial		
Ureia (como N)	4	Industrial		
Nitrato de Amonia (como N)	5	Industrial		
Fosfato monoamonico (como P2O5)	6	Industrial		
Fosfato monoamonico (N)	7	Industrial		
Super Fosfato Simples (como P2O5)	8	Industrial		
Cloreto de Potassio (como K2O)	9	Industrial		
Calcario	10	Industrial		
Gesso	11	Industrial		
Fipronil	12	Industrial		
Carbofuran	13	Industrial		
Glifosato	14	Industrial		
Tebuthiron	15	Industrial		
Hexazinone	16	Industrial		
Diuron	17	Industrial		
Imazapic	18	Industrial		
Trinexapac	19	Industrial		
Enxofre secundário	20	Industrial		
Cal virgem (óxido de calcio)	21	Industrial		
Ácido sulfúrico	22	Industrial		
Cal	23	Industrial		
Floculante	24	Industrial		
Antibiótico	25	Industrial		

Em seguida, complementa-se a microavaliação preliminar , com o armazenamento das informações de cada Unidade de Processo em um Sistema de Informações Geográficas.

- Unidade de processo 1: Usina produtora de álcool

A Unidade de processo 1 consiste na unidade fabril do produto a qual será avaliada a PHE. No exemplo demonstrativo deste estudo piloto, a usina “X” teve sua localização geográfica com as demais informações armazenadas no banco de dados criado dentro do SIG, conforme ilustrado na Figura 27.

Figura 27 - Localização geográfica / armazenamento de dados da Unidade de Processo 1 (Fonte: elaboração da autora)

- Unidade de processo 2: área agrícola de cultivo de cana

Para o conhecimento do real grau de contribuição que o etanol hidratado produzido na usina “X” possui para a ecotoxicidade aquática, através do cálculo de sua PHE, segundo esta metodologia, foi identificado na micro avaliação preliminar a localização exata de cada polígono de cana cultivado pela usina através do sistema de informações geográficas (SIG). As unidades agrícolas podem ser facilmente monitoradas através do georreferenciamento de imagens de satélite, com a possibilidade de mapeamento de todos os polígonos.

Neste estudo piloto, o mapeamento da unidade agrícola foi feito adotando-se a hipótese de que toda a cana utilizada pela usina, foi cultivada na sub-bacia do rio Corumbataí (inserida na UGRHI5) pelo fato da mesma já possuir um histórico de estudo ecotoxicológico realizado pela professora Regina Tereza Rosim Monteiro do CENA -Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo através de trabalhos em conjunto com Armas et al (2005); Armas (2006) e Messias (2008), que alertam sobre o risco de contaminação hídrica por consequência da monocultura da cana-de-açúcar na região e também pelo histórico de informações dos institutos de Geociências e Biociências da UNESP Rio Claro compilados em um Atlas CEAPLA(2013).

A partir dos arquivos em formato “*shape*” fornecidos pelo INPE com dados compilados por Rudorff, (2010) e Adami (2012) do CANASAT e do mapa hipsométrico com o limite da sub bacia do rio Corumbataí fornecidos pelo CEAPLA (2013), também em formato *shape*, foi possível, com o uso do programa ARCMAP GIS, interpolar as camadas para o cálculo dos hectares com plantação de cana nesta região. O resultado é apresentado na Figura 28.

Figura 28 - Polígonos de cana inseridos no mapa hipsométrico da bacia do rio Corumbataí (Fonte: elaboração da autora, shapes fornecidos pelo INPE- canasat e CEAPLA)

Dentro da micro avaliação preliminar, a Figura 28 apresenta os polígonos de cana inseridos no gráfico hipsométrico, na qual é possível notar que devido a inclinação do relevo, todo o escoamento superficial da região tende a fluir para a área mais baixa, com maior concentração dos polígonos de cana, antes de atingir os corpos hídricos propriamente ditos.

As classes de cana mapeadas são as citadas por Rudorff, (2010) e Adami (2012) e exibidas na Tabela 7:

Tabela 7 - Tipos de cultivo de cana na bacia do rio Corumbataí em 2011 (Fonte: elaboração da autora)

BACIA DO RIO CORUMBATAÍ		
Tipo de cultivo de cana em 2011	Área (ha)	
Soca	51924	86,8%
Reformada	3478	5,8%
Expansão	226	0,4%
Em reforma	4170	7,0%
TOTAL	59797	100,0%

- (a) **Soca**: é a classe de lavouras de cana que já passaram por mais de um corte, ou seja, é a cana que rebrotou de uma planta ou de uma soca. Nesta classe também se encontram as lavouras reformadas com cana planta de ano;
- (b) **Reformada**: é a classe das lavouras de cana planta de ano-e-meio que foram reformadas no ano safra anterior e que estão disponíveis para colheita na safra corrente;
- (c) **Expansão**: é a classe de lavouras de cana que pela primeira vez estão disponíveis para colheita. Lavouras de cana que foram convertidas em outro uso por um período

igual ou maior a duas safras e voltaram a ser cultivadas com cana também se inserem nesta classe;

- (d) **Em reforma:** é a classe das lavouras de cana que não serão colhidas devido à reforma com cana planta de ano-e-meio ou por serem destinadas a outro uso. Quando a lavoura da classe "em reforma" é de fato reformada com cana planta de ano-e-meio ela passa para a classe "reformada" no ano safra seguinte;
- (a + b + c) **Total disponível para colheita;**
- (a + b + c + d) **Total cultivado.**

A sub bacia do rio Corumbataí é composta por uma área de 171.055,5 hectares (ha) portanto, o cultivo de cana em 2011 representou o uso de 35 % de terra desta região. Segundo levantamento feito por Armas(2005), em 1999 o uso da terra para o cultivo de cana nesta bacia representava 25,57% com um cultivo de 43.663,16 ha de cana. Desta forma é possível constatar um acréscimo no cultivo de cana de 37 % em 12 anos o que representa um crescimento de 2,7% ao ano apenas nesta região.

Este estudo piloto , feito de forma demonstrativa de aplicação da metodologia, adotou que a usina “X” é a responsável pela avaliação da PHE do etanol hidratado produzido pela mesma no ano de 2011. Desta forma, para se fazer o necessário mapeamento dos polígonos de cana utilizados por esta usina, e tendo como referência os dados da SEESP(2013), escolheu-se uma usina, localizada na região que, em 2011, processou 3.625.439 toneladas de cana. Assumindo-se a produtividade de 83,02 toneladas de cana/hectare no Estado de São Paulo em 2011, indicada pelo MAPA(2012), foi possível concluir que 43.669,47 hectares contendo polígonos de cana foram utilizados por esta usina em 2011.

Com as ferramentas do ARCMAP do sistema GIS, *buffer* e sobreposição de camadas para o recorte da intersecção, e considerando que a distância economicamente viável de transporte da cana para a usina fosse 30 km, foi feito o cálculo da área dos polígonos obtidos, concluindo-se que em 2011 existiam 154.859 hectares de cana cultivada em um raio de 30 km da usina, conforme exibido na Figura 29.

Figura 29 - Recorte dos polígonos de cana em um raio de 30km da usina produtora de etanol anidro considerada (Fonte: elaboração da autora)

Com o uso da mesma ferramenta, foi possível calcular a área de polígonos de cana que estão dentro da bacia do rio Corumbataí (UGRHI 5) e que estão ao mesmo tempo a um raio de 30km da usina considerada, totalizando 44.838 hectares conforme exibido na Figura 30. Admite-se então que todos os polígonos de cana utilizados pela usina considerada estão alocados dentro da bacia do rio Corumbataí.

Figura 30 - Recorte dos polígonos de cana inseridos na bacia do rio Corumbataí e localizados em um raio de 30km da usina produtora de etanol anidro considerada (Fonte: elaboração da autora)

Definição da fronteira temporal

A fronteira temporal deste estudo piloto é referente ao ano de 2011. No caso de se calcular a PHE do etanol hidratado, a unidade produtora é a usina “X” com seus respectivos polígonos de cana, portanto, o monitoramento de entradas e saídas (na forma de inventário) deverá ser feito dentro da fronteira temporal anual de compilação de dados. O estudo piloto apresentado se dá com a fronteira temporal estabelecida para o ano de 2011.

5.3.2 FASE 2: Análise do inventário

Inventário da Unidade de Processo 1

A “Unidade de Processo 1”, aqui caracterizada para este estudo piloto, é a usina “X” que deseja avaliar a PHE de um de seus produtos: o etanol hidratado.

Esta metodologia sugere que haja um sistema de monitoramento de inventários para cada processo elementar e unidade de processo que compõe o sistema de produto. Este monitoramento deve ser estabelecido de modo a permitir o acompanhamento da interação da unidade de processo com o meio ambiente. Este sistema é individual para cada processo elementar e deve ser feito de acordo com a tecnologia utilizada por cada usina para a obtenção de etanol anidro, etanol hidratado e açúcar. O Apêndice A sugere um sistema de gerenciamento do monitoramento de inventários que pode servir de formulário, no formato de planilha excell, para ser preenchido pela usina e distribuído entre os fornecedores primários e fornecedores secundários. Cada usina, dependendo de seu aporte tecnológico, possui uma demanda de água diferenciada, por isso a necessidade de elaboração do inventário local, para a avaliação da PHE.

A primeira etapa para a elaboração e análise dos inventários é a construção de um fluxograma que identifique os processos elementares que compõem a unidade de processo, ou seja, as fases produtivas da usina. Para este estudo piloto, foi adotado o fluxograma de CGEE (2012) como sendo o fluxograma da usina “X”, conforme a Figura 31.

Figura 31: Processo produtivo do álcool e açúcar (Fonte : adaptado de CGEE ,2012)

Em segundo lugar, é necessário identificar todos os processos elementares que utilizam o recurso água, com lançamento ou não de efluentes individuais. O CGEE (2012) elaborou uma análise no processo produtivo de álcool e açúcar, considerando todos os tipos de demanda por água. Para representar o requerimento de água, foi feito uma simulação da usina sem circuitos fechados de reuso (demanda de 15,07 m³ de água por tonelada de cana processada) e com os circuitos fechados de reuso inclusos, caracterizando assim a demanda

efetiva de água em cada etapa do processo produtivo somando um total de 1,23 m³ de água por tonelada de cana processada.

Os valores de demanda pela água em usinas de álcool e açúcar, sem o reuso, podem variar de 15 à 22 m³/tonelada de cana processada, enquanto a demanda por água, considerando o reuso, pode variar de 1,2 à 5 m³/tonelada de água processada (CGEE ,2012 e ELIA NETO, 2008).

De um modo geral, a entrada de água na usina (retirada do meio ambiente) ocorre para a reposição dos circuitos fechados, para atender as demandas de diluição no processo de fermentação, água potável para beber e limpeza em geral. Os outros tipos de consumo de água pela usina são atendidos pelos condensadores (inibição, clarificação do caldo, lavagem da torta de filtro, diluição do melaço e lavagem das centrífugas). As usinas também possuem um potencial de produção de água na ordem de 260 litros por tonelada de cana processada caso haja o reaproveitamento da água contida na vinhaça e perdas na etapa de lavagem da cana (CGEE ,2012).

Uma usina de álcool e açúcar possui várias etapas, sendo a fase de preparação do caldo comum para os dois processos produtivos. Assume-se que o uso da água no processo produtivo de álcool e açúcar é comum nos primeiros estágios (manuseio da cana, lavagem, preparação e extração do caldo). O caldo extraído é a matéria-prima para o processo produtivo dos 3 produtos. Este caldo é direcionado para o tratamento e produção de açúcar e álcool, sendo consumido em estágios subsequentes de acordo com seu destino. A produção do açúcar é complementada com a evaporação do caldo, cristalização, separação centrífuga e secagem. A produção de etanol hidratado inclui o estágio de preparação do caldo para a etapa de fermentação com subsequente destilação e retificação. O etanol hidratado é retirado do processo na fase anterior à desidratação, fase esta que produz o etanol anidro como produto final.

O inventário de monitoramento de produção de açúcar e álcool da usina considerada neste estudo foi feito para cada fase do processo produtivo, ou processo elementar, com dados de CGEE (2012) apenas a título de demonstração da metodologia e exibidos na Tabela 8. Cabe ressaltar que cada usina deve fazer seu próprio inventário conforme especificado no formulário sugerido.

Tabela 8- Inventário para o cálculo da PHE da unidade de processo 1: usina considerada para a produção do etanol hidratado (Fonte: elaboração da autora)

	PROCESSOS ELEMENTARES	Entrada de água em 2011 (m3/t cana)	Entrada de água em 2011 (m3)	Efluente lançado (m3)	(V) Vazão do efluente (m3/s)	(E) Ecotoxicidade	(V) CARGA ECOTOXICOLÓGICA	(E) FP1 (calculado sobre a carga ecotoxicológica)	Relevância ecotoxicológica	Relevância produtiva	Relevância no fluxo	(PHE) _e
FASES COMUNS	Lavagem	2,2	7975965,8	7975965,8	0,7693	80%	0,6154	9,6%				
	Embebição	0,3	906359,8	906359,8	0,0874	60%	0,0525	0,8%				
	Preparo do cal	0,0	108763,2	108763,2	0,0105	40%	0,0042	0,1%				
	lavagem da torta	0,0	108763,2	108763,2	0,0105	60%	0,0063	0,1%				
	condensadores dos filtros	0,4	1268903,7	1268903,7	0,1224	70%	0,0857	1,3%				
	geração de energia	2,3	8211619,3	8211619,3	0,7920	80%	0,6336	9,9%				
	outros	0,2	888232,6	888232,6	0,0857	89%	0,0762	1,2%				
PRODUÇÃO DE AÇÚCAR	Sulfitação	0,1	181272,0	181272,0	0,0175	67%	0,0117	0,2%				
	Preparo de polímero	0,0	54381,6	54381,6	0,0052	58%	0,0030	0,0%				
	Aquecimento do caldo	0,1	290035,1	290035,1	0,0280	89%	0,0249	0,4%				
	Evaporação	2,5	8907703,6	8907703,6	0,8592	78%	0,6701	10,5%				
	Cozimento	5,8	20846274,3	20846274,3	2,0106	75%	1,5080	23,6%				
	outros	0,2	580070,2	580070,2	0,0559	74%	0,0414	0,6%				
PRODUÇÃO DE ALCOOL	Aquecimento do caldo	0,0	90636,0	90636,0	0,0087	65%	0,0057	0,1%				
	Fermentação	4,4	15828666,7	15828666,7	1,5267	87%	1,3282	20,8%				
	Destilação	3,9	13994194,5	13994194,5	1,3497	98%	1,3228	20,7%				
TOTAL		22,13	80241841,39	80241841,4	7,7393751		6,3897					
processamento de cana (toneladas)- 2011 :		3.625.439										

Inventário da Unidade de Processo 2

A unidade de processo 2 consiste na unidade agrícola composta pelos polígonos de cana de propriedade ou arrendados pela usina considerada.

O inventário de uma unidade de processo agrícola deve ser diferenciado. No exemplo demonstrativo apresentado aqui como um estudo piloto, esta unidade de processo corresponde aos 43.669 hectares de terra de propriedade da usina “X” para a produção de 3.625.429

toneladas de cana. De acordo com as informações geográficas fornecidas pelo CANASAT e admitindo que os mesmos estejam 100% inseridos na bacia do rio Corumbataí, compreendem 793 polígonos. O Apêndice B apresenta uma sugestão de gerenciamento do inventário de água de uma unidade agrícola de modo que seja feito para cada polígono, lembrando que os testes de ecotoxicidade só deverão ser feitos isoladamente para cada polígono caso a composição de agrotóxicos aplicados mude de polígono para polígono, conforme esquema de monitoramento de entrada de agrotóxicos sugerido no Apêndice C.

A entrada de água em uma unidade de processo agrícola se dá pela precipitação e captação de águas superficiais para a irrigação. Esta entrada de água está, portanto relacionada com o requerimento hídrico de cada cultura e os índices de precipitação de cada região.

Para o cálculo da PHE é recomendado o acompanhamento diário da precipitação por pluviômetros instalados em pontos distintos. A partir das coordenadas geográficas, é possível identificar os postos pluviométricos mais próximos de cada polígono. Este estudo piloto considera os postos do DAEE, que monitora os índices de precipitação no Estado de São Paulo em diferentes bacias hidrográficas. A Figura 32 mostra os postos monitorados dentro e ao redor da bacia do Rio Corumbataí.

Figura 32- Postos de monitoramento de chuva / índices pluviométricos DAEE na região da bacia do Corumbataí (Fonte: elaboração da autora com shapes do DAEE, CANASAT e CEAPLA)

A Figura 33 mostra que a distribuição das chuvas na bacia do rio Corumbataí é desigual, reforçando a importância de identificar no inventário de cada polígono qual é o posto pluviométrico mais próximo.

Figura 33 - Distribuição de chuvas na bacia do Rio Corumbataí
(Fonte: CEAPLA)

Os postos considerados para este estudo piloto são: D4-059, D4-074, D4-109, D4-012 e D4-0112 e após a identificação da localização geográfica de cada polígono e de cada posto, é possível fazer o agrupamento de polígonos de acordo com a região atendida pelo pluviômetro. Esta informação serve para designar o respectivo hidrograma para um determinado grupo de polígonos, conforme divisão da Tabela 9.

Tabela 9 - Agrupamento dos polígonos usados pela usina por posto pluviométrico
(Fonte: elaboração da autora)

POSTO DAEE	Σ de Polígonos (ha)	(%)
D4-059	13974	32%
D4-012	2183	5%
D4-112	3057	7%
D4-074	16594	38%
D4-109	7861	18%
total	43669	

A identificação dos postos pluviométricos é igualmente armazenada na base de dados do GIS, conforme Figura 34 e Tabela 10, quanto a sua localização geográfica, prefixo, altitude, município, intensidade diária de chuva, entre outros atributos.

Figura 34 - Armazenamento de dados sobre os postos de monitoramento pluviométrico da bacia do rio Corumbataí (Fonte: laboração da autora com dados do DAEE)

Tabela 10- Postos de monitoramento pluviométrico considerados no estudo piloto (Fonte: elaboração da autora, dados do DAEE)

Município	Prefixo	Nome	Altitude	Latitude	Longitude	Bacia	Prefixo ANA
Santa Gertrudes	D4-059	Santa Gertrudes	620 m	-47,516667	-22,483333	Corumbataí	2247022
Ipeuna	D4-074	Ipeuna	630 m	-47,716667	-22,433333	Corumbataí	2247021
Charqueada	D4-109	Recreio	510 m	-47,683333	-22,583333	Corumbataí	2247208
Rio Claro	D4-012	Rio Claro	600 m	-47,55	-22,4166667	Claro	2247020
Rio Claro	D4-112	Rio Claro Unesp	0 m	-47,6	-22,3666667	Claro	

O Apêndice D apresenta o monitoramento diário das chuvas em cada posto pluviométrico considerado, enfatizando em amarelo os dias de maior incidência de chuva em cada mês (em mm), que são os prováveis dias de campanha para coleta de amostra para a elaboração do teste de ecotoxicidade.

Cálculo do requerimento hídrico da cana-de-açúcar

Para este estudo piloto, utilizou-se os dados do Kc e ETo da cana de açúcar compilados a partir de Dalri (2008), Barbieri (2012), FAO WATER (2013 a,b,c), Giongo (2011), Oliveira (2013) e Silva (2011) para o cálculo do requerimento hídrico da cana-de-açúcar, conforme Equação 1 e resultados apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Cálculo do Requerimento Hídrico da cana de açúcar (elaboração da autora)

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	RHC total (mm)
Kc	1,1	1,1	1,1	1,2	1,2	0,5	0,5	0,55	0,6	0,75	0,85	0,95	
Eto	177	95	92	146	78	63	67	164	178	146	158	136	
RHC	194,7	104,5	101,2	175,2	93,6	31,5	33,5	90,2	106,8	109,5	134,3	129,2	1304,2

O inventário dos fluxos de água de uma unidade de processo agrícola deve ocorrer para cada polígono segundo o hidrograma do pluviômetro de sua região. O monitoramento dos índices de precipitação mensal, para este estudo piloto, foi feito para cada agrupamento de polígonos de cada região pluviométrica, conforme apresentado na Tabela 12.

Tabela 12- Inventário de entrada de água por precipitação nos polígonos de cana (Fonte: elaboração da autora)

PRECIPITAÇÃO MENSAL 2011 (mm/mês)													
POSTO DAEE	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Σ de Polígonos (ha)
D4-059	640,7	116,0	198,4	157,4	22,1	49,1	2,7	33,9	0,9	230,7	193,3	158,3	13974
D4-012	601,2	224,6	203,9	188,3	12,3	35,1	0,5	8,7	15,2	281,0	141,5	163,5	2183
D4-112	569,2	241,5	203,5	196,1	9,7	41,5	1,6	9,6	18,0	222,6	188,5	193,9	3057
D4-074	704,0	135,4	230,3	91,7	12,8	45,0	2,5	11,0	16,0	199,4	195,1	127,5	16594
D4-109	547,7	115,9	226,6	161,6	16,5	14,5	10,1	12,6	15,8	242,9	198,2	132,5	7861

Em segundo lugar, é preciso estimar a precipitação efetiva nos polígonos de cana com o uso da Equação 2 conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 - Inventário da precipitação efetiva nos polígonos de cana (Fonte: elaboração da autora)

POSTO DAEE	PRECIPITAÇÃO MENSAL EFETIVA 2011 (mm/mês)												Σ de Polígonos (ha)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
D4-059	487,6	67,8	133,7	100,9	0,0	0,0	0,0	10,3	0,0	159,6	129,6	101,6	13974
D4-012	456,0	154,7	138,1	125,6	0,0	11,1	0,0	0,0	0,0	199,8	88,2	105,8	2183
D4-112	430,4	168,2	137,8	131,9	0,0	14,9	0,0	0,0	0,8	153,1	125,8	130,1	3057
D4-074	538,2	83,3	159,2	48,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	134,5	131,1	77,0	16594
D4-109	413,2	67,7	156,3	104,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	169,3	133,6	81,0	7861

A Tabela 14 apresenta o inventário do requerimento mensal de irrigação nos polígonos de cana. A irrigação é caracterizada pela entrada de água oriunda da captação de corpos hídricos superficiais ou subterrâneos e ocorre quando os índices de precipitação mensal e efetiva são menores do que o requerimento hídrico da cultura.

Tabela 14 - Inventário de irrigação dos polígonos de cana (Fonte: elaboração da autora)

POSTO DAEE	ESTIMATIVA DO REQUERIMENTO MENSAL DE IRRIGAÇÃO (mm/mês)												Σ de Polígonos (ha)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
RHC	194,7	104,5	101,2	175,2	93,6	31,5	33,5	90,2	106,8	109,5	134,3	129,2	
D4-059		36,7		74,3	90,3	12,0	33,5	79,9	106,8		4,7	27,6	13974
D4-012				49,6	93,6	20,4	33,5	90,2	106,8		46,1	23,4	2183
D4-112				43,3	93,6	16,6	33,5	90,2	106,0		8,5		3057
D4-074		21,2		126,8	93,6	31,5	33,5	90,2	106,8		3,2	52,2	16594
D4-109		36,8		70,9	93,6	31,5	33,5	90,2	106,8		0,7	48,2	7861

Este estudo piloto adota que, de acordo com a Equação 4, a soma dos termos “D” e “ ΔW ” seja o equivalente a 10% do índice de precipitação mensal. Assim sendo, a Tabela 15 apresenta o inventário do escoamento superficial de cada região que contém os polígonos de cana em estudo.

Tabela 15 - Inventário do efluente gerado pela unidade de processo agrícola (Fonte: elaboração da autora)

ESTIMATIVA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL (mm/mês) - 2011													
POSTO DAEE	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Σ de Polígonos (ha)
RHC	194,7	104,5	101,2	175,2	93,6	31,5	33,5	90,2	106,8	109,5	134,3	129,2	
D4-059	381,9		77,4			12,7				98,1	39,7	13,3	13974
D4-012	346,4	97,6	82,3			0,1				143,4		18,0	2183
D4-112	317,6	112,9	81,9	1,3		5,9				90,8	35,4	45,3	3057
D4-074	438,9	17,4	106,1			9,0				70,0	41,3		16594
D4-109	298,2		102,7							109,1	44,1		7861

Desta forma, é possível estimar o volume do escoamento superficial em 2011 para cada agrupamento de polígonos de cana, conforme resultados apresentados na Tabela 16.

Tabela 16 - Volume do efluente de cada trecho em 2011 (Fonte: elaboração da autora)

		ESCOAMENTO SUPERFICIAL-2011			
POSTO DAEE	Σ de Polígonos (ha)	mm (litros/m2)	m3 / m2	m3/há	m3/agrupa mento de polígonos
D4-059	13974	623,1	0,62305	6230,5	87066433
D4-012	2183	687,8	0,68777	6877,7	15017274
D4-112	3057	691,0	0,69102	6910,2	21123532
D4-074	16594	682,6	0,68258	6825,8	113270033
D4-109	7861	554,2	0,55416	5541,6	43559767

Os dados de entrada e saída de água são importantes no sistema de monitoramento de inventários para o indicar de pegada hídrica volumétrico, que consiste no volume de água que entra no sistema de produto menos o volume que sai do sistema de produto. Este indicador é utilizado para o cálculo da pegada hídrica sobre a disponibilidade e escassez hídrica.

O cálculo da PHE apresentado neste estudo piloto, considera os dados da vazão do efluente agrícola (escoamento superficial) assim como a sua ecotoxicidade. Entretanto, a ecotoxicidade do efluente agrícola para o cálculo da PHE depende da sazonalidade de aplicação dos agrotóxicos juntamente com a sazonalidade das chuvas de cada região. Por esta razão, é recomendado um monitoramento nos mesmos moldes da “Distribuição temporal do consumo de agrotóxicos empregados na sub-bacia do rio Corumbataí, no período de janeiro de 2000 a dezembro de 2003” apresentado por Armas et al (2005) em uma planilha diária. O monitoramento dos inventários agrícolas, por polígono, com dados de aplicação de cada agrotóxico é sugerido no Apêndice B para que seja possível o cruzamento de informações com os índices de precipitação diária e escoamento superficial.

Os índices de infiltração no solo e a sua respectiva capacidade de estocagem foram abordados como a soma dos termos “D” e “ΔW”. Entretanto, para o cálculo da vazão deste tipo de efluente, é necessário o uso do hidrograma gerado por cada posto pluviométrico adotado, conforme mencionado no item 5.2.

Da mesma forma que a vazão do efluente (vazão do escoamento superficial direto), a vazão mínima $Q_{7,10}$, ou a vazão de referência (dependendo do estipulado pelo órgão ambiental estadual) do corpo hídrico receptor deverá ser monitorada em inventário assim como o resultado do teste de ecotoxicidade no respectivo dia de lançamento. Esta é a razão de se constar no sistema de monitoramento de inventários, o nome do corpo hídrico receptor de cada polígono.

Assim sendo, a planilha de monitoramento, embora seja diária, será para facilitar a elaboração de um “mapa temporal” para ser preenchido apenas no dia em que houver o resultado do respectivo monitoramento.

Este estudo piloto adota que não houve alteração da composição de aplicação de agrotóxicos nos polígonos contidos em um mesmo agrupamento (correspondente ao posto pluviométrico) de modo que foi possível elaborar as campanhas para os testes de ecotoxicidade por agrupamento de polígonos.

A PHE é sempre referenciada a um determinado ano. Desta forma, a compilação dos inventários da unidade de processo agrícola, dentro da fronteira temporal adotada e representada pelos polígonos de cana nos respectivos agrupamentos é apresentada na Tabela 17

Tabela 17 - Inventário da unidade agrícola por agrupamento de polígonos (Fonte: elaboração da autora)

POSTO DAEE	Σ de Polígonos (ha)	Incidência de chuva em 2011 (mm)	Escoamento superficial em 2011 (mm)	vazão do escoamento superficial (m3/s)	vazão Q7,10 do corpo hídrico receptor (m3/s)	teste de ecotoxici dade	Limite estipulado pela CETESB para o D.E.R.	D.E.R.
D4-059	13974	1803,5	623	1,000	15,0	4,0%	0,040%	6%
D4-012	2183	1875,8	688	0,800	15,0	5,0%	0,050%	5%
D4-112	3057	1895,7	691	1,200	15,0	4,0%	0,040%	7%
D4-074	16594	1770,7	683	0,700	15,0	3,0%	0,030%	4%
D4-109	7861	1694,9	554	0,900	15,0	4,0%	0,040%	6%

Inventário das Unidades de Processo 3 à 25

Os inventários das demais unidades de processo deverão ser feitos nos mesmos moldes de monitoramento sugeridos anteriormente para a unidade de processo 1 (conforme formulário sugerido no APENDICE , com a quantificação dos aspectos que serão necessários para a avaliação do impacto de ecotoxicidade aquática em uma planilha diária:

- Volume de água que entra na unidade de processo (classificada por fonte)

- Volume de água que sai da unidade de processo (efluente)
- Vazão do efluente
- Nome do corpo hídrico receptor
- Vazão de referência do corpo hídrico receptor (ou vazão mínima $Q_{7,10}$)
- Resultado do teste de ecotoxicidade do efluente
- Caracterização dos produtos que entram na unidade de processo como matéria-prima e insumos (quantificação do fluxo de referência e representatividade)

5.3.3 Final da FASE 2: Compilação dos inventários

Para que seja feita a análise dos inventários, deve-se finalmente compilar as informações obtidas no ano de referência do estudo com todas as unidades de processo em uma mesma tabela, conforme apresentado na Tabela 18.

Tabela 18 - Compilação dos inventários das unidades de processo do sistema de produto em estudo (Fonte: elaboração da autora)

PRODUTOS ENTRANDO NO SISTEMA DE PRODUTO	FLUXO DE	UNID	PRODUTOR (*)	COORDENADA GEOGR. (*)		TIPO DE	VAZÃO DO	CORPO	CLASSE	vazão mínima
	REFERÊNCIA			LATITUDE	LONGITUDE	EFLUENTE	EFLUENTE	RECEPTOR	(*)	do corpo receptor Q7,10
							(m3/S) (*)			(m3/S) (*)
Cana de Açúcar	3.625.439	t	Terras próprias e arrendadas (43669 hectares)	PLANILHA	PLANILHA	difuso - escoamento superficial	PLANILHA	PLANILHA	PLANILHA	
				POLIGONOS	POLIGONOS		POLIGONOS	POLIGONOS	POLIGONOS	
Amonia (como N)	218347	Kg	RTYU	22°20'	47°29'	pontual	0,058	nome do RIO	3	16
Ureia (como N)	1397423	Kg	FGHJ	22°16'	47°45'	pontual	0,077	nome do RIO	1	19
Nitrato de Amonia (como N)	1135406	Kg	DFGH	22°08'	47°40'	pontual	0,084	nome do RIO	2	21
Fosfato monoamonico (como P2O5)	98256	Kg	CVBN	22°18'	47°45'	pontual	0,093	nome do RIO	1	23
Fosfato monoamonico (N)	18341	Kg	IUYT	22°17'	47°33'	pontual	0,046	nome do RIO	4	19
Super Fosfato Simples (como P2O5)	995664	Kg	KJHG	22°13'	47°37'	pontual	0,045	nome do RIO	3	15
Cloreto de Potassio (como K2O)	3406218	Kg	MNBV	22°31'	47°47'	pontual	0,056	nome do RIO	2	25
Calcario (cal hidratada)	14555033	Kg	JHGF	22°29'	47°31'	pontual	0,039	nome do RIO	3	27
Gesso	7279700	Kg	IUYT	22°26'	47°43'	pontual	0,048	nome do RIO	2	28
Fipronil	8734	kg	MONSANTO	22°07'	47°40'	pontual	0,089	nome do RIO	2	12
Carbofuran	91706	kg	MONSANTO	22°07'	47°40'	pontual	0,076	nome do RIO	2	14
Glifosato	56770	kg	MONSANTO	22°07'	47°40'	pontual	0,037	nome do RIO	2	16
Tebuthiron	21835	kg	MONSANTO	22°07'	47°40'	pontual	0,029	nome do RIO	2	19
Hexazinone	6114	kg	MONSANTO	22°07'	47°40'	pontual	0,058	nome do RIO	2	21
Diuron	21398	kg	MONSANTO	22°07'	47°40'	pontual	0,077	nome do RIO	2	23
Imazapic	7642	kg	MONSANTO	22°07'	47°40'	pontual	0,084	nome do RIO	2	19
Trinexapac	10917	kg	MONSANTO	22°07'	47°40'	pontual	0,093	nome do RIO	2	15
Enxofre secundário	95847	kg	ABCD	22°44'	47°39'	pontual	0,046	nome do RIO	4	25
Cal virgem (óxido de calcio)	536501	kg	QWER	22°44'	47°39'	pontual	0,045	nome do RIO	3	27
Ácido sulfurico	447,88	t	ZXCV	22°44'	47°32'	pontual	0,056	nome do RIO	2	28
Cal Hidratada	697,66	t	POIU	22°42'	47°39'	pontual	0,039	nome do RIO	1	12
Floculante (poliacrilamida)	5,81	t	(importado) GE Betz, Inc.	28°41'	60°42'	pontual	0,048	nome do RIO	1	14
Antibiótico (família Kamoran)	0,97	t	(Eli Lilly do Brasil, Divisão Elanco)	22°25'	47°39'	pontual	0,089	nome do RIO	1	21
PRODUTOS SAINDO DO SISTEMA DE PRODUTO										
Etanol Hidratado	59.861	t	USINA	22°38'	47°41'	pontual	0,16	Piracicaba	2	20
Etanol Anidro	34.917	t	USINA	22°38'	47°41'	pontual	0,2	Piracicaba	2	20
Açúcar	330.226	t	USINA	22°38'	47°41'	pontual	0,45	Piracicaba	2	20

(*) Fictício

5.3.4 FASE 3: Avaliação do impacto

Conforme descrito no escopo do estudo, a categoria de impacto a ser avaliada é a ecotoxicidade aquática no seu ponto médio através do cálculo da PHE segundo metodologia desenvolvida e proposta no item 4.2.

Na fase de avaliação de impactos é preciso quantificar o fluxo de materiais para o processo produtivo da Usina “X” que produziu em 2011: 59.861 toneladas de etanol hidratado, 34.917 toneladas de etanol anidro e 330.226 toneladas de açúcar oriundos do processamento de 3.626.439 toneladas de cana de açúcar cultivadas em uma área de

43.669,47 hectares. Este fluxo de materiais, dentro da fronteira temporal adotada, como mostra a Figura 35, é chamado aqui de “Volume de Controle em cada unidade de processo para o cálculo da PHE do etanol hidratado produzido pela Usina “X””. A quantificação do fluxo de materiais é importante no cálculo da PHE para que seja determinada a representatividade de cada unidade de processo.

Cada unidade de processo possui um grau de contribuição para a pegada hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado, caracterizada pela sua representatividade. Esta representatividade é de acordo com o volume produzido e o volume considerado no fluxo de referência total (volume de controle para a avaliação da PHE),

Os processos produtivos do álcool hidratado, álcool anidro e açúcar são independentes, mesmo sendo produzidos pela mesma usina. Desta forma, como este estudo pretende simular um cenário da PHE apenas para o álcool hidratado, será comentado o monitoramento somente deste processo produtivo. A alocação da representatividade deverá ser aplicada para as fases que são comuns aos três produtos, para as fases que são para a produção de açúcar e para as fases que são para a produção do álcool.

Cabe aqui ressaltar que o uso de energia elétrica não foi contabilizado neste estudo piloto por considerar a usina autossustentável em termos de geração de energia com o uso do bagaço da cana, enquanto a energia elétrica utilizada pelos fornecedores é oriunda de uma matriz preponderantemente hidráulica, sem a geração de efluentes. O transporte dos materiais também não foi considerado neste estudo por depender de uma metodologia para a avaliação da PHE do combustível oriundo do petróleo, com avaliação do impacto em ambiente marinho (sugestão para trabalhos futuros). O Apêndice E apresenta o resultado do estudo piloto com a representação dos inventários compilados (valores médios do ano de referência) para a fase de avaliação de impacto, em cada unidade de processo, conforme os passos descritos anteriormente e denominada de “pré-avaliação de impacto”.

Figura 35: Quantificação do Volume de Controle para a avaliação da PHE do etanol hidratado pela usina considerada, em 2011 (Fonte: elaboração da autora)

Esta pré- avaliação de impacto compreende no cálculo dos itens que serão comparados para a avaliação de impacto em si: a concentração do efluente no corpo receptor (D.E.R.) e resultado do teste de ecotoxicidade aguda CE(l) 50, 48h com o uso do micro crustáceo escolhido.

Como todas as unidades de processo envolvidas neste sistema de produto estão supostamente inseridas no Estado de São Paulo, a única equação utilizada para a comparação de valores e consequente avaliação de impacto, através do cálculo da relevância ecotoxicológica será a equação estipulada pela resolução SMA 3/2000 (Equação 8; apresentada no item 5.3).

O processo de avaliação de impacto consiste em atribuir uma PHE para cada processo elementar “e” ($(PHE)_e$) e para cada unidade de processo “i” ($(PHE)_i$) através da comparação dos limites permitidos e assim chamar de “relevância ecotoxicológica”, que quando multiplicada pela relevância produtiva e pela relevância no fluxo de referência encontra-se um valor ponderado da PHE de cada processo elementar “e” ($(PHE)_e$) e cada unidade de processo “i” ($(PHE)_i$). O próximo passo é então agrupar os valores ponderados das PHE dos processos elementares “e” ($(PHE)_e$) no valor da PHE da unidade de processo em si ($(PHE)_i$) através da multiplicação das mesmas pelo fator de agregação 1 (FA1), conforme tabela apresentada no Apêndice F para o cenário 1 com os três tipos de relevância:

- Relevância ecotoxicológica,
- Relevância produtiva
- Relevância no Volume de Controle (representatividade).

Chama-se aqui de relevância ecotoxicológica o valor normalizado que dá origem à classificação da PHE de cada unidade de processo conforme calculado pela Equação 9 apresentada no item 5.2 e exemplificada no Apêndice F. Esta relevância é calculada sobre a

ecotoxicidade encontrada no respectivo efluente, supondo que este efluente seja lançado individualmente no corpo hídrico receptor e representa o peso da ecotoxicidade na PHE do produto em questão.

A relevância produtiva é aqui definida para a aplicação de um fator de alocação da relevância ecotoxicológica para as fases produtivas (processos elementares) que são comuns , no caso de existirem unidades de processo com a saída de mais de um produto (no caso da usina). Este fator de alocação deve ser calculado de acordo com a quantidade e o valor dos produtos que saem da unidade de processo. Este tipo de relevância está embasado no processo de alocação econômica sugerido pela metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida.

No caso de uma unidade de processo agrícola em que o produto agricultado é destinado à vários produtos finais produzidos em uma mesma usina, o fator de alocação deverá ser relativo à área equivalente necessária para o plantio, uma vez que a PHE está diretamente relacionada com a aplicação de agrotóxicos por um determinado perímetro .

A relevância no fluxo de referência significa a representatividade do produto fornecido no fluxo de referência do produto estudado, denominado de *market-share* mercadológico. A PHE total a ser considerada é o produto da relevância ecotoxicológica (valor normalizado), a relevância produtiva e a representatividade.

Para este estudo piloto, a unidade de processo 1 é a Usina e a Tabela 19 mostra a divisão estimada de faturamento bruto em 2011, denominada aqui de relevância produtiva (ou fator de alocação).

Tabela 19 - Cálculo da relevância produtiva das fases comuns de produção de açúcar e álcool (Fonte: elaboração da autora)

	PROD. 2011	R\$/kg	R\$/t	FAT. BRUTO (R\$)	alocação
Açúcar	330.226 t	1,41	1410	465618660	75,3%
Etanol Hidratado	59.861 t	1,49	1494	89444346	14,5%
Etanol Anidro	34.917 t	1,82	1824	63680486	10,3%
				618743491,4	

Portanto, como o açúcar foi responsável por 75% do faturamento da usina em 2011 e o álcool hidratado e anidro responsável por 14,5% e 10,3% respectivamente, as fases comuns para os 3 processos terão sua PHE igualmente alocadas em grau de relevância produtiva.

O fator de alocação da PHE para a unidade de processo agrícola foi calculado segundo a alocação de área utilizada, uma vez que o emprego dos agrotóxicos e fertilizantes é feito por unidade de área e, após a colheita, toda a cana entra junto na usina para a produção de açúcar e álcool.

Segundo Cavalett(2012), 1 tonelada de cana produz 69,5 kg de álcool hidratado. Desta forma, usando-se a produtividade de 83,02 t de cana por hectare, para a produção de 59.861 t de etanol hidratado em 2011 pela Usina considerada, foram necessários 10.374,72 hectares de terra (24% da área total de terra de propriedade ou arrendada pela usina para o processamento de 3.625.439 t de cana em 2011). Portanto, o fator de relevância produtiva da parte agrícola da cana para PHE do etanol hidratado será de 24%.

Entretanto, não basta apenas calcular a pegada hídrica de cada unidade elementar ou cada unidade de processo. Cada Pegada Hídrica individual (PHE)_i possui um grau de contribuição diferente para a PHE do produto (etanol hidratado) que foi produzido na

unidade de processo (usina considerada e que está calculando a PHE de seu produto). Este grau de contribuição é considerado com o uso das três relevâncias.

O Apêndice F, com o cálculo da PHE de cada unidade de processo, mostra que a relevância produtiva só é diferente de 100% em casos de existência de processos elementares comuns para diferentes produtos que saem da mesma unidade de processo e em casos de unidades de processo agrícola que destinam a produção para diferentes produtos. A mesma tabela também mostra que a representatividade (relevância sobre o fluxo de referência) só é diferente de 100% em casos onde a produção da unidade de processo em questão é destinada para outra finalidade (fora do sistema de produto estudado). Esta representatividade é o valor utilizado pelo fluxo de referência dentro da fronteira temporal estipulada dividido pelo total produzido por aquela unidade de processo (também chamado como market-share do cliente (em massa)).

5.3.5 FASE 4: Interpretação :obtenção de indicador e selo

A interpretação sobre o cálculo da PHE sugere uma avaliação das unidades de processo que possuem maior contribuição para o impacto ecotoxicidade aquática. No cenário 1 apresentado no Apêndice F, a unidade de processo agrícola (dividida respectivamente por agrupamento de polígonos) está classificada com a cor vermelha e portanto representa maior contribuição para a PHE. Mesmo após a aplicação dos fatores das relevâncias, a unidade de processo agrícola foi a que mais contribuiu para a PHE do etanol hidratado produzido na usina considerada no ano de 2011, lembrando que o cenário é de um estudo piloto, com valores demonstrativos para a construção de cenários e não correspondem a dados reais.

Neste cenário, a PHE do etanol hidratado produzido pela usina considerada, após a aplicação dos fatores de ponderação (FP2), dentro da escala de classificação sugerida, está classificado na cor vermelha, com a pontuação de 14,97, segundo o Apêndice G.

No cenário 2, admite-se a hipótese de que a unidade de processo agrícola reduziu o uso de produtos agrotóxicos, com substancial melhoria nos testes de ecotoxicidade dos efluentes, conforme exibido no Apêndice I e Apêndice J.

O selo informativo do cenário 2 (Apêndice K) mostra que apesar da melhoria nos resultados dos testes de ecotoxicidade da unidade agrícola, PHE do etanol hidratado continua ameaçando a fauna do ecossistema aquático.

Em um terceiro cenário (cenário 3), admite-se a hipótese de que a unidade de processo agrícola reduziu a zero a ecotoxicidade de seu efluente com a implantação de um sistema de captação do escoamento superficial e direcionamento do mesmo a uma estação de tratamento antes que este efluente seja lançado ao rio, conforme Apêndice L.

6. CONCLUSÃO

Este trabalho buscou trazer uma contribuição para o processo de evolução sustentável no qual a água está inserida com uma abordagem de riqueza, com valor mais extenso do que o valor monetário.

A metodologia proposta sugere um processo de monitoramento de inventários dentro de uma perspectiva de Avaliação do Ciclo de Vida de produtos para a Gestão Ambiental, que é apenas uma das dimensões que permeiam a sustentabilidade. Partindo do conceito de que não se pode gerenciar aquilo que não é possível medir, os inventários servem para a quantificação dos aspectos ambientais relacionados ao ar, água, solo e uso de recursos. Esta metodologia abrange apenas aspectos relacionados ao uso da água e que estariam relacionados ao impacto de ecotoxicidade aquática, porém, todo grande caminho a ser percorrido necessita sempre que o primeiro passo seja dado. Dentro da dimensão ambiental, ainda existem outras categorias de

impacto sobre o uso da água assim como outras categorias de impacto com relação ao ar, resíduos sólidos e uso de recursos.

Quantificar os aspectos ambientais de entrada e saída em uma fronteira *gate-to-gate* de cada unidade de processo (industrial ou agrícola) é apenas uma ferramenta de monitoramento para o processo de Gestão Ambiental.

Ao tentar responder a pergunta ”qual o grau de contribuição para a ecotoxicidade aquática que este ou aquele produto apresenta”, o poder de escolha passa para o consumidor. Caso este esteja preocupado com a sustentabilidade, o mesmo irá cobrar, no mínimo, um processo de monitoramento de seu fornecedor. Este fornecedor cobra a mesma atitude de seus fornecedores e assim por diante, desencadeando todo um processo de monitoramento contínuo com a melhoria significativa da qualidade do recurso água.

Vale ressaltar que a avaliação do desempenho ambiental de um produto é diferente da avaliação do desempenho ambiental de uma indústria. As normas ambientais da série ISO 14000 certificam empresas, mas ao adquirir um produto, não basta saber que a empresa que o fabricou possui uma certificação da série ISO 14000 porque não está avaliando outros níveis da cadeia produtiva daquele produto.

A metodologia proposta poderá ser útil no processo de esclarecimento sobre o grau de contribuição para a ecotoxicidade aquática que cada produto possui através de um indicador que considera outros níveis da cadeia produtiva.

Na medida em que toda atividade econômica monitore seus inventários e obtenha o seu indicador individual, a informação fica mais robusta de ser utilizada para a obtenção de um indicador de “pegada” que sirva em um processo de tomada de decisão.

No entanto, o processo de monitoramento de inventários para a quantificação dos aspectos ambientais conforme sugerido nesta metodologia poderá “onerar” o custo produtivo com a contratação de novos profissionais. Este fato remete à ideia sobre uma nova visão de valores em uma evolução sustentável. Atualmente, o valor monetário de uma externalidade causada pela produção de um determinado produto não entra no balanço financeiro como um passivo. O passivo ambiental não é provisionado para a cobertura da obrigação que a empresa teria que arcar para cobrir o dano que causou nos três níveis de impactos no ponto final: saúde humana, qualidade dos ecossistemas e esgotamento de recursos. Caso houvesse uma obrigatoriedade de alocação financeira para cobrir os custos das externalidades, o custo de contratação de profissionais para o monitoramento de seus inventários *gate-to-gate* reduziria o passivo ambiental com consequente aumento do lucro.

Outro aspecto sobre uma nova visão de valores reside no fato em que a necessidade de contratação de novos profissionais gera mais empregos com o consequente aquecimento da economia.

Existe também a possibilidade de uma conscientização em massa na qual o consumidor use o seu poder de escolha, na hora de comprar um determinado produto, para adquirir somente produtos sustentáveis (dentro de uma análise de todas as dimensões). Dentro deste contexto, os produtos que contenham um determinado “selo” indicador seriam mais vendidos em um processo de valorização da marca que o contém. Neste caso, a obtenção do “selo” seria uma questão de sobrevivência no mercado,

O parâmetro “ecotoxicidade aquática”, facilitará o processo de avaliação de impacto nos corpos hídricos dentro de uma perspectiva de ciclo de vida, uma vez que é proposta uma simplificação do uso da metodologia de ACV quanto as variáveis a serem determinadas para a quantificação e cálculo da PHE.

Como todo impacto relativo aos corpos hídricos deve ser avaliado de forma local, a inserção de indicadores geográficos locais na metodologia de PHE, através do sistema SIG de georreferenciamento, considera a ecotoxicidade aquática como categoria de impacto dentro de uma nova realidade de avaliação, passando de avaliação de “impactos potenciais GLOBAIS” para “impactos reais LOCAIS”.

Com o uso desta metodologia, será possível obter um indicador de regiões de produtos com elevada PHE, podendo ajudar na caracterização qualitativa em diferentes níveis de criticidade, complementando o indicador quantitativo de criticidade utilizado pela ANA (2013). Atualmente, para determinar a criticidade qualitativa, utiliza-se o indicador de capacidade de assimilação dos corpos d'água.

*“A caracterização das regiões em diferentes níveis de criticidade e a espacialização desse índice permite orientar os responsáveis pela gestão da água, possibilitando localizar onde as ações de gestão devem ser concentradas”
(ANA, 2013)”*

“A identificação de trechos críticos em corpos d'água federais deverá subsidiar o direcionamento das ações de gestão de recursos hídricos, ou seja, possibilitará com que as ações sejam focadas naqueles locais que necessitam de uma gestão mais ativa, ou que apresentam um conflito potencial ou iminente pela água” (ANA, 2013)

A necessidade de elaboração de um estudo de PHE se enquadra em três perfis diferentes::

- Atitude proativa da empresa que deseja conhecer qual a contribuição do seu produto para a ecotoxicidade aquática, visando maneiras de mitigação. Neste caso, quanto mais abrangente for o estudo, em termos de inclusão de unidades de processo, mais completa será a avaliação.
- Atitude reativa da empresa que, após o conhecimento dos impactos causados possui a reação de tentativa de remediação. Mesmo neste caso, existe a necessidade de se fazer um diagnóstico dentro da cadeia produtiva *upstream* e *downstream* sobre o local onde ocorre maior contribuição para a ecotoxicidade aquática, para que seja possível a melhoria do processo produtivo e consequente planejamento de remediação dos impactos causados.
- Construção de um indicador de PHE que poderá ser utilizado na forma de um selo, suprimindo a necessidade de expor ao consumidor a informação para que o mesmo possa comparar com outros produtos. A importância deste indicador também é exposta pela necessidade de comparação entre diferentes unidades industriais, dentro de uma mesma categoria.

A PHE de produtos vai ao encontro aos trabalhos elaborados pelo CENA, que apontam para a necessidade de adequar os processos de uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas de forma a evitar a contaminação dos recursos hídricos.

Os métodos já existentes para a determinação da pegada hídrica, citados na revisão bibliográfica deste estudo, não consideram a diluição do efluente no corpo receptor, como sugerido na metodologia apresentada neste trabalho. Todos os modelos existentes são

direcionados para a avaliação de impactos potenciais, sem chegar em uma metodologia a nível local.

Para fazer uma avaliação em nível local é indispensável o uso do SIG em um sistema de informações geográficas de cada unidade de processo em uma base de dados relacional.

A incorporação da aplicação de testes de ecotoxicidade em um sistema de monitoramento de atividades poluidoras representa uma importante ferramenta na avaliação do desempenho das unidades de tratamento de efluentes de modo a garantir a qualidade hídrica . O cálculo da diluição do efluente no corpo hídrico receptor e a respectiva comparação em uma escala de valores permite que cada unidade de processo tenha um indicador de PHE local, de forma totalmente regionalizada. A aplicação dos fatores de relevância sugeridos nesta metodologia , em uma perspectiva de ciclo de vida que envolva a cadeia de suprimentos, permite a obtenção de um indicador único de PHE, respondendo assim a principal questão desta tese sobre o conhecimento do grau de contribuição para a ecotoxicidade aquática que cada produto apresenta.

Este indicador, passível de comparação, possui caráter informativo tanto para o produtor que deseja minimizar o impacto de seu produto quanto para o consumidor final que deseja sacramentar o processo de tomada de decisão na escolha por produtos sustentáveis.

Foi diagnosticada a necessidade de monitoramento das águas superficiais para a verificação da presença de agrotóxicos devido ao seu alto grau de periculosidade. Porém o alto custo dos processos analíticos exige a definição de parâmetros (variáveis), que permitam estimar o aporte destes produtos nos corpos hídricos, de modo a colaborar no processo de decisão sobre as atividades antrópicas da bacia.

A metodologia sugerida aborda a problemática da avaliação de impactos ambientais do ciclo de vida considerando que a compilação destes impactos na forma de um indicador de "pegada" ou "*footprinting*" seja um estágio para o desenvolvimento de estratégias de redução e mitigação destes impactos; Tanto um indicador quantitativo (volumétrico) sobre o uso da

água quanto um indicador qualitativo (PHE) são possíveis de serem extraídos com o uso desta metodologia, servindo portanto como uma ferramenta no processo de gestão ambiental.

Assim sendo, a PHE de produtos, de acordo com a metodologia sugerida neste trabalho poderá servir de subsidio para a formação de políticas públicas uma vez que a responsabilidade de monitoramento passaria para o próprio produtor, de modo que a pegada hídrica ecotoxicológica de seus produtos seja diminuída. Produtos com baixa PHE poderão ter incentivos fiscais, de modo a compensar os custos de proteção ao meio ambiente.

Segundo o princípio do "poluidor-pagador" , consagrado no ECO-92, através da norma Princípio 16, compete às autoridades nacionais promover a internalização dos custos de proteção do meio ambiente.

"As autoridades nacionais devem esforçar-se para promover a internalização dos custos de proteção do meio ambiente e o uso dos instrumentos econômicos, levando-se em conta o conceito de que o poluidor deve, em princípio, assumir o custo da poluição, tendo em vista o interesse público, sem desvirtuar o comércio e os investimentos internacionais".

Princípio 16 da Declaração da
Conferência das Nações Unidas, sobre Meio Ambiente e
Desenvolvimento – Rio 92

"Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para os presentes e futuras gerações".

Artigo 225 da Constituição Federal do Brasil

Entretanto, para que a sustentabilidade seja alcançada baseando-se no poder de escolha da sociedade, ainda existe um extenso caminho de educação ambiental a ser galgado de modo a permitir que o consumo consciente seja amplamente aplicado em todos os níveis sociais.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Inclusão no cálculo da PHE a contaminação de águas subterrâneas através do processo de lixiviação e a contaminação dos solos.
- Criação de uma plataforma com uma base de dados relacional, para o armazenamento de informações sobre a PHE das diversas unidades de processo dentro do sistema econômico, incluindo-se a variável tempo de modo a permitir o estudo de acompanhamento da evolução/ ou redução do impacto no tempo. A partir desta plataforma, com informações georreferenciadas, será possível fazer a avaliação de impactos a nível local na cadeia produtiva de qualquer produto
- Inclusão no cálculo da pegada hídrica ecotoxicológica, a contaminação em ambientes marinhos de modo a permitir a criação de metodologia similar para a obtenção da pegada hídrica ecotoxicológica do petróleo, uma vez que este recurso é o início do ciclo de vida de muitos produtos industrializados a partir da cadeia gerada pela indústria petroquímica.
- Realização de trabalhos de campo para o cálculo da PHE de produtos (de forma real).

8. REFERÊNCIAS

ABNT^a; **NBR 12713: ecotoxicidade aquática: toxicidade aguda - método de ensaio com *Daphnia spp* (Cladocera, Crustacea).** Rio de janeiro, 2009; 23p.

ABNT^b; **NBR ISO 14044- Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações;** Traduzida para o português da ISO 14044:2006 ; Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines; Publicada no Brasil em 21 de maio de 2009 ; 46p.

ABNT^c ; **NBR ISO 14044- Gestão ambiental - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura;** Traduzida para o português da ISO 14040:2006 = Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework; Publicada no Brasil em 21 de maio de 2009; 21p.

ABNT^d ; **NBR 12713: ecotoxicidade aquática: toxicidade aguda - método de ensaio com peixes. Rio de janeiro,** 2011; 22p

ADAMI, M. et al; **A Web Platform Development to Perform Thematic Accuracy Assessment of Sugarcane Mapping in South-Central Brazil.** Remote Sensing Division (DSR), National Institute for Space Research (INPE). Remote Sens. 2012, 4, 3201-3214; doi:10.3390/rs4103201

ALDAYA, MM; HOEKSTRA, AY AND ALLAN, JA (2008) ; **Strategic Importance of Green Water in international Crop Trade**’, Value of Water Research Report Series No 25, ALTENBURGER, R.; BACKHAUS, T.; BOEDECKER, W.; FAUST, M.;SCHOLZE, M.; GRIMME, L.H.; **Predictability of the toxicity of multiplechemical mixtures to Vibrio**

fischeri: mixtures composed of similarly acting hemicals. Environ. Toxic. and Chem., v.19, n.9, p.2341-2347, 2000.

ANA^a ; Agência Nacional das Águas; **Região Hidrográfica do Paraná**. Site oficial da Instituição. Informação disponível em <http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/parana.aspx> consulta realizada em agosto/2013

ANA^b ; Agência Nacional de Águas (Brasil); **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013/** Brasília: ANA, 2013. 432 p. : li. ISBN 978-85-882100-15-8 . Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil_2013_Final.pdf

ANDERSON , T.D. & LYDY, M.J. ; **Increased toxicity to invertebrates associated with a mixture of atrazine and organophosphate insecticides**. Environ. Toxic.Chem., v.21, n.7, p.1507-1514, 2002.

ABNT¹ ;ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040; **Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT² ; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: **Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações**, Rio de Janeiro, 2009.

ARAÚJO, R.P.A. ; **Toxicologia aquática: metodologias e aplicação**; São Paulo: 2000. 32p. [Apostila da disciplina Diagnóstico de Ecossistemas Aquáticos do Depto. de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública/USP].

ARCOVA, F.C. S. et al ; **Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de mata atlântica em uma microbacia experimental em Cunha, São Paulo**; Sociedade de Investigações Florestais; R. Árvore, Viçosa-MG, v.27, n.2, p.257-262, 2003; Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/rarv/v27n2/15943.pdf>

ARMAS, E.D. et al; **Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do Rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica**; Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, CP 96, 13400-970 Piracicaba - SP. Recebido em 16/7/04; aceito em 7/3/05; publicado na web em 30/6/05. Quim. Nova, Vol. 28, No. 6, 975-982, 2005

ARMAS, E.D.; **Biogeodinâmica de herbicidas utilizados em cana-de açúcar (Saccharum spp.) na sub-bacia do rio Corumbataí**; Tese apresentada à Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Doutor em Ecologia de Agroecossistemas. Piracicaba-SP, 2006

BAILEY, H.C.; MILLER, J.L.; MILLER, M.J.; WIBORG, L.C.; DEANOVIC, L.; SHED, T. **Joint acute toxicity of diazinon and chlorpyrifos to Ceriodaphnia dubia. Environ. Toxic.** Chem., v.16, n.11, p.2304-2308, 1997

BAITELO, R.L.; **Modelagem Completa e Análise dos Recursos Energéticos do lado da Demanda para o PIR** ; Dissertação para a obtenção de título de Mestre em Engenharia Elétrica da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006

BALINOVA, A.; **Solid-phase extraction followed by highperformance liquid chromatographic analysis for monitoring herbicides in drinking water.** ; J.Chromatogr., v.643; 1993

BARBIERI, V. ; SILVA, F.C. ; **Coefficiente de Cultura (Kc) da Cana de Açúcar para Primeiro e Segundo Cortes, em função do acúmulo de graus-dia durante os diferentes estágios de crescimento.** Tecnologia e Pesquisa EMBRAPA ; STAB - março-abril - 2012 - vol. 30 n4 – disponível em <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/62660/1/STAB-FCesar.pdf> ; consulta realizada em novembro/2013

BARCELÓ, D.; CHIRON , S.; FERNANDEZ-ALBA, A.; VALVERDE, A.; ALPENDURADA, M.F.; **Monitoring pesticides and metabolites in surface water and groundwater in Spain.U.S.A.**; American Chemical Society; 1996, p.237-253.

BARE J.C, PENNINGTON D.W, HOFSTETTER P. and UDO DE HAES HA;
Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits, Pre-Workshop summary for the UNEP-U.S. EPA Workshop on Life-Cycle Impact Assessment in Brighton, UK, 25-26 May(2000); Cincinnati, Oh: U.S. EPA and UNEP

BASSOI, L.J. et al; **Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos.** São Paulo: CETESB, 1990. 7 p. (Série Manuais, 8)

BAYART, JB; BULLE,C; DESCHÊNES, L; MARGNI, M; PFISTER, S; VINCE, F; KOEHLER, A.; **A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA.** Int J Life Cycle Assess (2010) 15:439–453

BELDEN, J.B. & LYDY, M.J. ; **Impact of atrazine on organophosphate insecticide toxicity.** Environ. Toxicol.Chem., v.19, n.9, p.2266-2274, 2000.

BEM; **Balanco Energético Nacional;** Brasil, Empresa de Pesquisa Energética – ano base 2012: Relatório Síntese; Rio de Janeiro, EPE, 2013; 55p. Disponível em

https://ben.epe.gov.br/downloads/S%C3%ADntese%20do%20Relat%C3%B3rio%20Final_2013_Web.pdf

BEN ; **Balanco Energético Nacional** ; Brasil, Empresa de Pesquisa Energética – ano base 2013: Relatório Síntese; Rio de Janeiro, EPE, 2014; Disponível em https://ben.epe.gov.br/downloads/S%C3%ADntese%20do%20Relat%C3%B3rio%20Final_2014_Web.pdf

BERGER,M. e FINKBEINER,M. ; **Methodological challenges in water footprinting** ; Artigo apresentado no CILCA 2011 ;Congresso Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida na América Latina ;abril de 2011 ;

BERTHOUD, A.; **Assessing freshwater ecotoxicity of agricultural products in life cycle assessment (LCA): a case study of wheat using French agricultural practices databases and USEtox model**; Int J Life Cycle Assess (2011) 16:841–847; DOI 10.1007/s11367-011-0321-7

BERTOLETTI, E.; CHERARD GOLDSTEIN, E. ; NIPPER, M.G. ; **Toxicidade de efluentes industriais na Grande São Paulo –** Revista DAE, 49 (155); 63-70 ; 1989
<http://www.revistadae.com.br/>

BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P.A; Aplicacao dos ensaios ecotoxicologicos e legislacao pertinente. In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (Ed.) **Ecotoxicologia aquatica: princípios e aplicações**; Sao Carlos: Rima, 2006. cap. 15, p. 347- 382.

BERTOLETTI, E. ; **Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo** ; São Paulo : CETESB, 2013. 42 p. : il. ; 21 cm.;Série Manuais / CETESB, ISSN 0103-2623; Atualiza e substitui os documentos da Série Manuais 6 e 8, intitulados respectivamente: Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos e Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/publicacoes/manual-controle-ecotoxicologico-2013.pdf>

BAIRD, Colin; CANN, Michael; **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844 p.

BNDES e CGEE; **Bioetanol de cana-de-açúcar: energia para o desenvolvimento sustentável**. Org: BNDES e CGEE. Rio de Janeiro, Novembro de 2008.

<http://www.bioetanoldecana.org/pt/download/bioetanol.pdf>

consulta em 08/08/2013

BOULAY¹, A.-M.; BOUCHARD, C.; BULLE, C.; DESCHÊNES, L.; Margni, M. **Categorizing water for LCA inventory** ; The International Journal of Life Cycle Assessment, 2011, 16, 639-651.

BOULAY², A.-M.; BULLE, C.; BAYART, J.-B.; DESCHENES, L.; MARGNI, M; **Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health**; Environmental Science & Technology 2011, 45, 8948-8957.

BRASIL; **CONAMA. Resolução n. 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/> . Acesso em: nov/2013.

BRASIL; **CONAMA. Resolução n. 430**; de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 92, 16 maio 2011. p. 89. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/> . Acesso em: nov/2013.

BRASIL ; **LEI Nº 9.433** de 8 de janeiro de 1997, Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989; Presidência da República, Casa Civil; Subchefia para Assuntos Jurídicos;. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm

CAVALETT, O. ET AL ; **Inventário do Ciclo de Vida da produção de etanol de cana de açúcar no Brasil**; Publicação do CTBE (Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol) nos anais do III Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida realizado em Maringá –PR em setembro de 2012.

CAVALETT, O. ET AL² ; Documentação e Informações de suporte ao artigo **Inventário do Ciclo de Vida da produção de etanol de cana de açúcar no Brasil**; Publicação do CTBE (Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol) documentação enviada por email em julho/2013.

CEAPLA ; Centro de Análise e Planejamento Ambiental; CEAPLA/IGCE/UNESP / Rio Claro- SP– Atlas Ambiental. <http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas/> Contato por email com Sergio Luis Antonello em abril de 2013 para obtenção dos arquivos no formato shape.

CGEE ; **Sustainability of sugarcane bioenergy** ; Updated edition. – Brasília, DF : Center for Strategic Studies and Management (CGEE), 2012.

CHAPAGAIN, A.K. AND HOEKSTRA, A.Y.; **Water footprints of nations;** Value of Water Research Report Series No.16, UNESCO-IHE; 2004

CML; Center of Environmental Science; **Characterization Factors –** Disponível em <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html> - consulta em maio/2013

CORDANI, U. G. ; TAIOLI F. ; **As Ciências da Terra: sustentabilidade e desenvolvimento** ; Capítulo 21 do LIVRO: Decifrando a Terra ; Companhia Editora Nacional; 2ª Edição; São Paulo; 2009

COSTA, C.R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E.L.G.; **A toxicidade em ambientes aquáticos discussão e métodos de avaliação;** Quim. Nova, Vol. 31, No. 7, 1820-1830, 2008; Disponível em <http://quimicanova.sbq.org.br/qn/qnol/2008/vol31n7/37-RV07485.pdf>

CHRISTENSEN, E.R.; CHEN, D.; NYHOLM, N.; KUSK, K.O. ; **Joint action of chemicals in algal toxicity tests: influence of response level and dose-response regression model.** Environ. Toxicol. Chem., v.20, n.10, p.2361-2369, 2001.

DALRI, A. B.; CRUZ, R. L. ; **Produtividade da cana-de-açúcar fertirrigada com N e K via gotejamento subsuperficial;** Eng. Agríc., Jaboticabal, v.28, n.3, p.516-524, jul./set. 2008

DIAMOND, J. ; **Colapso: como as sociedades escolhem o fracasso ou o sucesso** ; tradução de Alexandre Raposo; Editora Record, 9 edição, Rio de Janeiro 2013; copyright 2005;

DORES, E.F.G.C. & DE-LAMONICA-FREIRE, E.M.; **Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – análise preliminar.**; Quím.Nova, v.24, n.1, p. 27-36, 2001.

EC - European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability; **ILCD Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment** ; First edition ; European Union, 2010

ecoinvent; base de dados internacional de Inventários do Ciclo de Vida (ICV) www.ecoinvent.org

EDWARDS, C.A. ; **Persistent pesticides in the environment.** 2.ed. U.S.A.: CRC Press, 1973, 170p.

EEA; European Environment Agency; **Life Cycle Assessment (LCA); A guide to approaches, experiences and information sources** - Agosto de 1997 – Disponível em: <http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C/Issue-report-No-6.pdf>

EIA^a; U.S. Energy Information Administration; **International Energy Statistics** <http://www.eia.gov/cfapps/ipdbproject/IEDIndex3.cfm> . Consulta realizada em julho 2013

EIA^b ; U.S. Energy Information Administration ; **Annual Energy Outlook 2013 With Projections to 2040**; April 2013; Office of Integrated and International Energy Analysis U.S. Department of Energy Washington, DC 20585; Disponível em [http://www.eia.gov/forecasts/aeo/pdf/0383\(2013\).pdf](http://www.eia.gov/forecasts/aeo/pdf/0383(2013).pdf)

ELIA NETO ; **Aspectos Ambientais da Cadeia do Etanol de Cana de Açúcar** ; Workshop CTC - Centro de Tecnologia Canavieira - São Paulo, 16 de abril de 2008 ; Disponível em http://www.apta.sp.gov.br/cana/anexos/apresentacao_painel_1_andre.pdf ; consulta realizada em outubro/2013

ELIA NETO, A.; **Gestão dos Recursos Hídricos na Agroindústria Canavieira** - Representação da UNICA (União da Indústria da Cana de Açúcar) no Conselho Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo; 4 de outubro de 2013; Disponível em <http://www.unica.com.br/documentos/documentos/sid/12610505/> Consulta realizada em novembro/2013

FAO WATER; Food and Agriculture organization of United Nations ; **ETo calculator version 3.1**, <http://www.fao.org/nr/water/eto.htm> ; acessada em novembro 2013 (a)

FAO WATER ; Food and Agriculture organization of United Nations; **Cropwat version 8.0**, http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html ; acessada em novembro 2013 (b)

FAO WATER; Food and Agriculture organization of United Nations; **Crop Water Information: Sugarcane** http://www.fao.org/nr/water/cropinfo_sugarcane.html ; acessada em novembro 2013 (c)

FAO; Food and Agriculture organization of United Nations; **Irrigation Water Management: Irrigation water needs**; Document type: ON LINE; Book; Publication year:1986; Disponível em URL: www.fao.org/docrep/S2022E/S2022E00.htm ; ISSN:1020-4261; Department: NR; Division: NRL; Series title: Irrigation water management, training manuals, Version: 3

FAO ; Food and Agriculture organization of United Nations; **Field measurement of soil erosion and runoff**; Document type: ON LINE; Book; Publication year:1993a; Disponível em URL: <http://www.fao.org/docrep/t0848e/t0848e00.HTM> ; ISSN: 0253-2050; Department: NR; Division: NRL; Series title: FAO Soils Bulletin, Version: 68

FAO ; Food and Agriculture organization of United Nations; **Soil tillage in Africa: needs and challenges**; Document type: ON LINE; Book; Publication year:1993b; Disponível em URL: <http://www.fao.org/docrep/T1696E/T1696E00.htm> ; ISSN: 0253-2050; Department: NR; Division: NRL; Series title: FAO Soils Bulletin, Version: 69

FAO ; Food and Agriculture organization of United Nations ; **Water Harvesting**; Document type: ON LINE; Book; Publication year:1991; Disponível em URL: <http://www.fao.org/docrep/u3160e/u3160e05.htm> ; ISSN: 0253-2050; Department: NR; Division: NRL; Series title: FAO Soils Bulletin,

FCW; Forestry Commission Wood - SITE - consulta realizada em 08/08/2011 - <http://www.woodfootprint.co.uk/research/file-cabinet>

FRANKLIN, N.M.; STAUBER, J.L.; LIM, R.P.; PETOCZ, P. ; **Toxicity of metal mixtures to a tropical freshwater alga (Chlorella sp.): the effect of interactions between copper, cadmium, and zinc on metal cell binding and uptake.**; Environ. Toxicol. Chem., v.21, n.11, p. 2412-2422,2002

FRISCHKNECHT,R.; JUNGBLUTH, N.; **Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods** ; ecoinvent report No. 3 ;Dübendorf, December 2007 Disponível em http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/03_LCIA-Implementation.pdf

GUINÉE, J.B. et al; **Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards**; KLUWER ACADEMIC PUBLISHERS; NEW YORK, BOSTON, DORDRECHT, LONDON, MOSCOW; 2004 Kluwer Academic Publishers

GABI 5 - Software aplicativo de ACV; disponível em
<http://www.gabi-software.com/software/gabisoftware/gabi-5/>

GHERARDI-GOLDSTEIN, E. et al. **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 1990. 17 p. (Série Manuais, 6)

GFN; Global Footprint Network - Consulta realizada no site da GFN em 05 /08/2011 disponível em http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/basics_introduction/

GIONGO, P.R. ; **Mapeamento do balanço de energia e evapotranspiração diária por meio de técnicas de sensoriamento remoto**; Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências; Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo; Piracicaba, 2011

GOEDKOOP, M et al; **A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level** ; Ministry of Housin, Spatial Planning and Environment, 2009; Disponível em: http://www.pre-sustainability.com/download/misc/ReCiPe_main_report_final_27-02-2009_web.pdf

GIUDICE, F., ROSA, G. L., & RISITANO, **A. Product design for the environment : A life cycle approach** CRC Press, USA (2006) Raton, FL : CRC Press

HERTWICH E.G. and HAMMITT, J.K. ; **A Decision-Analytic Framework for Impact Assessment:Midpoints, Endpoints, and Criteria for Method Development** - Int J LCA 6 (5) 265 - 272 (2001)

HEUVELMANS, G., MUYS, B. AND FEYEN, J. "**Extending the Life Cycle Methodology to Covers Impacts of Land Use Systems on the Water Balance.**" International Journal of Life Cycle Assessment 10(2): 113-119 ; 2005.

HOEKSTRA, A.Y e HUNG, P.Q. ; **Virtual Water Trade - A Quantification of virtual water flows between nations in relation to International Crop Trade** ; Relatório (Série número 11) de pesquisa sobre o Valor da água da UNESCO – setembro de 2002

HOEKSTRA, A.Y. ; **Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade**, Delft, The Netherlands, 12-13 December 2002, Value of Water Research Report Series No.12, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands, (2003)
www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf

HOEKSTRA, A.Y; **Human Appropriation of natural capital: comparing ecological footprint and water footprint analysis;** Value of Water Research Report Series No 23, UNESCO-IHE, Delft, . (2007) Netherlands. Disponível em:
<http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>

HOEKSTRA, A.Y., CHAPAGAIN, A.K., ALDAYA, M.M. and MEKONNEN, M.M. (2011) **The water footprint assessment manual: Setting the global standard;** Earthscan, London, UK.. Disponível em: <http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>

HUIJBREGTS, M.A.J.; **Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA** - March, 2000 - Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam -

Disponível em
<http://media.leidenuniv.nl/legacy/Priority%20Assessment%20of%20Toxic%20Substances%20draft%20report.pdf> consulta em maio/2013

HUIJBRETS, M.A.J.; GUINÉE, J.B.; REIJNDERS, L. ; **Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment.III: Export of potential impact over time and space;** Chemosphere 44 (2001) Disponível em:
http://www.lcaforum.ch/Portals/0/DF_Archive/DF22/dynamicLCIAModelHuijbregts.pdf

IMF; International Monetary Fund ; **Who's going green and why? Trends and determinants of green investment ;** IMF Working paper ; Decembre, 2011 ; disponível em:
<http://www.imf.org/external/pubs/ft/wp/2011/wp11296.pdf>

ISO/DIS 14046.2 -DRAFT INTERNATIONAL STANDARD ; **Environmental Management — Water footprint —Principles, requirements and guidelines;** 2013

ISO/PDTR 14073 ; **Water Footprint – Examples ;** ISO/TC 207/SC 05/WG 8 (em fase de elaboração) Date: 23.11.2013

JARDIM G.M. ; **Estudos Ecotoxicológicos da água e do sedimento do rio Corumbataí.** Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ecologia de Agroecossistemas. Piracicaba-SP Novembro de 2004

JOLLIET, O. et al ; **IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology -**, The International Journal of Life Cycle Assessment November 2003, Volume 8, Issue 6, pp 324-330

KARMANN, I. ; Água: ciclo e ação geológica; Capítulo 7 do Livro Decifrando a Terra; Companhia Editora Nacional; 2ª Edição; São Paulo; 2009

KOEHLER, A. ; Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources; Int J Life Cycle Assessment (2008) 13:451–455 DOI 10.1007/s11367-008-0028-6

KOUNINA, A. et al ; Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment,; The International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 18, pp. 707–721, 2013.

KULSHRESHTHA, S. N. ; A Global Outlook for Water Resources to the Year 2025; Journal Water Resources Management; Springer Netherlands; issn 0920-4741; <http://dx.doi.org/10.1023/A:1007957229865>; 1998

LAABS, V.; AMELUNG, S.; PINTO, A.A.; WANTZEN, M.; SILVA,C.J.; ZECH, W. Pesticides in surface water, sediment, and rainfall of the northeastern Pantanalbasin, Brazil. J. Environ. Qual., v.31, n.5, p.1636-1648, 2002.

LCA CENTER - SITE <http://www.lca-center.dk/cms/site.aspx?p=190> Consulta realizada em agosto 2011

LCI ; Life Cycle Initiative; site oficial na internet; consulta realizada em Nov/2011. Disponível em: <http://lcinitiative.unep.fr/includes/file.asp?site=lcinit&file=B3FD3B69-8758-4F5D-98BA-19DCFE3F5FA6>

LOZAN, J.L. et al ; Global Change: Enough Water for all ? Scientific Facts ; 2007 ; ISBN 3-9809668-2-8

MANAHAN, S.E.- Livro ; **Fundamentals of Environmental Chemistry** ; Lewis Publishers; Boca Raton London New York Washington, D.C.; second edition; 2001 by CRC Press LLC

MATALLO JUNIOR, H. ; **Indicadores de Desertificação: histórico e perspectivas** ; Brasília, 2001- Unesco -Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e a Cultura Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001298/129871por.pdf>

MAPA ; Brasil, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento ; **Anuário Estatístico da Agroenergia**; Brasília. 2013 ; Ano base 2012 160p. Disponível em http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/anuario_agroenergia_web_2012.pdf e <http://www.agricultura.gov.br/desenvolvimento-sustentavel/agroenergia>

MARKING, L.L. ; **Toxicity of chemical mixtures**; Capítulo do livro editado por RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R.; “Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications” . New York: Hemisphere, 1985. p.164-176.

MARZULLO, R.C.M e MATAI, P.H.L.S.; **LCA in Industry: a process of sustainable evolution**; Artigo apresentado e publicado nos anais do CILCA 2011 – Congresso Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida na América Latina –Coatzacoalcos – México - abril de 2011 -

MARZULLO, R.C.M e MATAI, P.H.L.S.; **Caracterização dos inventários do ciclo de vida para avaliação dos impactos causados pelos múltiplos usos da água através do cálculo da pegada hídrica** ; publicação nos anais do III Congresso Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida; Maringá – SC ; setembro, 2012

MAPA ; Brasil, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; SECRETARIA DE PRODUÇÃO E AGROENERGIA Departamento da Cana-de-Açúcar e Agroenergia-

Evolução da Produtividade da Cana-de-Açúcar por Corte - 19_09_2012 ; Disponível em http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/estatisticas/producao/SETEMBRO_2012/08_%20area_prodt_brasil.pdf . Consulta realizada em setembro/2013.

MEDINA, B.F. ; AMARO FILHO, J.; **Determinação de evapotranspiração real da cultura de cana de açúcar na região do brejo paraibano** ; Revista Agropecuária Técnica volume 3 número 1/2 ; 1982; Disponível em http://www.cca.ufpb.br/revista/pdf/1982_2.pdf ; Consulta realizada em novembro/2013

MESSIAS, T.G.; **Influência da toxicidade da água e do sedimento dos rios São Joaquim e Ribeirão Claro na bacia do Corumbataí**; Dissertação apresentada ao CENA- Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de mestre em Ciências; Piracicaba-SP; Julho de 2008

MMA; **Curso de Gestão de Recursos Hídricos**, promovido pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), no âmbito do Programa Nacional de Capacitação de Gestores Ambientais (PNC) e pela Agência Nacional de Águas (ANA); 2013

MONTEIRO, R.T.R. ; **Águas do Corumbataí**. Video oriundo do Projeto de Políticas Públicas (01/02954-4) FAPESP-CENA/USP. Avaliação da Qualidade da Água da Sub-bacia do Rio Corumbataí através de Bioensaios. Urgência Filmes; 2007

MONTEIRO,R.T.R; ARMAS,E.D.; QUEIROZ,S.C.N.; **Lixiviação e contaminação das águas do rio Corumbataí por herbicidas**; A ciência das plantas daninhas na sustentabilidade dos sistemas agrícolas: palestras apresentadas; Editora SBCPD; 381p; Embrapa Milho e Sorgo, CONGRESO DE LA ASOCIACION LATINOAMERICANA DE MALEZAS, 18., 2008, Ouro Preto; ISBN 8598410039, 9788598410036

MORITA, D.M.; **Prevenção e Controle da Poluição da água e do solo causada por resíduos industriais perigosos**; Tese de Livre Docência; Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo; São Paulo, 2010

MUTEL, C. ; **Integrating GIS based regionalization into lca calculations: the example of water**; ETH Zurich, Institute for Environmental Engineering, Ecological Systems Design Group. 50th LCA Discussion Forum. WATER in LCA: Which Assessment Techniques are Emerging or Ready? Including lots of challenging aspects. Discussion forum on Life Cycle Assessment Tuesday December 04, 2012, ETH Zurich, GEP Pavillon (held in English); Disponível em <http://www.lcaforum.ch/Downloads/DF50/tabid/98/Default.aspx>

MYERS, N. et al ; **Biodiversity hotspots for conservation priorities**; NATURE; VOL 403, p. 853; 24 FEBRUARY 2000 ; www.nature.com ; consulta em 27 de maio 2013 em <http://se-server.thz.ch/staff/af/Fi159/M/My042.pdf>

NETZEVA, T. et al ; **Review of Data Sources, QSARs and Integrated Testing Strategies for Aquatic Toxicity**; European Commission; Joint Research Centre; Institute for Health and Consumer Protection; EUR 22943 EN - 2007 ; http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_labs/predictive_toxicology/doc/EUR_22943_EN.pdf consultado em 27 de maio de 2013

OECD ; Organisation for Economic Co-operation and Development, 2010 **Interim Report of the Green Growth Strategy: Implementing our commitment for a sustainable future -** Disponível em: <http://www.oecd.org/greengrowth/45312720.pdf>

OECD ; Organisation for Economic Co-operation and Development, 2013; **Water Chapter of the OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction.** <http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling->

[outlooks/waterchapteroftheoecdenviromentaloutlookto2050theconsequencesofinacti
on.htm](#) consultado em 05 de junho de 2013

OLIVEIRA, B.S. et al; **Avaliação da evapotranspiração em áreas de cana-de-açúcar no município de Barretos; SP utilizando o produto MOD16A2**; Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE. Disponível em <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0868.pdf> ; Consulta realizada em novembro/2013

OIT_a ; Organização Internacional do Trabalho ; **Reports submitted to the 102nd Session of the International Labour Conference**; Disponível em: <http://www.ilo.org/ilc/ILCSessions/102/reports/reports-submitted/lang--en/index.htm> consultado em 05 de junho de 2013

OIT_b; Organização Internacional do Trabalho . Report V; **Sustainable development, decent work and green jobs**; Março de 2013 Disponível em http://www.ilo.org/wcmsp5/groups/public/---ed_norm/---relconf/documents/meetingdocument/wcms_207370.pdf consultado em 05 de junho de 2013

OWENS JW; **Water resources in life cycle assessment— considerations in choosing category indicators**. J Ind Ecol 5(2):37–54 ; (2002);

PEREIRA, W.E.; DOMAGALSKI, J.L.; HOSTETTLER, F.D.; BROWN, L.R.; RAPP, J.B. **Occurrence and accumulation of pesticides and organic contaminants in river sediment, water and clam tissues from the San Joaquin River and tributaries** ; California. Environ. Toxicol. Chem., v.15, n.2, p.172-180, 1996.

PFISTER, S., KOEHLER, A. AND HELLWEG, S. ; **Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA**, Environmental Science and Technology, vol 43, pp4098–4104; 2009;

PFISTER, S.; **New Water data in ecoinvent V3**; ESD, Institute of environmental engineering,ETH Zurich - 48th LCA DF on ecoinvent V3 Dübendorf, June 13, 2012

PFISTER, S. et al **Environmental Impacts of Water Use in Global Crop Production: Hotspots and Trade-Offs with Land Use**; Environmental Science & Technology; dx.doi.org/10.1021/es1041755 | Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 5761–5768
Support information:
http://pubs.acs.org/doi/suppl/10.1021/es1041755/suppl_file/es1041755_si_001.pdf

PHA; Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politecnica da Universidade de São Paulo; **Disciplina sobre Hidrologia Aplicada** (PHA 2307) coordenada pelo Prof. Dr. Kamel Zahed Filho em 2014

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. **Gestão de bacias hidrográficas**. Estud. av., São Paulo, v. 22, n. 63, 2008 . Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142008000200004&lng=en&nrm=iso acesso em 05 Aug. 2011.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-4014200800200004>

PORTO, R.L.L ; ZAHED FILHO, K. ; **Introdução à Hidrologia- Ciclo Hidrológico e Balanço Hídrico** ; Apostila da disciplina PHD-2307 de Hidrologia aplicada do departamento de hidraulica da Escola Politecnida da Universidade de São Paulo, 2014.

Porto, R.L.L. ; **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos** ; Porto Alegre, Editora da Universidade - ABRH - UFRGS, 1997. (coleção ABRH de Recursos Hídricos, Vol. 6)

RECIPE – site <http://www.lcia-recipe.net/> Consulta realizada em outubro 2011

RICCOMINI, C.; ALMEIDA R.P.; GIANNINI P.C.F.; MANCINI F. ; Processos fluviais e lacustres e seus registros – capítulo 11 do LIVRO: **Decifrando a Terra**, segunda edição; Companhia Editora Nacional; 2ª Edição; São Paulo; 2009

RIDOUTT, B. G. AND PFISTER, S.; **A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity**, Global Environmental Change, vol 20(1), pp113–120; 2010

ROSENBAUM, R.K. et al ; **USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment** ; Int J Life Cycle Assess (2008) 13:532–546;DOI 10.1007/s11367-008-0038-4

RUDORFF, B. F. T. et al. ; **Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data**.; National Institute for Space Research (INPE), Remote Sensing Division (DSR), São José dos Campos, 12227-010, São Paulo State, Brazil; Remote Sens. 2010, 2, 1057-1076; doi:10.3390/rs2041057

RÜEGG, E.F.; PUGA, F.R.; SOUZA, M.C.M. DE; ÚNGARO, M.T.; FERREIRA, M. DA S.; YOKOMIZO, Y.; ALMEIDA, W.F. ; **Impactos dos agrotóxicos sobre o ambiente e a saúde**. ; Capítulo do livro editado por MARTINE, G. & GARCIA, R.C. “Os impactos sociais da modernização agrícola” . São Paulo: Ed. Caetés, 1987. p.171-207.

SANTOS, F.P.R. ; **Apresentação do conceito de Pegada Hídrica e das metodologias de análise segundo a WFN (Water Footprint Network) e a ACV (Avaliação do Ciclo de Vida)** - Monografia para conclusão do Curso de Especialização em Gestão Ambiental da Escola Politécnica da UFRJ ; Rio de Janeiro; 2011

SANTOS, M.A.P.F.; **Avaliação da qualidade da água e sedimento da sub-bacia do rio Corumbataí (SP) por meio de testes ecotoxicológicos**; Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de doutor em Ciências; Piracicaba, 2008

SÃO PAULO (Estado)^a; **LEI ESTADUAL N. 997**, de 31 de maio de 1976, que Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente.

SÃO PAULO (Estado)^b; **Decreto Estadual nº 8.468**, de 8 de setembro de 1976, que aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente

SÃO PAULO (Estado); **LEI ESTADUAL N. 7663**, de 30 de dezembro de 1991, que Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial do Estado, São Paulo, 31 dez 1991. Seção volume 1, p.2.(DOE-I 31/12/1991). Disponível em: <http://www.al.sp.gov.br/legislacao/norma.do?id=18836> Consulta realizada em agosto/2013.

SÃO PAULO (Estado). ; **LEI ESTADUAL N. 9.034**, de 27 de dezembro de 1994. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH, a ser implantado no período 1994 e 1995, em conformidade com a Lei n. 7663, de 30 de dezembro de 1991. Diário Oficial do Estado, São Paulo, 28 dez 1994. Seção volume 104, p.241. Disponível em

<http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/lei/1994/1994-Lei-9034.pdf> consulta realizada em agosto/2013

SÃO PAULO^a. ; Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo ; SMA. Resolução SMA - 88 (19-12-2008). Resolução SMA -.2008.

SÃO PAULO^b.; Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo - Zoneamento agroambiental para o setor sucroalcooleiro do Estado de São Paulo. 2008; São Paulo: SMA. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/etanolverde/zoneamentoAgroambiental.pph>

SAULINO, F. ; **Implicações sobre o desenvolvimento dos biocombustíveis para a gestão e aproveitamento da água** - Comissão Econômica para a América Latina e Caribe (CEPAL); Nações Unidas, Novembro de 2011. Disponível em <http://www.cepal.org/publicaciones/xml/4/45304/lcw0445e.pdf>

SEESP ; Secretaria de Energia do Estado de São Paulo; **Home/ Energias Renováveis/ Biomassa/ Regiões Administrativas** – disponível em <http://www.energia.sp.gov.br/portal.php/regioes-administrativas?ra=4&ano=2011> consulta realizada em setembro/2013

SEESP; Secretaria de Energia do Estado de São Paulo; **Águas e saneamento na Macrometrópole Águas e saneamento na Macrometrópole Paulista. Uma abordagem integrada.** – Palestra de Ricardo Toledo Silva na Acquacon; 2008; disponível em http://www.acquacon.com.br/drenagem/palestras/ricardotoledosilva_03.12.pdf consulta realizada em maio/2014

SEESP ; Secretaria de Energia do Estado de São Paulo ; **Desafios da Política Estadual de Saneamento;** Palestra de Ricardo Toledo Silva na Sabesp; 2009; disponível em

[http://www.sabesp.com.br/sabesp/filesmng.nsf/7C06651956F5042B8325767B0070E997/\\$File/ricardo_toledo.pdf](http://www.sabesp.com.br/sabesp/filesmng.nsf/7C06651956F5042B8325767B0070E997/$File/ricardo_toledo.pdf) consulta realizada em maio/2014

SEPPÄLÄ, J. ; POSCH, M.; JOHANSSON, M. and HETTELINGH, J-P - **Country dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator** - IJLCA; 2006, Volume 11, Number 6, Pages 403-416

SERI - Sustainable Europe Research Institute , 2011; **Green industry for a low-carbon future: Resource use and resource efficiency in emerging economies** ; Disponível em: http://www.unido.org/fileadmin/user_media/Services/Green_Industry/1256_11_Onscreen_Green%20Industry.pdf

SETAC; Europe: Second Working Group on LCIA (WIA-2); **Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment** Int. J. LCA4 (3) 1999

SILVA, S.R.C.M.; **Efeito dos inseticidas organofosforados em latossolo vermelho escuro de campo novo do parecis -MT e a degradação dos organofosforados por processo oxidativo avançado.** ; Tese de doutorado apresentada ao programa de pós graduação em Geoquímica Ambiental da Universidade Federal Fluminense para a obtenção do título de Doutor e, Geoquímica Ambiental. Niteroi, 2008

SILVA, B. N. et al; **Análise de sensibilidade dos métodos de estimativa da evapotranspiração de referência e razão de Bowen em cultura da cana-de-açúcar.** *Rev. bras. eng. agríc. ambient.* [online]. 2011, vol.15, n.10 [cited 2013-12-10], pp. 1046-1053 . Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662011001000008

SILVA, R.T. et al; **Recursos hídricos, saneamento e gestão metropolitana: os novos desafios;** Revista Engenharia e Saneamento, 2012 – disponível em http://www.brasilengenharia.com/portal/images/stories/revistas/edicao609/609_art_recursos.pdf ; consulta realizada em maio/2014

SIMAPRO 7.3 ; Software aplicativo de ACV (<http://www.pre.nl/content/simapro-lcasoftware?gclid=CNDV3NnX-a8CFUZN4AodayxoGg>)

SVOBODA,S.; **Note on Life Cycle Analysis** ; National Pollution Prevention Center for Higher Education • University of Michigan May be reproduced, Março de 2005 ; Disponível em <http://www.umich.edu/~nppcpub/resources/compendia/CORPpdfs/CORPlca.pdf>

SUTTON, E ; Footprinting: What is it and How Do You Erase Them; Infosecwriters. December, 2005 ; Available from http://www.infosecwriters.com/text_resources/pdf/Footprinting.pdf

TEKEL, J. & KOVACICOVÁ, J.; **Chromatographic methods in the determination of herbicide residues in crops, food and environmental samples.** *J. Chromatogr.*, v.643, p.291-303, 1993.

TDG ; The Danish Government; The Danish Ministry of Climate, Energy and Buildings - **Our Future Energy** ; November 2011 ; Disponível em: <http://www.kemin.dk/Documents/Klima-%20og%20Energipolitik/our%20future%20energy.pdf>

THE WORLD BANK ; **Inclusive green growth: The pathway to sustainable development**
 International Bank for Reconstruction and Development / International Development
 Association or The World Bank 1818 H Street NW Washington DC 20433, 2012 ; disponível
 em :
http://siteresources.worldbank.org/EXTSDNET/Resources/Inclusive_Green_Growth_May_2012.pdf

THOMAS, P.; Especialista em Recursos Hídricos, D.Sc- .; Superintendente Adjunto de
 Regulação - Agência Nacional de Águas – ANA - Palestra - "**Gerenciamento de Recursos
 Hídricos no Brasil**" ; Palestra proferida em workshop da comissão de estudos que trabalha
 na consolidação da proposta brasileira para a Norma ISO 14046- comunicação pessoal;
 setembro 2011.

TOMAZ, P.; **Poluição Difusa** ; Livro ; Navegar Editora ; julho, 2006 ; Disponível da
 faculdade de Saúde Pública / USP

TUNDISI, J.G. ; TUNDISI,T.M. ; **Recursos Hídricos no século XXI** ; São Paulo – oficina de
 Textos – 2011

TUCCI, C.E.M.; MENDES,C.A.; Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica;
 Ministério do Meio Ambiente; Brasília: MMA, 2006; 302 p. ISBN 85-7738-047-5
 Dinponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/sqa_3.pdf

TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.L. e BARROS, M.T. ; **Drenagem Urbana** ; Porto Alegre,
 Editora da Universidade - ABRH - UFRGS, 1995. (coleção ABRH de Recursos Hídricos,
 Vol. 5)

UNDP ; United Nations Development Programme ; **World Energy Assessment: Energy and the Challenge of Sustainability.** UNDP, UN, 2000 - Disponível em <http://www.undp.org/content/dam/aplaws/publication/en/publications/environment-energy/www-ee-library/sustainable-energy/world-energy-assessment-energy-and-the-challenge-of-sustainability/World%20Energy%20Assessment-2000.pdf>

UNEP ; United Nations Environment Programme ; **Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth;** International Resource Panel ; 2011 http://www.unep.org/resourcepanel/decoupling/files/pdf/decoupling_report_english.pdf

UNEP ; United Nations Environment Programme . **The Bioenergy and Water Nexus.** Oeko-Institut and IEA Bioenergy Task 43, 2011. ISBN number; 978-92-807-3157-6. DTI/1376/PA.

UNIDO ; United Nations Industrial Development Organization, 2009 - Manila Declaration on Green Industry in Asia ; Disponível em http://www.unido.org/fileadmin/user_media/Services/Green_Industry/Manila_declaration.pdf

UNIDO; United Nations Industrial Development Organization, 2011 - Green Industry Initiative for sustainable industrial development; Disponível em http://www.greenindustryplatform.org/?publication=green-industry-initiative-for-sustainable-development&wppa_open=1

USDA ; United States Department of Agriculture ; **National Agronomy Manual** - (190–V–NAM, 4th Ed., February 2011); Disponível em http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1043210.pdf . Consulta realizada em novembro/2013

UNESCO-IHE, Delft, Netherlands. Disponível em:

<http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>

USEPA; U.S. Environmental Protection Agency ; **Technical support document for water quality based toxics control**. Washington, D. C., EPA, 1985. 74p.

USEPA ; U.S. Environmental Protection Agency ; **Technical support document for water quality-based toxics control**; Office of Water Enforcement and Permits; Office of Water Regulations and Standards; Washington, DC 20460; March 1991

VAN BELLEN, Hans Michael; **Desenvolvimento sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação**; Ambient. soc., Campinas, v. 7, n. 1, jun. 2004 . Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2004000100005&lng=pt&nrm=iso. acess em 05 ago. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2004000100005>.

WARD, A.D. ; TRIMBLE, S.W. ; Livro ; **Environmental Hydrology** ; second edition (2004) – CRC PRESS LLC

WBCSD ; World Business Council for Sustainable Development ; **Water for business** - Version 2 ; March 2010; Disponível em <http://www.wbcd.org/web/water4business.pdf>

WENZEL, H; ; HAUSCHILD, M.; ALTING, L (1997); **Environmental Assessment of Products**. Boton/Dordrecht / London: Kluwer Academic Publisehrs. v.1 e 2

WHITE, M. F.- **Mecânica dos Fluidos** ; tradução: Mario Moro Fecchio, Nelson Manzanes - 6. ed. AMGH, 2011 isbn 978-85-8055-009-2

YOUNES, M & GALAL-GORCHEV, H. ; **Pesticides in drinking water** – a case study.
Food Chem Toxicol., v.38; p.S87- S90, 2000.

ZAGATTO, P.A. ; BERTOLETTI, E. ; **Ecotoxicologia Aquática : Princípios e Aplicações** ;
primeira edição; Editora Rima; São Carlos-SP, 2006

ZAGATTO, P.A. ; BERTOLETTI, E. ; **Ecotoxicologia Aquática : Princípios e Aplicações** ;
segunda edição; Editora Rima; São Carlos-SP, 2008

ZAHRADNÍCKOVÁ, H.; SIMEK , P.; HORICOVÁ, P.; TRÍSKA , J. - **Determination of
atrazine and simazine in drinking and surface waters by solid-phase extraction and high
performance thin layer chromatography** . J. Chromatogr. A, v.688, p. 383-389, 1994

9. GLOSSÁRIO

Agrotóxicos - todos e quaisquer produtos utilizados na luta contra organismos indesejáveis, bem como outros utilizados na defesa fitossanitária, domissanitária e ambiental. Esses produtos são mais conhecidos por termos específicos como, herbicidas, inseticidas, bactericidas, fungicidas, acaricidas, nematicidas, moluscocidas, entre outros. Os principais grupos de agrotóxicos oriundos da síntese química orgânica são os organoclorados, organofosforados, sulfonatos e carbamatos .

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida – Metodologia de avaliação do desempenho ambiental de produtos em todas as fases do seu ciclo de vida, desde a extração da matéria prima até sua disposição final.

AICV – Avaliação de Impacto no Ciclo de Vida

Análise de inventário do ciclo de vida (ICV): fase da avaliação do ciclo de vida envolvendo a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida

Bacia Hidrográfica - conjunto de terras que fazem a drenagem da água das precipitações para um rio principal, seus afluentes e subafluentes. A idéia de bacia hidrográfica está associada à noção da existência de nascentes, divisores de águas e características dos cursos de água. É uma área geográfica e, como tal, mede-se em km².

Biodisponibilidade - Fração de um agente físico/químico ou composto total no ambiente que pode ser absorvido/adsorvido diretamente pelo organismo, sendo este prontamente distribuído no sistema circulatório e alocados nos sítios receptores de ação tóxica.

Biota – organismos vivos de um ecossistema

Categoria de Impacto - classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados

CANASAT - Monitoramento anual do cultivo da cana-de-açúcar, pelo INPE, nas seguintes classes: soca, expansão, em reforma e reformada

Ecossistema - Conjunto integrado de fatores físicos, químicos, biológicos e ecológicos, que caracterizam determinado lugar e espaço. É uma integração dos componentes bióticos e abióticos, em determinado ambiente, onde os organismos vivos neles se interagem

Ecotoxicidade Aquática - efeito tóxico capaz de afetar os organismos vivos, a função e a estrutura dos ecossistemas aquáticos, provocado por algumas substâncias químicas quando lançadas no corpo d'água em uma dada concentração.

ICV - análise de inventário do ciclo de vida: fase da avaliação do ciclo de vida envolvendo a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida

Inventário - quantificação das entradas e saídas de uma unidade de processo, ou processo elementar

Mapa Hipsométrico - mapa que representa o relevo por curvas de nível, reduzidas ao nível das águas do mar; os espaços entre as curvas de nível são coloridos segundo uma legenda convencional.

Pegada Hídrica – métrica que quantifica os potenciais impactos relacionados ao uso da água

Pesticidas – todos os produtos químicos/biológicos destinados à erradicação de doenças de culturas, ervas daninhas e organismos indesejáveis. Como esses organismos são considerados pragas, o termo *praguicida* também é adequado.

Ponto médio de impacto – relacionado ao problema

Ponto final de impacto – relacionado ao dano

Produto - em ACV o termo produto inclui serviços

GIS – Sistema de Informação Geográfica- sistema de hardware, software, informação espacial e procedimentos computacionais que permite e facilita a análise, gestão ou representação do espaço e dos fenômenos que nele ocorrem.

Vazão de referência - vazão de referência: vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas e a necessária articulação das instâncias do Sistema Nacional de Meio Ambiente-SISNAMA e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos-SINGRH;

Vazão $Q_{7,10}$ - vazão mínima de 7 dias com um Período de Recorrência de 10 anos

10. APÊNDICES

Apêndice A- Tabela para monitoramento dos inventários de uma unidade industrial visando o cálculo da PHE (Fonte: elaboração da autora)

210

UNIDADE DE PROCESSO 1																																
FRONTEIRA TEMPORAL		2011																														
NOME DO PRODUTO		ALCOOL HIDRATADO																														
PRODUTOR		NOME DA USINA																														
LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA		localização geográfica da usina																														
PRODUÇÃO TOTAL (toneladas)		59861																														
FLUXO DE REFERÊNCIA (toneladas)		59861																														
REPRESENTATIVIDADE (%)		100%																														
ENTRADAS																																
ÁGUA - Fluxo elementar diretamente da natureza (especificar a fonte / um formulário para cada fonte)		precipitação ; água superficial ; água subterrânea; aquífero confinado; lago; mar. Etc..																														
PROCESSO ELEMENTAR		O inventário deve ser feito para cada fase do processo (processo elementar)																														
LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA CAPTURA DA ÁGUA																																
Volume de água que entra																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	TOTAL
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																
SAÍDAS																																
NOME DO CORPO HÍDRICO RECEPTOR																																
Localização geográfica da descarga do efluente																																
Efluente - Volume de água que sai (m3)																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	TOTAL
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																
Vazão do efluente (m3/s)																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	MÉDIA
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																
Teste de ecotoxicidade no efluente (%)																																
PARÂMETRO AVALIADO		CL50																														
ORGANISMO DE TESTE																																
METODOLOGIA																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	MÉDIA
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																
Vazão do corpo hídrico receptor																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	MÉDIA
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																

Apêndice B - Tabela para monitoramento dos inventários de uma unidade agrícola visando o cálculo da PHE (Fonte: elaboração da autora)

211

UNIDADE DE PROCESSO 2 - unidade agrícola																																
FRONTEIRA TEMPORAL		2011																														
NOME DO PRODUTO		CANA DE AÇÚCAR																														
PRODUTOR		NUMERO DE IDENTIFICAÇÃO DO POLÍGONO																														
LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA		LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DO POLÍGONO																														
PRODUÇÃO TOTAL (toneladas)																																
FLUXO DE REFERÊNCIA (toneladas)																																
REPRESENTATIVIDADE (%)																																
ENTRADAS DE ÁGUA (um formulário para cada fonte)																																
ÁGUA - Fluxo elementar diretamente da natureza (especificar a fonte / um formulário para cada fonte)		precipitação ; água superficial ; água subterrânea; aquífero confinado; lago; mar. Etc..																														
PROCESSO ELEMENTAR		O inventário deve ser feito para cada polígono (processo elementar)																														
LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA CAPTURA DA ÁGUA		localização geográfica do posto pluviométrico mais próximo																														
VINHAÇA		um formulário específico para monitorar a irrigação por vinhaça / por polígono																														
Volume de água que entra																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	TOTAL
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																
SAÍDAS																																
NOME DO CORPO HÍDRICO RECEPTOR		Nome do corpo hídrico receptor com maior potencial de receber o escoamento superficial das chuvas incididas neste polígono																														
Localização geográfica da descarga do efluente		Localização geográfica do corpo hídrico receptor do escoamento superficial das chuvas incididas neste polígono																														
Volume de água que sai (escoamento superficial)																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	TOTAL
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																
Vazão do escoamento superficial (m3/s)																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	MÉDIA
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																
Teste de ecotoxicidade no escoamento superficial (%)																																
parâmetro avaliado		CL50																														
METODOLOGIA																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	MÉDIA
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																
Vazão do corpo hídrico receptor																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	MÉDIA
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																

Apêndice C - Tabela para monitoramento dos inventários de entrada de agrotóxicos em uma unidade agrícola visando o cálculo da PHE (Fonte: elaboração da autora)

UNIDADE DE PROCESSO 2 - unidade agrícola																																
FRONTEIRA TEMPORAL	2011																															
NOME DO PRODUTO	CANA DE AÇÚCAR																															
PRODUTOR	NUMERO DE IDENTIFICAÇÃO DO POLÍGONO (um formulário para cada polígono)																															
LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA	LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DO POLÍGONO																															
PRODUÇÃO TOTAL (toneladas)																																
FLUXO DE REFERÊNCIA (toneladas)																																
REPRESENTATIVIDADE (%)																																
ENTRADAS DE AGROTÓXICOS (um formulário para cada agrotóxico/fertilizante)																																
NOME DO AGROTÓXICO	Glifosato																															
GRUPO QUÍMICO	glicina substituída																															
CLASSE	herbicida																															
FÓRMULA BRUTA	C3H8NO5P																															
NOME QUÍMICO (IUPAC)	N-(phosphonomethyl)glycine																															
NUMERO CAS	1071-83-6																															
NÚMERO ANVISA	G01																															
MARCA COMERCIAL	Alteza																															
TITULAR DO REGISTRO	BASF S.A.																															
NUMERO DO REGISTRO	4508																															
CLASSIFICAÇÃO TOXICOLÓGICA	III - medicamente tóxico																															
CLASSIFICAÇÃO AMBIENTAL	Produto perigoso ao meio ambiente																															
TÉCNICA DE APLICAÇÃO	terrestre / aérea																															
INGREDIENTE ATIVO	imazetapir																															
GRUPO QUÍMICO	imidazolinona																															
Quantidade aplicada (kg)																																
MÊS / DIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	TOTAL
janeiro																																
fevereiro																																
março																																
abril																																
maio																																
junho																																
julho																																
agosto																																
setembro																																
outubro																																
novembro																																
dezembro																																
TOTAL 2011																																

Apêndice D - : monitoramento (em mm) da incidência de chuva na Bacia do rio Corumbataí
(Fonte: elaboração da autora)

[illegible]

Apêndice E - Pré- avaliação de impacto em cada unidade de processo (Fonte: elaboração da autora)

UP	TIPO	FASE DO PROCESSO	UNIDADES DE PROCESSO	TIPO DE EFLUENTE	vazão média do efluente (m3/s)	vazão mínima do corpo receptor Q7,10 (m3/s)	teste de ecotoxicidade (CE(I) 50, 48 h)	D.E.R.	Limite estipulado pela CETESB para o D.E.R.
1	INDUSTRIAL	Lavagem	COMUNS EM	pontual	0,769	20	80%	4%	0,80%
		Embebição	TODOS OS	pontual	0,087	20	60%	0%	0,60%
		Preparo do cal		pontual	0,010	20	40%	0%	0,40%
		lavagem da torta		pontual	0,010	20	60%	0%	0,60%
		consensores dos filtros		pontual	0,122	20	70%	1%	0,70%
		geração de energia	PROCESSOS	pontual	0,792	20	80%	4%	0,80%
		outros		pontual	0,086	20	89%	0%	0,89%
		Sulfitação	AÇÚCAR	pontual	0,017	20	67%	0%	0,67%
		Preparo de polímero		pontual	0,005	20	58%	0%	0,58%
		Aquecimento do caldo		pontual	0,028	20	89%	0%	0,89%
		Evaporação		pontual	0,859	20	78%	4%	0,78%
		Cozimento		pontual	2,011	20	75%	9%	0,75%
		outros		pontual	0,056	20	74%	0%	0,74%
		Aquecimento do caldo	Etanol Hidratado	pontual	0,009	20	65%	0%	0,65%
		Fermentação		pontual	1,527	20	87%	7%	0,87%
		Destilação		pontual	1,350	20	98%	6%	0,98%
2	AGRÍCOLA - CANA DE AÇÚCAR	Agrupamento dos polígonos por região do posto pluviométrico	D4-059	difuso	1,000	15,0	4,0%	6%	0,04%
			D4-012	difuso	0,800	15,0	5,0%	5%	0,05%
			D4-112	difuso	1,200	15,0	4,0%	7%	0,04%
			D4-074	difuso	0,700	15,0	3,0%	4%	0,03%
			D4-109	difuso	0,900	15,0	4,0%	6%	0,04%
3	INDUSTRIAL	Amonia (como N)		pontual	0,058	16	65,0%	0,4%	0,65%
4	INDUSTRIAL	Ureia (como N)		pontual	0,077	19	56,0%	0,4%	0,56%
5	INDUSTRIAL	Nitrato de Amonia (como N)		pontual	0,084	21	28,0%	0,4%	0,28%
6	INDUSTRIAL	Fosfato monoamonico (como P2O5)		pontual	0,093	23	10,0%	0,4%	0,10%
7	INDUSTRIAL	Fosfato monoamonico (N)		pontual	0,046	19	36,0%	0,2%	0,36%
8	INDUSTRIAL	Super Fosfato Simples (como P2O5)		pontual	0,045	15	5,0%	0,3%	0,05%
9	INDUSTRIAL	Cloreto de Potassio (como K2O)		pontual	0,056	25	15,0%	0,2%	0,15%
10	INDUSTRIAL	Calcario (cal hidratada)		pontual	0,039	27	15,0%	0,1%	0,15%
11	INDUSTRIAL	Gesso		pontual	0,048	28	30,0%	0,2%	0,30%
12	INDUSTRIAL	Fipronil		pontual	0,089	12	95,0%	0,7%	0,95%
13	INDUSTRIAL	Carbofuran		pontual	0,076	14	96,0%	0,5%	0,96%
14	INDUSTRIAL	Glifosato		pontual	0,037	16	85,0%	0,2%	0,85%
15	INDUSTRIAL	Tebuthiron		pontual	0,029	19	63,0%	0,2%	0,63%
16	INDUSTRIAL	Hexazinone		pontual	0,058	21	83,0%	0,3%	0,83%
17	INDUSTRIAL	Diuron		pontual	0,077	23	95,0%	0,3%	0,95%
18	INDUSTRIAL	Imazapic		pontual	0,084	19	63,0%	0,4%	0,63%
19	INDUSTRIAL	Trinexapac		pontual	0,093	15	89,0%	0,6%	0,89%
20	INDUSTRIAL	Enxofre secundário		pontual	0,046	25	53,0%	0,2%	0,53%
21	INDUSTRIAL	Cal virgem (óxido de calcio)		pontual	0,045	27	56,0%	0,2%	0,56%
22	INDUSTRIAL	Ácido sulfurico		pontual	0,056	28	78,0%	0,2%	0,78%
23	INDUSTRIAL	Cal Hidratada		pontual	0,039	12	67,0%	0,3%	0,67%
24	INDUSTRIAL	Floculante (poliacrilamida)		pontual	0,048	14	55,0%	0,3%	0,55%
25	INDUSTRIAL	Antibiótico (família Kamoran)		pontual	0,089	21	13,0%	0,4%	0,13%

Apêndice F - Pegada Hídrica Ecotoxicológica em cada unidade de processo “i” (PHE(i)) que compõe o sistema de produtono estudo piloto - cenário 1 (Fonte: elaboração da autora)

315

UP	TIPO	FASE DOPROCESSO	UNIDADES DE PROCESSO	TIPO DE EFLUENTE	(V) Vazão do efluente (m3/s)	Ecotoxicidade (E)	FPI (calculado sobre a vazão do efluente)	vazão mínima Q7.10 (m3/s) do corpo receptor	D.E.R.	Limite estipulado pela CETESB para o D.E.R.	Relevância ecotoxicológica (PHE)e' e (PHE)i'	CLASSIFI CAAO DE CORES	Relevância produtiva	Relevância no fluxo	(Valor ponderado) (PHE)e	(PHE)i	CLASSIFI CAAO DE CORES
1	INDUSTRIAL	Lavagem	COMUNS	pontual	0,769	80%	16%	20	3,7%	0,80%	4,630	4	14,50%	100%	0,67		
				pontual	0,087	60%	2%	20	0,4%	0,60%	0,725	1	14,50%	100%	0,11		
		Embebição	EM TODOS	pontual	0,010	40%	0%	20	0,1%	0,40%	0,131	1	14,50%	100%	0,01		
				pontual	0,010	60%	0%	20	0,1%	0,60%	0,087	1	14,50%	100%	0,01		
		Preparo do cal	OS	pontual	0,122	70%	3%	20	0,6%	0,70%	0,869	1	14,50%	100%	0,13		
				pontual	0,792	80%	17%	20	3,8%	0,80%	4,762	4	14,50%	100%	0,69		
		condensadores dos filtros	PROCESSOS	pontual	0,086	89%	2%	20	0,4%	0,89%	0,479	1	14,50%	100%	0,07		
				pontual	0,009	65%	0%	20	0,0%	0,65%	0,067	1	100%	100%	0,07		
		Aquecimento do caldo	Etanol	pontual	1,527	87%	32%	20	7,1%	0,87%	8,152	5	100%	100%	8,15		
				pontual	1,350	98%	28%	20	6,3%	0,98%	6,451	5	100%	100%	6,45		
					4,763											4,671	4
PHED A USINA																	
2	AGRÍCOLA - CANA DE AÇÚCAR	Agrupamento dos polígonos por região do posto pluviométrico	D4-059 dos D4-012 D4-112 D4-074 D4-109	difuso	1,000	4,0%	21,7%	15,0	6,3%	0,04%	156,25	6	24%	100%	37,50		
				difuso	0,800	5,0%	17,4%	15,0	5,1%	0,05%	101,27	6	24%	100%	24,30		
				difuso	1,200	4,0%	26,1%	15,0	7,4%	0,04%	185,19	6	24%	100%	44,44		
				difuso	0,700	3,0%	15,2%	15,0	4,5%	0,03%	148,62	6	24%	100%	35,67		
				difuso	0,900	4,0%	19,6%	15,0	5,7%	0,04%	141,51	6	24%	100%	33,96		
					4,600											36,046	6
PHE DA UNIDADE DE PROCESSO AGRÍCOLA																	
3	INDUSTRIAL	Amonia (como N)	Ureia (como N)	pontual	0,058	65,0%		16	0,4%	0,65%	0,56	1	100%	10%	0,06	0,06	1
4	INDUSTRIAL			pontual	0,077	56,0%		19	0,4%	0,56%	0,721	1	100%	6%	0,04	0,04	1
5	INDUSTRIAL			pontual	0,084	28,0%		21	0,4%	0,28%	1,423	2	100%	5%	0,07	0,07	1
6	INDUSTRIAL			pontual	0,093	10,0%		23	0,4%	0,10%	4,027	4	100%	2%	0,08	0,08	1
7	INDUSTRIAL			pontual	0,046	36,0%		19	0,2%	0,36%	0,671	1	100%	3%	0,02	0,02	1
8	INDUSTRIAL	Super Fosfato Simples (como P2O5)	Fosfato monoamônico (como P2O5)	pontual	0,045	5,0%		15	0,3%	0,05%	5,982	4	100%	6%	0,36	0,36	1
9	INDUSTRIAL			pontual	0,056	15,0%		25	0,2%	0,15%	1,490	2	100%	4%	0,06	0,06	1
10	INDUSTRIAL			pontual	0,039	15,0%		27	0,1%	0,15%	0,962	1	100%	1%	0,01	0,01	1
11	INDUSTRIAL			pontual	0,048	30,0%		28	0,2%	0,30%	0,570	1	100%	2%	0,01	0,01	1
12	INDUSTRIAL			pontual	0,089	95,0%		12	0,7%	0,95%	0,775	1	100%	8%	0,06	0,06	1
13	INDUSTRIAL	Carbofuran	Glifosato	pontual	0,076	96,0%		14	0,5%	0,96%	0,562	1	100%	5%	0,03	0,03	1
14	INDUSTRIAL			pontual	0,037	85,0%		16	0,2%	0,85%	0,271	1	100%	2%	0,01	0,01	1
15	INDUSTRIAL			pontual	0,029	63,0%		19	0,2%	0,63%	0,242	1	100%	4%	0,01	0,01	1
16	INDUSTRIAL			pontual	0,058	83,0%		21	0,3%	0,83%	0,332	1	100%	7%	0,02	0,02	1
17	INDUSTRIAL			pontual	0,077	95,0%		23	0,3%	0,95%	0,351	1	100%	1%	0,00	0,00	1
18	INDUSTRIAL	Imazapic	Trinexapac	pontual	0,084	63,0%		19	0,4%	0,63%	0,699	1	100%	4%	0,03	0,03	1
19	INDUSTRIAL			pontual	0,093	89,0%		15	0,6%	0,89%	0,692	1	100%	6%	0,04	0,04	1
20	INDUSTRIAL			pontual	0,046	53,0%		25	0,2%	0,53%	0,347	1	100%	4%	0,01	0,01	1
21	INDUSTRIAL			pontual	0,045	56,0%		27	0,2%	0,56%	0,297	1	100%	1%	0,00	0,00	1
22	INDUSTRIAL			pontual	0,056	78,0%		28	0,2%	0,78%	0,256	1	100%	3%	0,01	0,01	1
23	INDUSTRIAL	Ácido sulfúrico	Cal Hidratada	pontual	0,039	67,0%		12	0,3%	0,67%	0,484	1	100%	2%	0,01	0,01	1
24	INDUSTRIAL			pontual	0,048	55,0%		14	0,3%	0,55%	0,621	1	100%	1%	0,01	0,01	1
25	INDUSTRIAL			pontual	0,089	13,0%		21	0,4%	0,13%	3,246	4	100%	5%	0,16	0,16	1

Apêndice G - Cálculo da pegada Hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado produzido na usina considerada - cenário 1

Unidades de processo	Vazão média do efluente em 2011 (m3/s)	FP2 (calculado sobre vazão do efluente)	(PHE) _i	classificação de cores	(PHE) _{x,i} = FP2 * (PHE) _i
USINA	7,739	57,340%	4,671	4	2,678306
AGRÍCOLA	4,600	34,081%	36,046	6	12,28465
Produtor de Amonia (como N)	0,058	0,430%	0,06	1	0,000239
Produtor de Ureia (como N)	0,077	0,570%	0,04	1	0,000247
Produtor de Nitrato de Amonia (como N)	0,084	0,622%	0,07	1	0,000443
Produtor de Fosfato monoamônico (como P2O5)	0,093	0,689%	0,08	1	0,000555
Produtor de Fosfato monoamônico (N)	0,046	0,341%	0,02	1	6,86E-05
Produtor de Super Fosfato Simples (como P2O5)	0,045	0,333%	0,36	1	0,001197
Produtor de Cloreto de Potássio (como K2O)	0,056	0,415%	0,06	1	0,000247
Produtor de Calcário (cal hidratada)	0,039	0,289%	0,01	1	2,78E-05
Produtor de Gesso	0,048	0,356%	0,01	1	4,06E-05
Produtor de Fipronil	0,089	0,659%	0,06	1	0,000409
Produtor de Carbofuran	0,076	0,563%	0,03	1	0,000158
Produtor de Glifosato	0,037	0,274%	0,01	1	1,49E-05
Produtor de Tebuthiron	0,029	0,215%	0,01	1	2,08E-05
Produtor de Hexazinone	0,058	0,430%	0,02	1	9,98E-05
Produtor de Enxofre secundário	0,046	0,341%	0,01	1	4,72E-05
Produtor de Cal virgem (óxido de cálcio)	0,045	0,333%	0,00	1	9,91E-06
Produtor de Ácido sulfúrico	0,056	0,415%	0,01	1	3,19E-05
Produtor de Cal Hidratada	0,039	0,289%	0,01	1	2,79E-05
Produtor de Floculante (poliacrilamida)	0,048	0,356%	0,01	1	2,21E-05
Produtor de Antibiótico (família Kamoran)	0,089	0,659%	0,16	1	0,00107
total	13,497			Σ	14,97

Apêndice H - Selo informativo para pegada hídrica ecotoxicológica 2011 do etanol hidratado produzido na USINA CONSIDERADA – Cenário 1 (Fonte: elaboração da autora)

Apêndice I - Pegada Hídrica Ecotoxicológica em cada unidade de processo “i” (PHE(i)) que compõe o sistema de produto no estudo piloto - cenário 2 (Fonte: elaboração da autora)

UP	TIPO	FASE DO PROCESSO	UNIDADES DE	TIPO DE	(V) Vazão do efluente (m³/s)	(E) Ecotoxicidade	FPI (calculado o sobre a vazão do efluente)	vazão mínima Q7,10 (m³/s) do corpo receptor	D.E.R.	Limite estipulado pela CETESB para o D.E.R.	Relevância ecotoxicológica (PHE) ^e e (PHE) ^j	CLASSIFICAÇÃO DE CORES	Relevância produtiva no fluxo	(Valor ponderado) (PHE) ^k	(PHE) ⁱ	CLASSIFICAÇÃO DE CORES
1	INDUSTRIAL	Lavagem	COMUNS	pontual	0,769	80%	16%	20	3,7%	0,80%	4,630	4	14,50%	0,67	0,108	
				pontual	0,087	60%	2%	20	0,4%	0,60%	0,725	1	14,50%	0,11	0,002	
				pontual	0,010	40%	0%	20	0,1%	0,40%	0,131	1	14,50%	0,02	0,000	
		lavagem da torta	OS	pontual	0,010	60%	0%	20	0,1%	0,60%	0,087	1	14,50%	0,01	0,000	
				pontual	0,122	70%	3%	20	0,6%	0,70%	0,869	1	14,50%	0,13	0,003	
				pontual	0,792	80%	17%	20	3,8%	0,80%	4,762	4	14,50%	0,69	0,115	
		condensadores dos filtros	PROCESSOS	pontual	0,086	89%	2%	20	0,4%	0,89%	0,479	1	14,50%	0,07	0,001	
				pontual	0,009	65%	0%	20	0,0%	0,65%	0,067	1	100%	0,07	0,000	
				pontual	1,527	87%	32%	20	7,1%	0,87%	8,152	5	100%	8,15	2,613	
		Fermentação	Etanol	pontual	1,350	98%	28%	20	6,3%	0,98%	6,451	5	100%	6,45	1,828	
				pontual	4,763										4,671	4
PHE DA USINA																
2	AGRÍCOLA - CANA DE AÇÚCAR	Agrupamento dos polígonos por região do posto pluviométrico	D4-059	difuso	1,000	96,0%	21,7%	15,0	6,3%	0,96%	6,51	5	24%	1,56	0,340	
			D4-012	difuso	0,800	86,0%	17,4%	15,0	5,1%	0,86%	5,89	4	24%	1,41	0,246	
			D4-112	difuso	1,200	92,0%	26,1%	15,0	7,4%	0,92%	8,05	5	24%	1,93	0,504	
			D4-074	difuso	0,700	87,0%	15,2%	15,0	4,5%	0,87%	5,12	4	24%	1,23	0,187	
			D4-109	difuso	0,900	85,0%	19,6%	15,0	5,7%	0,85%	6,66	5	24%	1,60	0,313	
PHE DA UNIDADE DE PROCESSO AGRÍCOLA																
3	INDUSTRIAL	Amonia (como N)		pontual	0,058	65,0%		16	0,4%	0,65%	0,56	1	100%	0,06	0,06	1
4	INDUSTRIAL	Ureia (como N)		pontual	0,077	56,0%		19	0,4%	0,56%	0,721	1	100%	0,04	0,04	1
5	INDUSTRIAL	Nitrato de Amonia (como N)		pontual	0,084	28,0%		21	0,4%	0,28%	1,423	2	100%	0,07	0,07	1
6	INDUSTRIAL	Fosfato monoamônico (como P2O5)		pontual	0,093	10,0%		23	0,4%	0,10%	4,027	4	100%	0,08	0,08	1
7	INDUSTRIAL	Fosfato monoamônico (N)		pontual	0,046	36,0%		19	0,2%	0,36%	0,671	1	100%	0,02	0,02	1
8	INDUSTRIAL	Super Fosfato Simples (como P2O5)		pontual	0,045	5,0%		15	0,3%	0,05%	5,982	4	100%	0,36	0,36	1
9	INDUSTRIAL	Cloreto de Potássio (como K2O)		pontual	0,056	15,0%		25	0,2%	0,15%	1,490	2	100%	0,06	0,06	1
10	INDUSTRIAL	Calcaríio (cal hidratada)		pontual	0,039	15,0%		27	0,1%	0,15%	0,962	1	100%	0,01	0,01	1
11	INDUSTRIAL	Gesso		pontual	0,048	30,0%		28	0,2%	0,30%	0,570	1	100%	0,01	0,01	1
12	INDUSTRIAL	Fipronil		pontual	0,089	95,0%		12	0,7%	0,95%	0,775	1	100%	0,06	0,06	1
13	INDUSTRIAL	Carbofuran		pontual	0,076	96,0%		14	0,5%	0,96%	0,562	1	100%	0,03	0,03	1
14	INDUSTRIAL	Glifosato		pontual	0,037	85,0%		16	0,2%	0,85%	0,271	1	100%	0,01	0,01	1
15	INDUSTRIAL	Tebuthiron		pontual	0,029	63,0%		19	0,2%	0,63%	0,242	1	100%	0,01	0,01	1
16	INDUSTRIAL	Hexazinone		pontual	0,058	83,0%		21	0,3%	0,83%	0,332	1	100%	0,02	0,02	1
17	INDUSTRIAL	Diuron		pontual	0,077	95,0%		23	0,3%	0,95%	0,351	1	100%	0,00	0,00	1
18	INDUSTRIAL	Imazapic		pontual	0,084	63,0%		19	0,4%	0,63%	0,699	1	100%	0,03	0,03	1
19	INDUSTRIAL	Trinexapac		pontual	0,093	89,0%		15	0,6%	0,89%	0,692	1	100%	0,04	0,04	1
20	INDUSTRIAL	Enxofre secundário		pontual	0,046	53,0%		25	0,2%	0,53%	0,347	1	100%	0,01	0,01	1
21	INDUSTRIAL	Cal virgem (óxido de cálcio)		pontual	0,045	56,0%		27	0,2%	0,56%	0,297	1	100%	0,00	0,00	1
22	INDUSTRIAL	Ácido sulfúrico		pontual	0,056	78,0%		28	0,2%	0,78%	0,256	1	100%	0,01	0,01	1
23	INDUSTRIAL	Cal Hidratada		pontual	0,039	67,0%		12	0,3%	0,67%	0,484	1	100%	0,01	0,01	1
24	INDUSTRIAL	Floculante (poliacrilamida)		pontual	0,048	55,0%		14	0,3%	0,55%	0,621	1	100%	0,01	0,01	1
25	INDUSTRIAL	Antibiótico (família Kamoran)		pontual	0,089	13,0%		21	0,4%	0,13%	3,246	4	100%	0,16	0,16	1

Apêndice J - Cálculo da pegada Hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado produzido na usina considerada - cenário 2

Unidades de processo	Vazão média do efluente em 2011 (m3/s)	FP2 (calculad o sobre vazão do efluente)	(PHE)i	classifica ção de cores	(PHE)x,i = FP2 * (PHE)i
USINA	7,739	57,340%	4,671	4	2,678306
AGRÍCOLA	4,600	34,081%	1,589	3	0,54167
Produtor de Amonia (como N)	0,058	0,430%	0,06	1	0,000239
Produtor de Ureia (como N)	0,077	0,570%	0,04	1	0,000247
Produtor de Nitrato de Amonia (como N)	0,084	0,622%	0,07	1	0,000443
Produtor de Fosfato monoamonico (como P2O5)	0,093	0,689%	0,08	1	0,000555
Produtor de Fosfato monoamonico (N)	0,046	0,341%	0,02	1	6,86E-05
Produtor de Super Fosfato Simples (como P2O5)	0,045	0,333%	0,36	1	0,001197
Produtor de Cloreto de Potassio (como K2O)	0,056	0,415%	0,06	1	0,000247
Produtor de Calcario (cal hidratada)	0,039	0,289%	0,01	1	2,78E-05
Produtor de Gesso	0,048	0,356%	0,01	1	4,06E-05
Produtor de Fipronil	0,089	0,659%	0,06	1	0,000409
Produtor de Carbofuran	0,076	0,563%	0,03	1	0,000158
Produtor de Glifosato	0,037	0,274%	0,01	1	1,49E-05
Produtor de Tebuthiron	0,029	0,215%	0,01	1	2,08E-05
Produtor de Hexazinone	0,058	0,430%	0,02	1	9,98E-05
Produtor de Enxofre secundário	0,046	0,341%	0,01	1	4,72E-05
Produtor de Cal virgem (óxido de calcio)	0,045	0,333%	0,00	1	9,91E-06
Produtor de Ácido sulfurico	0,056	0,415%	0,01	1	3,19E-05
Produtor de Cal Hidratada	0,039	0,289%	0,01	1	2,79E-05
Produtor de Floculante (poliacrilamida)	0,048	0,356%	0,01	1	2,21E-05
Produtor de Antibiótico (família Kamoran)	0,089	0,659%	0,16	1	0,00107
	13,497			Σ	3,22

Apêndice K - Selo informativo para pegada hídrica ecotoxicológica 2011 do etanol hidratado produzido na USINA CONSIDERADA – Cenário 2

Apêndice L - Pegada Hídrica Ecotoxicológica em cada unidade de processo “i” (PHE(i)) que compõe o sistema de produto no estudo piloto - cenário 3 (Fonte: elaboração da autora)

UP	TIPO	FASE DOPROCESSO	UNIDADES DE PROCESSO	TIPO DE EFLUENTE	(V) Vazão do efluente (m³/s)	(E) Ecotoxicidade	EPI (calculado sobre a vazão do	vazão mínima Q7,10 (m³/s) do corpo	D.E.R.	Limite estipulado pela CETESB	Relevância ecotoxicológica (PHE) e'	CLASSIFI CAÇÃO DE CORES	Relevância produtiva	Relevância no fluxo	(Valor ponderado) (PHE) e	(PHE) i	CLASSIFI CAÇÃO DE CORES		
1	INDUSTRIAL	Lavagem	COMUNS	pontual	0,769	80%	16%	20	3,7%	0,80%	4,630	4	14,50%	100%	0,67				
				pontual	0,087	60%	2%	20	0,4%	0,60%	0,725	1	14,50%	100%	0,11				
		Embebição	EM TODOS	pontual	0,010	40%	0%	20	0,1%	0,40%	0,131	1	14,50%	100%	0,02				
				pontual	0,010	60%	0%	20	0,1%	0,60%	0,087	1	14,50%	100%	0,01				
		Preparo do cal	OS	pontual	0,122	70%	3%	20	0,6%	0,70%	0,869	1	14,50%	100%	0,13				
				pontual	0,792	80%	17%	20	3,8%	0,80%	4,762	4	14,50%	100%	0,69				
		condensadores dos filtros	PROCESSOS	pontual	0,086	89%	2%	20	0,4%	0,89%	0,479	1	14,50%	100%	0,07				
				pontual	0,009	65%	0%	20	0,0%	0,65%	0,067	1	100%	100%	0,07				
		Aquecimento do caldo	Etanol	pontual	1,527	87%	32%	20	7,1%	0,87%	8,152	5	100%	100%	8,15				
				pontual	1,350	98%	28%	20	6,3%	0,98%	6,451	5	100%	100%	6,45				
					4,763											4,671	4		
PHE DA USINA																			
2	AGRICOLA - CANA DE AÇÚCAR	Agrupamento dos polígonos por região do posto pluviométrico	D4-059 dos D4-012 D4-112 D4-074 D4-109	difuso	1,000	0,0%	21,7%	9,2	9,8%	0,00%	0,00	1	24%	100%	0,00				
				difuso	0,800	0,0%	17,4%	8,4	8,7%	0,00%	0,00	1	24%	100%	0,00				
				difuso	1,200	0,0%	26,1%	7,7	13,5%	0,00%	0,00	1	24%	100%	0,00				
				difuso	0,700	0,0%	15,2%	8,4	7,7%	0,00%	0,00	1	24%	100%	0,00				
				difuso	0,900	0,0%	19,6%	8,1	10,0%	0,00%	0,00	1	24%	100%	0,00				
					4,600										0,000	1			
PHE DA UNIDADE DE PROCESSO AGRÍCOLA																			
3	INDUSTRIAL	Amonia (como N)	pontual	pontual	0,058	65,0%		16	0,4%	0,65%	0,56	1	100%	10%	0,06	0,06	1		
4	INDUSTRIAL	Ureia (como N)	pontual	pontual	0,077	56,0%		19	0,4%	0,56%	0,721	1	100%	6%	0,04	0,04	1		
5	INDUSTRIAL	Nitrato de Amonia (como N)	pontual	pontual	0,084	28,0%		21	0,4%	0,28%	1,423	2	100%	5%	0,07	0,07	1		
6	INDUSTRIAL	Fosfato monoamonico (como P2O5)	pontual	pontual	0,093	10,0%		23	0,4%	0,10%	4,027	4	100%	2%	0,08	0,08	1		
7	INDUSTRIAL	Fosfato monoamonico (N)	pontual	pontual	0,046	36,0%		19	0,2%	0,36%	0,671	1	100%	3%	0,02	0,02	1		
8	INDUSTRIAL	Super Fosfato Simples (como P2O5)	pontual	pontual	0,045	5,0%		15	0,3%	0,05%	5,982	4	100%	6%	0,36	0,36	1		
9	INDUSTRIAL	Cloreto de Potassio (como K2O)	pontual	pontual	0,056	15,0%		25	0,2%	0,15%	1,490	2	100%	4%	0,06	0,06	1		
10	INDUSTRIAL	Calcario (cal hidratada)	pontual	pontual	0,039	15,0%		27	0,1%	0,15%	0,962	1	100%	1%	0,01	0,01	1		
11	INDUSTRIAL	Gesso	pontual	pontual	0,048	30,0%		28	0,2%	0,30%	0,570	1	100%	2%	0,01	0,01	1		
12	INDUSTRIAL	Fipronil	pontual	pontual	0,089	95,0%		12	0,7%	0,95%	0,775	1	100%	8%	0,06	0,06	1		
13	INDUSTRIAL	Carbofuran	pontual	pontual	0,076	96,0%		14	0,5%	0,96%	0,562	1	100%	5%	0,03	0,03	1		
14	INDUSTRIAL	Glifosato	pontual	pontual	0,037	85,0%		16	0,2%	0,85%	0,271	1	100%	2%	0,01	0,01	1		
15	INDUSTRIAL	Tebuthiron	pontual	pontual	0,029	63,0%		19	0,2%	0,63%	0,242	1	100%	4%	0,01	0,01	1		
16	INDUSTRIAL	Hexazinone	pontual	pontual	0,058	83,0%		21	0,3%	0,83%	0,332	1	100%	7%	0,02	0,02	1		
17	INDUSTRIAL	Diuron	pontual	pontual	0,077	95,0%		23	0,3%	0,95%	0,351	1	100%	1%	0,00	0,00	1		
18	INDUSTRIAL	Imazapic	pontual	pontual	0,084	63,0%		19	0,4%	0,63%	0,699	1	100%	4%	0,03	0,03	1		
19	INDUSTRIAL	Trinexapac	pontual	pontual	0,093	89,0%		15	0,6%	0,89%	0,692	1	100%	6%	0,04	0,04	1		
20	INDUSTRIAL	Enxofre secundário	pontual	pontual	0,046	53,0%		25	0,2%	0,53%	0,347	1	100%	4%	0,01	0,01	1		
21	INDUSTRIAL	Cal virgem (óxido de cálcio)	pontual	pontual	0,045	56,0%		27	0,2%	0,56%	0,297	1	100%	1%	0,00	0,00	1		
22	INDUSTRIAL	Ácido sulfúrico	pontual	pontual	0,056	78,0%		28	0,2%	0,78%	0,256	1	100%	3%	0,01	0,01	1		
23	INDUSTRIAL	Cal Hidratada	pontual	pontual	0,039	67,0%		12	0,3%	0,67%	0,484	1	100%	2%	0,01	0,01	1		
24	INDUSTRIAL	Floculante (poliacrilamida)	pontual	pontual	0,048	55,0%		14	0,3%	0,55%	0,621	1	100%	1%	0,01	0,01	1		
25	INDUSTRIAL	Antibiótico (família Kamoran)	pontual	pontual	0,089	13,0%		21	0,4%	0,13%	3,246	4	100%	5%	0,16	0,16	1		

Apêndice M - Cálculo da pegada Hídrica ecotoxicológica do etanol hidratado produzido na usina considerada - cenário 3

Unidades de processo	Vazão média do efluente em 2011	FA2 (calculado sobre vazão do	(PHE)i	classificação de cores	(PHE)x _i = FA2 * (PHE)i
USINA	7,739	57,340%	4,671	4	2,678306
AGRÍCOLA	4,600	34,081%	0,000	1	0
Produtor de Amonia (como N)	0,058	0,430%	0,06	1	0,000239
Produtor de Ureia (como N)	0,077	0,570%	0,04	1	0,000247
Produtor de Nitrato de Amonia (como N)	0,084	0,622%	0,07	1	0,000443
Produtor de Fosfato monoamônico (como P2O5)	0,093	0,689%	0,08	1	0,000555
Produtor de Fosfato monoamônico (N)	0,046	0,341%	0,02	1	6,86E-05
Produtor de Super Fosfato Simples (como P2O5)	0,045	0,333%	0,36	1	0,001197
Produtor de Cloreto de Potássio (como K2O)	0,056	0,415%	0,06	1	0,000247
Produtor de Calcário (cal hidratada)	0,039	0,289%	0,01	1	2,78E-05
Produtor de Gesso	0,048	0,356%	0,01	1	4,06E-05
Produtor de Fipronil	0,089	0,659%	0,06	1	0,000409
Produtor de Carbofuran	0,076	0,563%	0,03	1	0,000158
Produtor de Glifosato	0,037	0,274%	0,01	1	1,49E-05
Produtor de Tebuthiron	0,029	0,215%	0,01	1	2,08E-05
Produtor de Hexazinone	0,058	0,430%	0,02	1	9,98E-05
Produtor de Enxofre secundário	0,046	0,341%	0,01	1	4,72E-05
Produtor de Cal virgem (óxido de cálcio)	0,045	0,333%	0,00	1	9,91E-06
Produtor de Ácido sulfúrico	0,056	0,415%	0,01	1	3,19E-05
Produtor de Cal Hidratada	0,039	0,289%	0,01	1	2,79E-05
Produtor de Floculante (poliacrilamida)	0,048	0,356%	0,01	1	2,21E-05
Produtor de Antibiótico (família Kamoran)	0,089	0,659%	0,16	1	0,00107
	13,497			Σ	2,68