

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA  
ENGENHARIA AMBIENTAL

ANDRÉ LUIZ RIBEIRO TACHARD DA SILVA

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

São Carlos

2010



ANDRÉ LUIZ RIBEIRO TACHARD DA SILVA

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

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos  
da Universidade de São Paulo para obtenção do título de  
Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental

Área de concentração: Instrumentos de gestão e de  
Política Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Aldo Roberto Ometto

São Carlos

2010

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

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento  
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

S586d Silva, André Luiz Ribeiro Tachard da  
Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos  
ambientais regionais para avaliação do ciclo de vida de  
produtos no estado de São Paulo / André Luiz Ribeiro  
Tachard da Silva ; orientador Aldo Roberto Ometto. -- São  
Carlos, 2010.

Tese (Doutorado-Programa de Pós-Graduação e Área de  
Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental) --  
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São  
Paulo, 2010.

1. Ciclo de vida - avaliação. 2. Ciclo de vida -  
normalização. 3. Acidificação. 4. Eutrofização.  
I. Título.

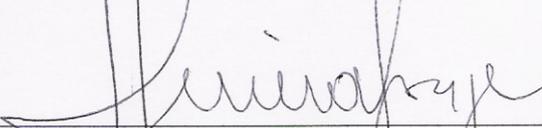
**FOLHA DE JULGAMENTO**

Candidato(a): Engenheiro ANDRÉ LUIZ RIBEIRO TACHARD DA SILVA.

Tese defendida e julgada em 30.04.2010 perante a Comissão Julgadora:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. **ALDO ROBERTO OMETTO** – (Orientador)  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

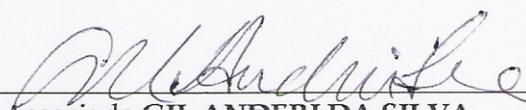
Aprovado

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Titular **MARCELO PEREIRA DE SOUZA**  
(Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP)

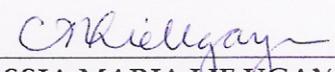
APROVADO

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. **SÉRGIO ALMEIDA PACCA**  
(Escola de Artes, Ciências e Humanidades/USP)

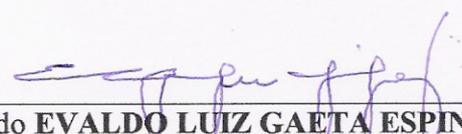
APROVADO

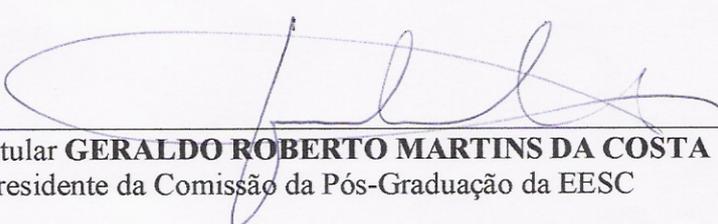
  
\_\_\_\_\_  
Prof. Associado **GIL ANDRI DA SILVA**  
(Escola Politécnica/USP)

APROVADO

  
\_\_\_\_\_  
Profª. Drª. **CÁSSIA MARIA LIE UGAYA**  
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná/UTFPR)

APROVADO

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Associado **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA**  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em  
Ciências da Engenharia Ambiental

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Titular **GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA**  
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC



## DEDICATÓRIA

Aos estudantes de pós-graduação,  
seres aflitos pela resposta do enorme ponto de interrogação que lhes caiu no colo...



## AGRADECIMENTOS

Depois de pronto, parece que foi tão fácil... Mas não o foi, e tenho que expôr meus agradecimentos aos que contribuíram ao longo desta caminhada:

A Deus e seus soldados de Luz, sempre, por mais esta conquista;

A Camila, minha Pequeninha, por tudo o que foi para mim, que foi para mim quase tudo... Gastei muito do seu enorme estoque de paciência e amor;

À minha família amada, pelo eterno apoio e confiança. Muita saudade!;

Ao prof. Aldo Ometto, a quem chamei de “professor” apenas na primeira semana e agora. Obrigado, mano, pela oportunidade, grande amizade e aprendizado!;

Ao prof. Marcelo P. de Souza, o cara que me fazia contar os dias pra ter suas aulas, algo que não acontecia há anos. Você moldou meu pensamento “ambientaleiro”!;

Ao prof. Michael Hauschild (DTU – Dinamarca) – nunca pensei que iria conversar sobre Bossa Nova com o autor dos livros e papers que mais li nos últimos 4 anos!;

À CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado, e ao CNPq, pela concessão da bolsa sanduíche na Dinamarca, incrível experiência para um baiano só;

Aos colegas de laboratório, tanto da Produção / NUMA como do CRHEA, pessoas especiais que não nomeio por recear esquecer alguém. Obrigado pelo convívio e ajuda!

Aos funcionários da Produção e do CRHEA, em especial o Nelson e a Claudete (“Grande Mulher”!);

Aos amigos de São Carlos, um enclave “comunista” estudantil no estado de SP; os anos vividos aqui, com tanta gente especial, nunca serão esquecidos;

Por fim, a todos aqueles que por oração, palavras ou ações diretas e indiretas me ajudaram na realização deste projeto, meu sincero muito obrigado.



## EPÍGRAFE

*“Deus perdoa sempre;  
o Homem, às vezes;  
a Natureza, nunca”*

(Autor desconhecido)



## RESUMO

TACHARD, A. L. R. S. **Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para Avaliação do Ciclo de Vida de produtos no estado de São Paulo**. 2009. 165 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

A normalização é uma importante etapa da Avaliação do Ciclo de Vida, uma vez que fornece uma unidade comum, permitindo a comparação das diferentes categorias de impacto. A referência de normalização mais utilizada considera o impacto das atividades totais da sociedade num certo período de tempo. Estes dados são inexistentes no Brasil para impactos regionais e locais, de forma que este trabalho objetivou iniciar o preenchimento dessa lacuna, com os fatores de normalização para as categorias “acidificação” e “eutrofização”, no estado de São Paulo. Tais fatores foram calculados com base em um inventário das estimativas anuais de aporte ao meio ambiente de substâncias contribuintes para estas categorias, cuja realização possibilitou a análise do estado da arte desses impactos em São Paulo e dos setores responsáveis pela geração das substâncias contribuintes.

Conforme esperado, os fatores (ou referências) de normalização encontrados foram diferentes daqueles por hora utilizados no Brasil, baseados em dados europeus. Entre as razões que explicam esta diferença estão a baixa emissão de SO<sub>x</sub> devido a matriz energética brasileira, o uso de etanol como combustível e o despejo de esgoto sem tratamento (ou tratamento inadequado).

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); normalização; acidificação; eutrofização



## ABSTRACT

TACHARD, A. L. R. S. **Development of normalization factors to Life Cycle Assessment in São Paulo State**. 2009. 165 f. Thesis (Doctoral) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

Normalization is an important step in Life Cycle Assessment as it provides a common unit, allowing the comparison of the different impact categories. The normalization reference most widely used considers the “background” impact from the total activities of society in a chosen reference period. These data are inexistent in Brazil for regional and local impacts so that this work aimed to begin filling this lack, first developing normalization factors for the categories "acidification" and "eutrophication" in the state of Sao Paulo. These factors were calculated from an inventory of the annual load to the environment of substances contributing to these categories; the production of this inventory allowed the analysis of a) the state of the art of these impacts in Sao Paulo and b) the sectors responsible for the generation of contributors.

As expected, normalization factors (or references) were different from those currently used in Brazil, based on European data. Among the reasons for this difference are lower SO<sub>x</sub> emissions due to the Brazilian energy matrix, the use of ethanol as fuel and disposal of sewage without treatment (or mistreatment).

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA); normalization; acidification; eutrophication



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1. Existência e organização da política ambiental nas empresas .....	15
Figura 2.2. Adoção de outras normas além da ISO 14001 .....	15
Figura 2.3. Outras normas da série ISO 14000 adotadas pelas empresas.....	15
Figura 2.4. Fases da Avaliação do Ciclo de Vida .....	19
Figura 2.5. Inter-relação entre emissões, categorias de impactos e potenciais de impacto.....	22
Figura 2.6. Categorias intermediárias (“midpoints”) e final (“endpoint”) para o exemplo da emissão de gases CFC (Udo de Haes et al., 1999, adaptado).....	25
Figura 3.1. Desaparecimento progressivo de espécies aquáticas com o aumento do pH das águas de um lago (Environment Canada, 2009). .....	35
Figura 3.2. Coníferas mortas por ação da chuva ácida próximas ao topo do Monte Mitchell, Carolina do Norte (EUA). (Crédito: David M. Dennis – <a href="http://www.allposters.co.uk">www.allposters.co.uk</a> ) .....	37
Figura 3.3. Florestas situadas em altas latitudes afetadas por anos de chuvas ácidas (Floresta Bávara, Waldhaeuser, Alemanha. Crédito: J. Trestl - <a href="http://photo.accuweather.com">http://photo.accuweather.com</a> ).....	37
Figura 3.4. Deterioração acelerada em estátua localizada na Alemanha (Winkler, 1994).....	39
Figura 3.5. Buda Gigante de Leshan, China. O nariz escurecido e outras áreas danificadas são atribuídos aos efeitos da chuva ácida agravadas pelas termoelétricas a carvão (AP, 2007. Crédito foto: Liu Jin / AFP-Getty Images)...	40
Figura 3.6. Emissões de gases acidificantes na Europa (EU-27) nos últimos 20 anos (EEA, 2008).....	44

Figura 3.7. Redução das emissões de gases acidificantes na Europa (EU-27), indexado para “emissão em 1990 = 100%” (EEA, 2008).....	44
Figura 3.8. Percentual da área dos ecossistemas europeus NÃO protegida contra a acidificação (total 5.918.115 km <sup>2</sup> ) (EEA, 2009a). ....	45
Figura 3.9. pH médio das chuvas na costa leste da América do Norte entre 1980-84 (esq.) e 1996-2000 (direita). (Environment Canada, 2009). ....	46
Figura 4.1. Atividades humanas emissoras de substâncias eutrofizantes (De Wit, 2002, adaptado). ....	48
Figura 4.2. Canal eutrofizado em Hong Kong. (Crédito: Changhua Coast Conservation Action, em <a href="http://www.flickr.com">www.flickr.com</a> ). ....	52
Figura 4.3. Maré vermelha em Dubai, 2009 (causas antropogênicas não comprovadas). Crédito: Agencia Reuters. ....	53
Figura 4.4. Lagoa eutrofizada no Parque Ecológico do Tietê (São Paulo-SP). (Crédito: André Bonacin, <a href="http://www.panoramio.com">www.panoramio.com</a> ).....	55
Figura 4.5. Estimativa de deposição atmosférica de nitrogênio inorgânico no mundo, em 1860 e 1993 (mg de N / m <sup>2</sup> / ano) (UNEP / WHRC, 2007). ....	56
Figura 4.6. Identificação de 415 sistemas costeiros eutróficos no mundo. Destes, 169 são áreas hipóxicas (vermelho), 233 são áreas de preocupação (amarelo) e 13 são sistemas em recuperação (verde) (Selman et al, 2008). ....	56
Figura 4.7 – Medianas das concentrações de N-Nitrato no Aquífero Bauru (colunas; eixo à esquerda) e picos de N-Nitrato detectados nos períodos de monitoramento (linha, eixo à direita).....	60
Figura 4.8: Evolução da Distribuição do Estado Trófico em SP – 2005 a 2008 (CETESB, 2009c). ....	63

Figura 4.9. Percentual da área dos ecossistemas europeus NÃO protegida contra a eutrofização (total 5.533.584 km <sup>2</sup> ). (EEA, 2009a). .....	65
Figura 5.1. A estrutura DPSIR, com exemplos dos termos por ela definidos. ....	71
Figura 5.2. Estado de São Paulo, escopo geográfico do projeto. A circunferência em destaque tem raio de 300 km, a partir do centro geográfico paulista. (Imagem: Wikipedia, modificada). .....	75
Figura 6.1. Participação das termelétricas (em potência instalada), subdividas por tipo de combustível, na matriz energética de São Paulo.....	84
Figura 6.2. Perfil do consumo de fertilizantes no estado de São Paulo na última década (IEA, 2009; ANDA, 2008). .....	93
Figura 6.3. Percentual da área cultivada com cana com proibição de queima, segundo a legislação e o acordo de adesão voluntária (UNICA, 2009). .....	104



**LISTA DE TABELAS**

Tabela 2.1. Etapas da AICV (ABNT, 2009b).....	21
Tabela 2.2. Exemplos dos termos definidos nos elementos obrigatórios da AICV (ABNT, 2009b).....	22
Tabela 2.3. Resultados dos elementos obrigatórios da ACV precisam ser normalizados para a interpretação da sua significância.....	27
Tabela 2.4. Exemplo de normalização interna (método da divisão por soma), a partir dos valores exemplificados na tabela 2.3:.....	28
Tabela 3.1. Peso molecular, número de íons H <sup>+</sup> liberados * e fatores de equivalência genéricos para algumas substâncias acidificantes .....	33
Tabela 3.2. Efeitos no ambiente natural de um ecossistema acidificado (Environment Canada, 2009). .....	35
Tabela 4.1. Peso molecular e fatores de equivalência para substâncias eutrofizantes selecionadas (Hauschild e Wenzel,1998) .....	50
Tabela 4.2. Distribuição percentual do Índice de Estado Trófico por UGRHI no Estado de São Paulo em 2008 (CETESB, 2009c, modificado).....	62
Tabela 5.1. Lista de substâncias contribuintes e seus respectivos fatores de caracterização para a acidificação e eutrofização (Wenzel et al., 1997; Guinée et al., 2001). .....	70
Tabela 6.1. Setores contribuintes à acidificação, eutrofização e suas emissões .....	77
Tabela 6.2. Estimativa da emissão anual de NO <sub>x</sub> e SO <sub>x</sub> por veículos em algumas cidades do estado de São Paulo (CETESB, 2009a). .....	79
Tabela 6.3. Estimativa da emissão anual de NO <sub>x</sub> e SO <sub>x</sub> por veículos em todo o estado de São Paulo, obtida por extrapolação.....	79

Tabela 6.4. Estimativa da emissão anual de NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> e NH <sub>3</sub> pelas principais indústrias no estado de São Paulo (CETESB, 2009a).....	82
Tabela 6.5. Síntese das emissões a partir de termelétricas no estado.....	86
Tabela 6.6. Estimativa da emissão anual de N-total e P-total por excreções humanas e resíduos domésticos.....	88
Tabela 6.7. Estimativa da emissão anual de P-total pelo uso de detergentes em pó.....	90
Tabela 6.8. Valores para estimativa de aporte de N-fertilizante ao ambiente, adotados a partir de referências bibliográficas .....	94
Tabela 6.9. Estimativa da emissão anual de N-total e NH <sub>3</sub> por fertilizantes nitrogenados.....	95
Tabela 6.10. Valores para estimativa de aporte de P-fertilizante ao ambiente, adotados a partir de referências bibliográficas .....	96
Tabela 6.11. Estimativa da emissão anual de P-total por fertilizantes fosfatados ....	97
Tabela 6.12. Estimativa bruta de geração de N e P por dejetos animais em SP.....	98
Tabela 6.13. Valores adotados para destinação do N no meio ambiente a partir do total emitido pelos animais .....	99
Tabela 6.14. Estimativa de potencial contribuição à acidificação / eutrofização por dejetos animais (emissões de N).....	100
Tabela 6.15. Estimativa de potencial contribuição à eutrofização por dejetos animais (emissões de P).....	101
Tabela 6.16. Estimativa da emissão anual de NO, NO <sub>2</sub> e NH <sub>3</sub> pela queima da cana de açúcar no estado de SP .....	103
Tabela 6.17. Estimativa da emissão anual de N-total e P-total pela aplicação da vinhaça no estado de SP.....	105

Tabela 6.18. Estimativas de aporte anual ao ambiente de substâncias contribuintes à acidificação no estado de São Paulo. ....	107
Tabela 6.19 – Emissão anual de gases acidificantes estimada pela EEA em alguns países selecionados. Aqui, foram calculadas as respectivas referências de normalização, para comparação com o estado de São Paulo. ....	108
Tabela 6.20. Estimativas de aporte anual ao ambiente de substâncias contribuintes à eutrofização no estado de São Paulo. ....	111
Tabela 6.21. Estimativas de fatores de normalização para a eutrofização em outras regiões (Stranddorf, 2005) e valores calculados para o estado de SP. ....	114



**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COVNM	Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos
CTF	Cadastro Técnico Federal
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DENATRAN	Departamento Nacional de Trânsito
DfE	Design for Environment
DPSIR	Driving forces, Pressures, State, Impact, Response
ECV	Engenharia do Ciclo de Vida
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
EEA	European Environment Agency
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
ESALQ	Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
GA	Gases Acidificantes
ha	hectare
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPP	Integrated Product Policy
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
ISO	International Organization for Standardization
LCC	Life Cycle Cost
LRTAP	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
MMA	Ministério do Meio Ambiente
ONG	Organização Não-Governamental
ONU	Organização das Nações Unidas
pH	potencial hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição Ar por Veículos Automotores
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SIPOL	Sistema de Fontes de Poluição
STPP	Sodium tripolyphosphate
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UNEP	United Nations Environment Programme
UNESP	Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
UNICA	União da Indústria de Cana-de-açúcar
UTE	Usinas Termelétricas de Energia

## SUMÁRIO

RESUMO .....	ix
ABSTRACT .....	xi
LISTA DE ILUSTRAÇÕES .....	xiii
LISTA DE TABELAS .....	xvii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....	xxi
1 INTRODUÇÃO .....	1
1.1 Contexto .....	1
1.2 Relevância do estudo: dados regionais para a ACV .....	4
1.3 Objetivos .....	8
1.3.1 Geral .....	8
1.3.2 Específicos .....	8
1.4 Estrutura da tese .....	9
2 A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA .....	11
2.1 Definições e importância .....	11
2.2 Fases da ACV. A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) .....	18
2.3 A normalização na ACV .....	26
3 ACIDIFICAÇÃO .....	31
3.1 Definição e descrição química .....	31
3.2 Efeitos .....	33
3.2.1 Ambiente natural e recursos naturais .....	34
3.2.2 Saúde humana e Ambiente antrópico .....	38
3.3 Panorama mundial e regional .....	40
3.3.1 Ações de contenção (Europa e EUA) .....	42

4	EUTROFIZAÇÃO .....	47
4.1	Definição e descrição química.....	47
4.2	Efeitos .....	51
4.2.1	Ambiente natural e recursos naturais.....	51
4.2.2	Saúde humana e ambiente antrópico .....	54
4.3	Panorama mundial e regional.....	55
4.3.1	Eutrofização no estado de São Paulo .....	59
4.3.2	Ações de contenção (Europa e EUA).....	64
5	METODOLOGIA.....	67
5.1	Estimativas de geração das substâncias contribuintes .....	70
5.1.1	Delimitação geográfica.....	74
5.1.2	Delimitação temporal.....	75
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	77
6.1	Fontes móveis (veículos): emissões de NO <sub>x</sub> e SO <sub>x</sub> .....	78
6.2	Indústrias.....	81
6.2.1	Emissões gasosas: NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> e NH <sub>3</sub> .....	81
6.2.2	Efluentes líquidos: emissões de N-total e P-total .....	83
6.3	Termelétricas: emissões de NO <sub>x</sub> e SO <sub>x</sub> .....	84
6.3.1	Geração a partir da biomassa (bagaço de cana) .....	85
6.3.2	Geração a partir de combustíveis fósseis (gás natural) .....	85
6.4	Esgoto doméstico .....	87
6.4.1	Excreções humanas e resíduos domésticos (excluído detergente em pó): emissões de N-total e P-total.....	87
6.4.2	Uso de detergente em pó: emissão de P-total .....	89
6.5	Uso de fertilizantes.....	91

6.5.1	Fertilizantes nitrogenados: emissões de NH <sub>3</sub> e N-total.....	93
6.5.2	Fertilizantes fosfatados: emissão de P-total .....	95
6.6	Dejetos animais: NH <sub>3</sub> , N-total, P-total .....	97
6.7	Setor sucro-alcooleiro (queimadas e vinhaça).....	102
6.7.1	Queimadas: emissões de NO <sub>x</sub> e NH <sub>3</sub> .....	102
6.7.2	Vinhaça: emissões de N-total e P-total.....	104
6.8	Cálculo e análise dos fatores de normalização.....	106
6.8.1	Acidificação.....	106
6.8.2	Eutrofização.....	110
7	CONCLUSÕES.....	117
7.1	Limitações do estudo .....	119
7.2	Sugestões para trabalhos futuros .....	121
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	123



# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Contexto

Os debates acerca do meio ambiente e das ações que o comprometem deixaram definitivamente de se restringir à esfera acadêmica e, atualmente, fazem parte do dia a dia do cidadão comum. Seja no noticiário televisivo, no cartaz do ambiente de trabalho sugerindo reciclagem de copinhos, papéis, etc., no aumento da tarifa de água ou em inúmeros outros exemplos, é inegável a inserção cotidiana da variável ambiental em grande parte das sociedades, um processo irreversível - ainda que deveras lento - ante o período de escassez que possivelmente se avizinha.

O mundo sofreu profundas modificações nos últimos cem anos, e a abordagem à causa ambiental foi apenas mais uma dessas transformações. Como bem observa Muller (2000), a Carta das Nações Unidas de 1945 não usava as palavras “natureza”, “recursos naturais” nem “meio ambiente”, apresentando dentre os propósitos “Conseguir uma cooperação internacional para resolver os problemas internacionais de caráter econômico, social, cultural ou humanitário” (ONU, 1945). Àquela época, a Terra era considerada ilimitada em recursos para uma população relativamente pequena. Hoje, seguramente este documento ganharia a expressão “ambiental” na lista dos problemas internacionais.

Não sem motivos, o mais amplo debate contemporâneo em impactos ambientais concentra-se no entendimento e busca de soluções para o fenômeno do aquecimento global. A divulgação dos últimos relatórios do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, em inglês) da Organização das Nações Unidas (ONU) deixou em estado de alerta cientistas, governos e a população mundial como um todo. O aquecimento global é hoje quase um consenso entre os estudiosos, sendo resultado das excessivas concentrações de dióxido de

carbono (CO<sub>2</sub>), metano e óxido nitroso, dentre outros gases, “muito provavelmente” gerados pelas atividades humanas desde 1750 em escala mundial. O freio às mudanças climáticas em curso é indubitavelmente um tema de interesse global que necessita de discussão, desdobrando-se em outros tais como alteração da matriz energética, créditos de carbono, mudança no uso da terra etc.

Entretanto, e por mais surpreendente que possa parecer ao público menos inteirado às pesquisas na área ambiental, o aquecimento global está longe de ser o único “vilão” a ser combatido. Em verdade, centenas de atividades emitem quantidades apenas razoáveis de CO<sub>2</sub> e outros gases de efeito estufa – e são, todavia, extremamente danosas ao ambiente. Os impactos regionais e / ou locais, em muitos casos, encontram-se neste momento num estágio de gravidade maior do que o aquecimento global. Lagos e represas eutrofizados, florestas acidificadas, regiões cobertas por substâncias tóxicas ao homem e ao meio, perda de terras férteis, diminuição de populações animais - é vasta a lista de impactos regionais os quais, dependendo do lugar que está sendo examinado, compõem uma situação próxima à crítica.

Os estudos dos impactos ambientais regionais (e, por consequência, a formulação de políticas públicas que ajudassem na sua retenção) demandam naturalmente dados regionais que reflitam a situação de momento no universo observado. Apesar disso, a construção deste banco de dados é ainda precária, uma vez que é dada ênfase apenas a dados econômicos e, raramente, sociais. A compreensão da realidade regional é limitada, e as ações em prol da conservação de um meio ambiente sadio são, assim, escassas.

Em nível nacional, o Cadastro Técnico Federal (CTF) de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais, um dos

instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA (Lei 6938, de 31 de agosto de 1981), tem por objetivo “o controle e o monitoramento das atividades potencialmente poluidoras e da extração, produção, transporte e comercialização de produtos potencialmente perigosos ao meio ambiente, assim como produtos e subprodutos da fauna e flora brasileiras” (IBAMA, 2009). O IBAMA é o órgão responsável por seu gerenciamento, localizado na Coordenação Geral de Qualidade Ambiental, que integra a Diretoria de Licenciamento e Qualidade Ambiental, em Brasília. A Instrução Normativa IBAMA nº 10, de 17 de agosto de 2001, indica em seus anexos a tipologia das empresas que devem submeter-se ao CTF e as informações que devem constar no Relatório Anual de Atividades (§ 1º do Art. 17-C da Lei no 10.165, de 27 de dezembro de 2000). Entre estas informações, estão os quantitativos de resíduos sólidos, efluentes líquidos e emissões gasosas.

No entanto, este Cadastro, que deveria ser uma importante fonte de dados para pesquisas, trata-se apenas de um amontoado de informações não sistematizadas e de difícil acesso, ainda que sejam, teoricamente, públicas. Não existe um trabalho no sentido de transformar os quantitativos recebidos anualmente por parte das empresas em estatísticas úteis; sequer uma checagem comparativa com os dados enviados em anos anteriores é realizada. Dificuldade semelhante é encontrada no âmbito estadual, em relação ao SIPOL (Sistema de Fontes de Poluição) da CETESB, órgão ambiental de São Paulo: nas diversas vezes em que se tentou obter alguma informação do Sistema, o pedido de vistas não foi nem mesmo respondido.

Esta postura contraria a lei 6938/81, que traz “a garantia da prestação de informações relativas ao Meio Ambiente, obrigando-se o Poder Público a produzi-las, quando inexistentes” como um dos instrumentos da PNMA, em seu artigo 9º, inciso

XI. Mais do que isso, fere o artigo 5º, inciso XXXIII, da Constituição Federal, que declara que “todos têm direito a receber dos órgãos públicos informações de seu interesse particular, ou de interesse coletivo ou geral, que serão prestadas no prazo da lei, sob pena de responsabilidade, ressalvadas aquelas cujo sigilo seja imprescindível à segurança da sociedade e do Estado”.

A elaboração de políticas públicas ambientais devidamente adequadas à realidade torna-se prejudicada com a ausência de banco de dados confiáveis. De fato, fazendo um paralelo com a Medicina, só é possível tratar um mal quando se está de posse de um diagnóstico bem estruturado. Essas informações seriam igualmente valiosas como subsídio para o desenvolvimento de algumas técnicas de gestão ambiental, como é o caso da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de produtos.

## **1.2 Relevância do estudo: dados regionais para a ACV**

Conforme apontam Yi et al. (2007), recentemente, a ACV foi reconhecida como um importante instrumento para avaliar os impactos ambientais de atividades regionais. A principal questão, segundo os autores, é como melhor considerar e refletir as características regionais nesse tipo de estudo, pois precisam ser o mais próximo possível da realidade, o que vem dando origem a várias pesquisas focadas em considerações específicas do local (“site-specific considerations”).

Em verdade, a observação de impactos ambientais – no caso da ACV, associados ao ciclo de vida de um produto – realmente conjuga a análise não só dos aspectos ambientais<sup>1</sup> relativos ao sistema analisado, mas também do ambiente no qual ele está inserido. Tratando-se da ACV, cujas fases serão detalhadamente

---

<sup>1</sup> Aspectos ambientais: no contexto de sistemas produtivos, é o elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente

descritas no capítulo 2, esta consideração ao ambiente é refletida em pelo menos três oportunidades:

- a) na seleção das categorias de impacto a serem analisadas;
- b) na seleção dos fatores de caracterização a serem aplicados; e
- c) na seleção dos fatores de normalização a serem aplicados.

Tais itens são importantes no estudo de categorias de impacto em escala regional ou local, pois estas requerem informação espacial a fim de associar com precisão fontes *versus* ambientes recipientes, de sensibilidade variável (Reap et al., 2008). Fatores em escala regional, como destaca Tolle (1997), são importantes para diferenciar sítios altamente sensíveis de outros moderadamente sensíveis ou mesmo insensíveis a um dado potencial de impacto a partir de uma mesma quantidade emitida.

Esforços no sentido de agregar características regionais aos estudo de ACV desenvolvidos no Brasil estão em sua fase inicial, com uma quantidade ainda limitada de pesquisas. Merecem especial citação o desenvolvimento de fatores de caracterização para toxicidade humana no Brasil, recentemente concluído por Pegoraro (2008), bem como a tentativa de desenvolvimento de um método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Brasil, identificando elementos que podem ser modificados e adaptados a partir das particularidades ambientais do país (Souza et al, 2007).

É nesse contexto que se enquadra a pesquisa aqui apresentada, com o objetivo de iniciar o processo de desenvolvimento de fatores de normalização para as diversas categoria de impacto regionais, primeiramente para a acidificação e para a eutrofização, tendo como escopo geográfico o estado de São Paulo. Esta limitação espacial fez-se necessária em vista ao próprio conceito de impacto regional,

conforme será apresentado, bem como às dimensões continentais do Brasil, formado por regiões com diferentes biomas, níveis de desenvolvimento industrial etc.

Fatores de normalização de impactos regionais, calculados a partir de um inventário de emissões de substâncias contribuintes, são ainda inéditos no panorama brasileiro pois, além das dificuldades de dados já referidas, sua determinação requer um estudo de fontes de emissão de diferenciados setores, (indústria, agricultura, pecuária etc.), além da modelagem das contribuições das emissões para as categorias de impacto. Na fase de normalização dos estudos de ACV realizados no Brasil até agora, são utilizados fatores “estrangeiros”, calculados a partir de dados de emissão de países desenvolvidos, notadamente Alemanha e Dinamarca.

A hipótese que serviu como ponto de partida para esta pesquisa foi a de que fatores de normalização obtidos nacionalmente, uma vez considerando as especificidades brasileiras, seriam diferentes daqueles até aqui utilizados, os quais podem trazer distorções aos resultados de ACVs aqui conduzidas.

A escolha da acidificação e da eutrofização como sendo as primeiras categorias para o cálculo dos fatores de normalização teve com principais motivos:

- *A relevância destas categorias para o estado de São Paulo.* São Paulo é o estado mais populoso do país, com a maior frota de veículos e indústrias, e responsável por um terço do PIB agroindustrial brasileiro. Acredita-se ser considerável a emissão de substâncias contribuintes para as duas categorias de impacto em questão. Além disso, os resultados desses impactos já podem ser percebidos em algumas regiões do estado.

- *A quantidade de substâncias contribuintes.* Para que o estudo atingisse seu objetivo dentro do prazo médio de um projeto de doutorado, e levando-se em consideração o caráter individual da pesquisa, as categorias selecionadas necessitavam ter um número limitado de substâncias contribuintes (posteriormente apresentadas no capítulo 5, “Metodologia”, tabela 5.1) para as quais seria realizada uma estimativa de geração. Outras categorias de impacto regional, como a ecotoxicidade ou toxicidade humana, dada a quantidade de substância contribuintes (mais de setenta, cada uma), exigiriam trabalho de uma equipe de pesquisadores, durante um período maior.
- *A presença nos principais métodos de AICV.* Os principais métodos de AICV usados mundialmente sugerem a acidificação e a eutrofização como categorias a serem analisadas: estas aparecem listadas no EDIP (versões 97 e 2003), CML 2001, IMPACT 2002, TRACI e LIME, quase sempre tendo como substância referência o  $\text{SO}_2$  –eq, para a acidificação, e o  $\text{PO}_4^{-3}$  –eq, para a eutrofização. O Eco-indicator 99, por sua vez, aborda ambas categorias conjuntamente, dentro da área de proteção “Ambiente Natural”. Fatores de normalização para acidificação e eutrofização seriam, portanto, amplamente utilizados.
- *Possibilidade de extrapolações.* O fator de normalização para a acidificação pode ser usado como parâmetro em um método de extrapolação para o cálculo dos fatores de normalização de outras categorias, apresentado em Stranddorf et al. (2005).

Tendo como objetivo maior um melhor uso da ACV no Brasil, os trabalhos no sentido de desenvolver dados regionais para a etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida juntar-se-ão àqueles do projeto brasileiro de Inventário do Ciclo de Vida, já em curso, tal como os apresentados por Ugaya e Coelho (2006). Neste segundo grupo, voltado à fase de Inventário, encontram-se os estudos focados no desenvolvimento de bancos de dados com elementos comuns ao ciclo de vida de muitos produtos, como metais, plásticos, papel, cerâmicos, energia e transporte (Caldeira-Pires, 2006; Silva, 2006). A coordenação desse banco de dados está a cargo do IBICT (Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia) e da Universidade de Brasília, contando com uma rede de instituições colaboradoras no país.

### **1.3 Objetivos**

#### **1.3.1 Geral**

Analisar o estado da arte dos impactos ambientais resultantes da “acidificação” e da “eutrofização” e desenvolver os respectivos fatores de normalização destas categorias para o estado de São Paulo, voltados a estudos de Avaliação do Ciclo de Vida de produtos, contribuindo na correção dos valores aplicados em um contexto brasileiro.

#### **1.3.2 Específicos**

- Descrever a situação da acidificação e eutrofização, em países industrializados e no âmbito regional;
- Calcular os fatores de normalização das categorias de impacto acidificação e eutrofização para o estado de São Paulo
- Analisar os setores geradores das substâncias causadoras desses impactos, visando destacar pontos críticos de suas atividades;

- Observar que medidas vem sendo tomadas para diminuição da geração das substâncias contribuintes;

- Comparar os fatores de normalização aqui desenvolvidos com aqueles já estabelecidos em países do exterior, buscando as prováveis causas das diferenças.

#### **1.4 Estrutura da tese**

Buscando apresentar as discussões de modo claro e com o nível de detalhamento necessário, o desenvolvimento deste trabalho foi estruturado em capítulos, os quais permitem também melhor localização de informações.

A introdução, trazendo considerações iniciais e apresentando a importância da realização do estudo, foi feita neste capítulo 1, onde também foram expostos os objetivos deste projeto, com as principais diretrizes para sua execução.

A Avaliação do Ciclo de Vida é objeto de revisão no capítulo 2, destacando-se seus conceitos, importância, fases e métodos empregados. Será dada ênfase à etapa de normalização, no que se refere à sua relevância, cálculos e fatores utilizados.

Os capítulos 3 e 4 são dedicados à exposição e discussão das duas categorias de impacto selecionadas: acidificação e eutrofização, respectivamente. Neste sentido, serão apresentadas a definição da categoria, o panorama em algumas partes do mundo, Brasil e estado de São Paulo, e as medidas de mitigação por hora adotadas nos países desenvolvidos.

Os métodos, procedimentos e fontes usados para o desenvolvimento desta pesquisa são apresentados no capítulo 5.

Os resultados do estudo regional são discutidos no capítulo 6, no que tange a apresentação e análise dos setores contribuintes às duas categorias em questão, trazendo as primeiras estimativas de emissão, por setor. Apresentam-se também os

cálculos dos fatores de normalização, a partir dos dados de emissão reunidos por substância química, e não mais por setores. Os números finais são analisados e comparados aos de alguns países, sublinhando as razões das principais diferenças.

As principais conclusões são sintetizadas no capítulo 7, tendo sempre em vista sua ligação com os objetivos propostos. Este capítulo apresenta também as limitações deste estudo, sem dúvidas um aspecto importante, na medida que se trata de uma primeira tentativa em se chegar a fatores de normalização para a região de estudo. Ao fim deste capítulo, são listadas as principais sugestões para trabalhos futuros, após os resultados obtidos neste estudo.

Por fim, toda a bibliografia consultada para a elaboração desta tese é apresentada capítulo 8, "Referências bibliográficas".

## 2 A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

### 2.1 Definições e importância

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica de mensuração de materiais, energia e potenciais impactos ambientais associados às etapas do ciclo de vida<sup>2</sup> de um bem ou serviço (ABNT, 2009a), cujo uso vem crescendo à medida do desenvolvimento da consciência ambiental em todo o mundo, como também em razão da crescente credibilidade dos seus resultados por meio do amadurecimento de seus métodos. Ela quantifica todas as possíveis cargas ambientais em relação a uma unidade funcional, podendo trazer resultados úteis principalmente no projeto do produto e na comparação de produtos, seu foco histórico (Udo de Haes et al., 2004). Sua realização constitui a base de muitas ferramentas que possuem um mesmo objetivo: analisar e reduzir os impactos ambientais de produtos.

Segundo Matthews e Small (2000), a ACV é a pedra fundamental da prática atual da “Ecologia Industrial”. A Ecologia Industrial, um conceito amplo que congrega diversos métodos além da ACV, surgiu no final da década de 90, na evolução dos paradigmas da gestão ambiental. Para Ehrenfeld e Gertler (1997), ela se origina do interesse em integrar noções de sustentabilidade dentro dos sistemas econômicos e ambientais. Na definição de Erkman (1997), a Ecologia Industrial busca “o entendimento do funcionamento de sistemas industriais, como este funcionamento é regulado e sua interação com a biosfera; daí, com base no que se sabe sobre ecossistemas, procura-se determinar como este funcionamento poderia ser reestruturado para torná-lo compatível com os ecossistemas naturais”.

---

<sup>2</sup> Ciclo de vida: estágios consecutivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria prima ou de sua geração a partir de recursos naturais até a disposição final (ABNT, 2009a).

Graedel e Allenby (2003) apontam que o conceito de Ecologia Industrial requer que um sistema industrial não seja visto como isolado dos sistemas à sua volta, mas em harmonia com eles; seria necessário otimizar fatores como recursos, energia e capital, no sentido de otimizar o ciclo total de materiais. Assim, a ACV tem papel central na Ecologia Industrial, uma vez que estuda todo o ciclo de vida do produto, do projeto à disposição, analisando as impressões causadas ao meio ambiente em cada estágio: ela revela o potencial de impacto de todas as fases de um produto, não apenas as emissões geradas na produção.

A ACV trata-se também do principal instrumento quantitativo que subsidia o “Ecodesign”, ou “Design for Environment” (DfE). O DfE é uma consideração sistemática, durante o processo de desenvolvimento de um novo produto ou processo, de requisitos de projeto associados à saúde e segurança humana e ambiental, pelo ciclo de vida completo do produto, sem comprometer indevidamente outros critérios como o desempenho da função do produto, qualidade, custo e aspecto (estética) (Fiksel, 1993).

A importância singular da ACV é ainda observada em uma área da Engenharia de Produção denominada “Engenharia de Ciclo de Vida” (ECV), que cobre as atividades voltadas à redução dos impactos ambientais das indústrias, sob a perspectiva do ciclo de vida do produto (Hauschild et al., 2005; Jeswiet et al., 2005). A ECV busca aumentar a ecoeficiência das atividades industriais, definida como a razão entre o serviço que é fornecido pelas atividades e os impactos ambientais associados ao fornecimento deste serviço (Hauschild et al., 2005). A ECV atua focada em quatro vertentes: o “produto”, cuja eco-eficiência deve ser vista em uma perspectiva de ciclo de vida (ACV e DfE); a “produção”, ou sistema de manufatura; os “processos” envolvidos no sistema de produção e as “descargas” dos processos.

Esta importância em embasar a aplicação dos conceitos anteriormente descritos é apenas uma das virtudes da ACV. De uma maneira direta, a ACV permite (ABNT, 2009a):

- a identificação de oportunidades de melhoria no desempenho ambiental de produtos;
- o auxílio na tomada de decisões (ex.: planejamento estratégico, definição de prioridades, etc.);
- a seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental, e
- o marketing do produto (certificação ambiental, etc.)

Verifica-se, assim, que diversos agentes podem fazer uso da ACV, tal como governos, organizações não-governamentais (ONGs) e, principalmente, indústrias. As finalidades para as quais cada um deles tem realizado a ACV foram sistematizadas por Clark e De Leeuw (1999), que pesquisou o perfil da ACV por meio de questionário respondido por 24 usuários de 20 diferentes países:

- Na esfera governamental, a principal motivação é a definição de políticas direcionadas a medidas preventivas com visão de ciclo de vida, deixando para trás as práticas “fim de tubo”, menos eficazes e mais caras. Hauschild et al. (2005) sublinham que uma política ambiental de produtos vem sendo desenvolvida em diversos países europeus, notadamente na Dinamarca, e uma Política Integrada de Produto (IPP) está atualmente em curso na Comunidade Européia (Scholl, 1996). Nela, estuda-se a possibilidade de direcionar o mercado a um padrão de consumo mais verde, por taxação diferenciada de produtos alternativos (produtos de maior impacto ambiental tendo impostos mais altos) e pelo estabelecimento de rígidos critérios para a rotulagem ambiental dos

produtos; pretende-se ainda estimular que as aquisições públicas contemplem bens e serviços “verdes”.

- Em ONGs, aí incluindo também associações de consumidores, são apresentados motivos mais gerais para o uso da ACV, envolvendo a decisão da compra de produtos com menor impacto ambiental e buscando fornecer informações aos consumidores. Via de regra, a ACV em ONGs ainda é tímida devido aos recursos limitados e a dificuldade de acesso a dados.
- Na indústria, potencial praticante da ACV, verificou-se que as forças de mercado e pressões de regulamentação são os principais fatores que levam à ACV. Esta tem se destinado primariamente a apoiar decisões ambientais ligadas à melhora dos produtos já existentes e comparação entre alternativas, em detrimento à inovação em novos produtos ou à reestruturação do negócio. Segundo os autores, a ACV ainda era raramente utilizada para a definição de uma política de marketing.

Um levantamento realizado em 2008 sobre as práticas ambientais de 649 grandes empresas brasileiras (Análise Gestão Ambiental, 2008) mostrou que, embora a maioria absoluta possua política ambiental formalizada (figura 2.1), uma grande parcela restringe-se a adoção exclusiva da ISO 14001 (ABNT, 2004) (figura 2.2). Dentre as que adotam demais regras da série ISO 14000, 17% usam a Avaliação do Ciclo de Vida do produto e do serviço, e 11,7%, a ACV do processo (figura 2.3).

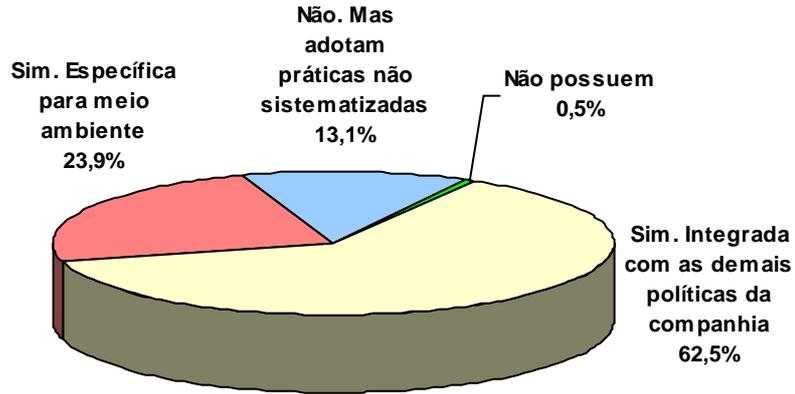


Figura 2.1. Existência e organização da política ambiental nas empresas

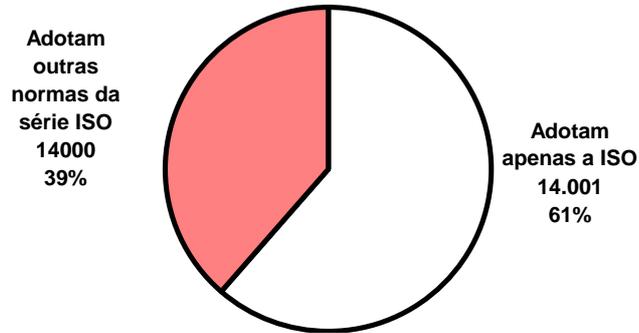


Figura 2.2. Adoção de outras normas além da ISO 14001

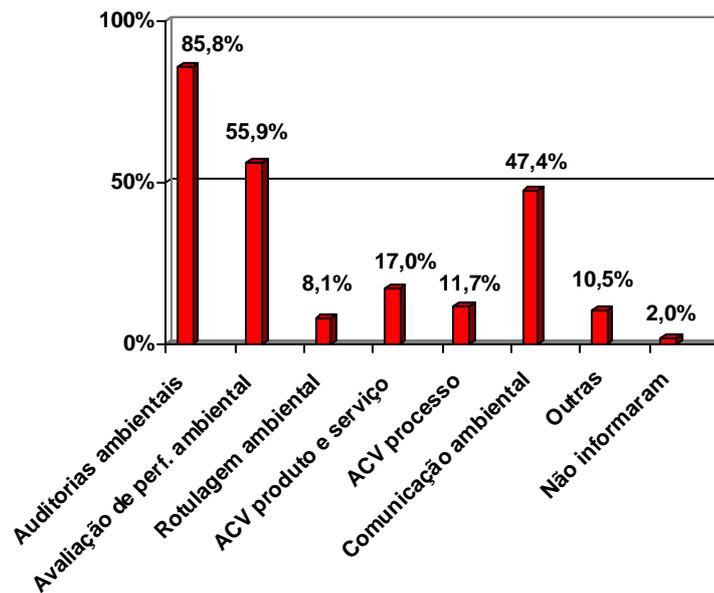


Figura 2.3. Outras normas da série ISO 14000 adotadas pelas empresas

Essas estatísticas demonstram a incipiência do uso da ferramenta no Brasil, embora o desenvolvimento e uso da ACV em escala global venham sendo fomentados pela “Iniciativa do Ciclo de Vida”, dentro do Programa para Consumo Sustentável da UNEP (United Nations Environment Program), com apoio da SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (UNEP, 2009). A ACV passou a ter relevância ainda maior desde a publicação, em 2000, do Relatório Técnico Tipo III, base para a norma ISO 14.025 (ISO, 2006), que exige a Avaliação do Ciclo de Vida do produto para concessão do Selo Verde Tipo III. Apesar de ser uma certificação voluntária, qualquer edital internacional poderá incluí-la entre seus pré-requisitos, sem que isso seja considerado barreira comercial. Conforme o Comitê Brasileiro do PNUMA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente), a exigência deste Selo Verde tipo III poderá dificultar a venda de produtos brasileiros no exterior, dado o atraso nas pesquisas em ACV, “e torna-se urgente investir na formação de pessoal e na constituição de bancos de dados brasileiros sobre o ciclo de vida de materiais básicos e processos” (Instituto Brasil PNUMA, 2009).

Como toda técnica de Gestão Ambiental, a ACV tem limitações, reconhecidas na própria norma que a regula, tais como (ABNT, 2009a): a possível subjetividade nas escolhas e suposições feitas na ACV; as limitações dos métodos usados para análise do inventário e avaliação de impactos; e a falta de exatidão provocada nos casos de limitação de acesso ou disponibilidade de dados. Alguns possíveis problemas que reduzem sua precisão, como definição da unidade funcional, seleção de fronteiras e alocação, são bem apresentados por Reap et al. (2008). A ACV também não contempla em seu escopo a análise de capacidade de suporte do meio.

A maior limitação para a consideração da ACV como um instrumento de sustentabilidade, no entanto, é que sua norma contempla apenas impactos

ambientais, não sendo parte da sua estrutura considerações sobre aspectos económicos e sociais, por hora focados em estudos separados. O aspecto de custo está sendo passo a passo integrado à ACV, por meio da ligação com o Custo do Ciclo de Vida (“Life Cycle Cost”, LCC), que considera as implicações de custo originadas em todo o ciclo de vida do produto. Em verdade, estas técnicas foram projetadas para responderem diferentes questões, porém esforços estão sendo realizados no sentido de integrar suas duas abordagens (Norris, 2001a). De qualquer forma, a tentativa de se criar um modelo de monetarização de danos ambientais ainda é um tópico que apresenta bastante polémica.

Por outro lado, no caso dos aspectos sociais, começam a surgir iniciativas no sentido de agregá-los à ACV. Jørgensen et al. (2008) fizeram uma revisão comparativa de diferentes metodologias de ACV Social desenvolvidas, concluindo que a multiplicidade das abordagens com relação a quase todos os passos das metodologias reflete a novidade e estruturação deste campo da ACV. Como exemplo, uma estrutura para Avaliação de Impacto Social do Ciclo de Vida foi sugerida por Dreyer et al. (2006): nela, foi proposta uma nova área de proteção, a “dignidade humana e bem-estar”, e os impactos sociais foram definidos como impactos que resultarão, ao fim, em danos ou benefícios a tal área. Como pré-requisitos de qualidade de vida, encontram-se a saúde, a dignidade e o preenchimento das necessidades básicas.

Segundo Hauschild et al. (2005), há uma pressão para o desenvolvimento da ACV no sentido de incluir estas duas vertentes para torná-la uma ferramenta de “avaliação de sustentabilidade”, mas trata-se de tópicos muito recentes e pouco estruturados. Por isso, a ACV deve ser vista como uma técnica de suporte a decisão, não de decisão. Mesmo quando se pretende fazer uma avaliação completa

apenas do aspecto ambiental da sustentabilidade, a ACV não deve ser utilizada como única técnica (Fava, 1997), devido a impactos qualitativos, a categorias que ainda não possuem métodos consagrados e por não avaliar a capacidade de suporte do meio.

## **2.2 Fases da ACV. A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)**

Nos anos 80, quando a aplicação da ACV ganhou força após seu surgimento cerca de dez anos antes, verificou-se que alguns estudos sobre uma mesma questão chegavam a conclusões diferenciadas, o que levou à necessidade do desenvolvimento de partes centrais da metodologia, acompanhada de consenso internacional (Hauschild et al., 2005). A SETAC se tornou a organização internacional para a comunidade global de pesquisadores de ACV e, durante os anos 90, importantes avanços foram realizados em seus grupos de estudo (SETAC, 1991; Udo de Haes et al., 2002).

A partir do background científico daí surgido, foi possível formular as normas da série ISO 14.040 (14.040 a 14.043), sobre a estrutura da ACV, suas fases e seus requisitos, definidas pelo sub-comitê 05 do Comitê Técnico TC 207. Surgidas entre 1997 e 2000, passaram por atualizações e agora se encontram condensadas em apenas duas normas: a nova ISO 14.040 (ABNT, 2009a) e a ISO 14.044 (ABNT, 2009b). A parte central do teor técnico permaneceu inalterado, e o foco da revisão foi melhorar a leitura e remover erros. Ainda assim, algumas mudanças técnicas foram feitas, tais como a adição de princípios para a ACV, a adição de algumas definições (“produto”, “processo” etc.), adição de um anexo sobre aplicações, esclarecimentos sobre o uso como instrumento para comparação etc. (Finkbeiner et al., 2006).

As fases da ACV, esquematizadas na figura 2, podem ser assim brevemente descritas, conforme a ISO 14.040 (ABNT, 2009a):

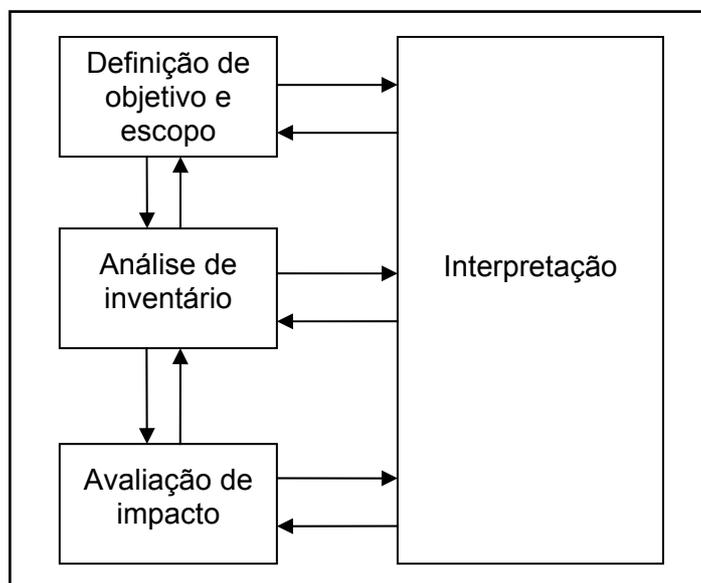


Figura 2.4. Fases da Avaliação do Ciclo de Vida

Definição de objetivo e escopo: o objetivo de um estudo de ACV deve declarar inequivocadamente a aplicação pretendida, as razões para conduzir o estudo e o público-alvo. O escopo deve definir a extensão, a profundidade e o grau de detalhe do estudo, sendo compatíveis com o objetivo, considerando diversos itens, tais como: o sistema de produto a ser estudado, as suposições e limitações, os tipos de impacto e metodologia de avaliação de impacto e interpretação a serem usadas subsequentemente, dentre outros. Devem ser especificadas claramente a unidade funcional (que quantifica a função a ser desempenhada pelo bem ou serviço) e as fronteiras do sistema.

Análise do inventário do ciclo de vida (ICV): esta fase diz respeito à coleta de dados e cálculos para quantificar as entradas e saídas para todos os processos dentro dos contornos do sistema do produto. Os dados são tipicamente

apresentados de forma agregada, como o total de emissões da substância “X” ou o uso total de recursos “Y” por unidade funcional.

Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV): constitui o núcleo da ACV; aqui é realizada efetivamente a avaliação da significância de impactos ambientais potenciais, usando os resultados do inventário do ciclo de vida. Esta conversão de emissões em potenciais de impactos às áreas de proteção<sup>3</sup> não possui somente uma única metodologia; cada uma das metodologias existentes busca aplicar o melhor conhecimento disponível sobre as relações causais “emissões” (aspectos) → “efeitos” (impactos). Esta fase será discutida em mais detalhes a seguir.

Interpretação: trata-se, basicamente, da conclusão do estudo, apresentando os principais resultados de forma consistente com o objetivo e escopo previamente definidos. Pode também incluir uma exposição crítica sobre as escolhas e incertezas ocorridas ao longo do estudo.

As discussões a respeito das fases de objetivo e escopo, ICV e interpretação não são os temas centrais deste trabalho, cujo foco encontra-se na Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

A AICV, outrora esquematizada na ISO 14.042 e atualmente apresentada na ISO 14.044 (que reuniu todas as fases da ACV em uma única norma) (ABNT, 2009b) conta com elementos obrigatórios e outros opcionais para sua execução (tabela 2.1).

---

<sup>3</sup> Áreas de proteção (também conhecidas como “temas de salvaguarda”): saúde humana, ambiente natural, recursos naturais e ambiente antrópico (Thrane e Schmidt, 2006). São classes de pontos finais que têm algum valor bem reconhecido pela sociedade. As três primeiras são reconhecidas pela ISO, e a última é acrescentada pela SETAC - Europa

Tabela 2.1. Etapas da AICV (ABNT, 2009b).

<b>Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida</b>	
✓	ELEMENTOS OBRIGATÓRIOS
	➤ Seleção das categorias de impacto
	➤ Classificação
	➤ Caracterização
✓	ELEMENTOS OPCIONAIS
	➤ Normalização
	➤ Agrupamento
	➤ Ponderação

Na seleção das categorias<sup>4</sup>, definem-se as categorias de impacto ambiental pertinentes ao estudo, às quais estará associado um indicador de categoria<sup>5</sup>.

O próximo passo, a classificação, correlaciona as substâncias levantadas no Inventário do Ciclo de Vida com as categorias de impacto, de acordo com sua habilidade de contribuir a diferentes problemas ambientais.

A partir daí, utilizando-se os chamados “fatores de caracterização”, são calculados os potenciais de impacto, na fase conhecida como caracterização. As diferentes emissões são multiplicadas por um fator de equivalência dependendo da sua contribuição relativa às categorias de impacto. Assim, o potencial de impacto para cada categoria é o valor agregado das trocas ambientais multiplicadas pelos seus respectivos fatores de equivalência. Como regra, ao se escolher um método para realização da AICV, as categorias de impacto, os indicadores das categorias e os fatores de caracterização encontram-se sugeridos nele.

---

<sup>4</sup> Categoria de impacto: classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados do ICV podem estar associados (ABNT, 2009b)

<sup>5</sup> Indicador de categoria: representação quantificável de uma categoria de impacto

Tabela 2.2. Exemplos dos termos definidos nos elementos obrigatórios da AICV (ABNT, 2009b)

Termo	Exemplo
Categoria de impacto	Mudança climática
Resultados do ICV	Quantidade de gases de efeito estufa por unidade funcional
Indicador de categoria	Forçamento radiativo infravermelho
Resultado do indicador de categoria	kg CO <sub>2</sub> – equivalentes
Fator de caracterização	Potencial de aquecimento global para cada gás de efeito estufa (kg CO <sub>2</sub> -eq / kg gás)

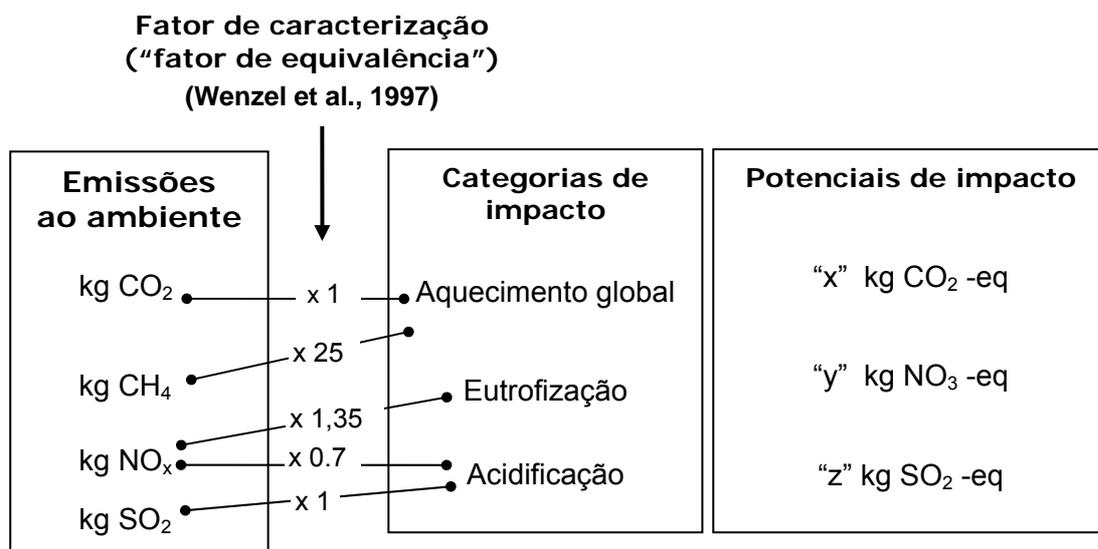


Figura 2.5. Inter-relação entre emissões, categorias de impactos e potenciais de impacto.

Já os elementos opcionais da AICV são vistos normalmente como um “auxílio” para uma melhor compreensão, usando, quase sempre, dados externos ao estudo de ACV realizado. São sucintamente apresentados abaixo (ABNT, 2009b):

Normalização: descrita mais detalhadamente no próximo sub-item, a normalização trata do cálculo da magnitude dos potenciais de impacto em relação a

informações de referência: o resultado do indicador é normalizado pela divisão por um valor de referência selecionado, possibilitando a comparação entre categorias.

Agrupamento: nesta subfase, as categorias de impacto são correlacionadas a um ou mais conjuntos, podendo envolver ordenação e/ ou classificação.

Ponderação: nesta subfase, busca-se definir a importância relativa de cada categoria de impacto, atribuindo-lhes diferentes “pesos” que multiplicam os potenciais de impactos (normalizados ou não) obtidos anteriormente. Assim, procura-se refletir a opinião da sociedade sobre quais danos ou impactos potenciais são de maior importância.

Conforme exposto por Thrane e Schmidt (2006), a AICV não pode medir impactos reais, mas apenas impactos potenciais, pois os impactos que efetivamente ocorrem dependem de muitas variáveis tais como exposição e sensibilidade do meio receptor (humanos, ecossistemas, etc.) na área afetada. Os estudos serão sempre uma modelagem do mundo, e não podem trazer senão informações sobre o potencial de impacto ou prejuízo ambiental (Udo de Haes et al., 1999)

Cientificamente, esta conversão de dados de emissão de substâncias químicas em impactos potenciais não se trata de uma tarefa simples. São diversas as modelagens que podem ser realizadas, todas elas com seus pontos positivos e fraquezas, com diferentes propostas, sugestão de diferentes categorias e uso de diferentes modelos e fatores de caracterização. A norma ISO não define um método de AICV único, e vários deles surgiram buscando avançar no entendimento dos impactos potenciais gerados pelo produto.

Os métodos de AICV são divididos em dois grupos: aqueles que utilizam a abordagem denominada “midpoint” e os que usam a abordagem “endpoint”.

O modelo “midpoint” (ou “problem-oriented”) é a abordagem tradicional da AICV. Nele, as emissões de substâncias e o uso de recursos naturais são convertidos em indicadores de categoria em um nível intermediário - entre as trocas ambientais e os pontos finais - como acidificação, mudança climática e ecotoxicidade. Este ponto médio é tomado o mais próximo possível das áreas de proteção (pontos finais), de forma que uma modelagem além disto é vista como demasiadamente incerta (Hauschild et al., 2005).

Já no modelo “endpoint” (ou “damage-oriented”) a conversão anteriormente descrita resulta em indicadores situados nos pontos finais, ou seja, verifica-se o potencial de prejuízo que os impactos podem causar às áreas de proteção (figura 2.6). Dentro deste ponto de vista, as incertezas acumuladas ao longo da análise seriam solucionadas na etapa de interpretação dos resultados.

Ainda não se chegou a um consenso sobre qual dos dois tipos traz maior qualidade aos resultados: ambos possuem méritos e limitações complementares (Bare et al., 2000). Os resultados dos métodos que utilizam a abordagem “midpoint” são vistos como mais confiáveis, mas de menor relevância para apoio a decisão em alguns casos, enquanto os “endpoint” são mais fáceis de entender, interpretar e usar nas decisões, porém de menor certeza (Udo de Haes et al., 1999). A combinação destas famílias de métodos é proposta pela Iniciativa do Ciclo de Vida (Jolliet et al., 2004), já sendo usada em métodos de AICV como o Impact 2002 (Jolliet et al., 2003) e o LIME (Itsubo e Inaba, 2003). Além destes, um trabalho vem sendo desenvolvido pelo governo holandês para combinar ambas as visões, formatando um método misto aos dois métodos lá existentes (um “midpoint”, o CML, e outro “endpoint”, o Ecoindicator) (Heijungs et al., 2003).

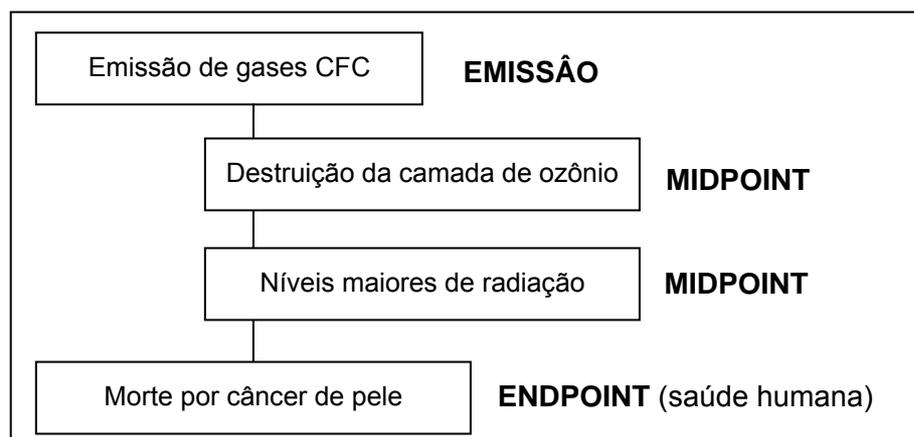


Figura 2.6. Categorias intermediárias (“midpoints”) e final (“endpoint”) para o exemplo da emissão de gases CFC (Udo de Haes et al., 1999, adaptado)

Os métodos para avaliação dos impactos ambientais são baseados nas características físico-químicas das substâncias químicas e ponderados de forma relativa entre as substâncias na mesma categoria de impacto. Entretanto, respeitada uma mesma metodologia de realização de ACV, é possível comparar resultados apenas dentro de uma mesma categoria de impactos. Por exemplo, o impacto ambiental da emissão de CO por parte de uma empresa “x” poderia ser comparado àquele resultante da emissão de CH<sub>4</sub> por uma empresa “y” dentro da categoria “aquecimento global”, uma vez que tanto o CO quanto o CH<sub>4</sub> seriam convertidos em “gramas de CO<sub>2</sub> equivalente” – indicador desta categoria - a partir de seus respectivos fatores de caracterização. A comparação entre as categorias de impacto é, entretanto, dificilmente realizada se a AICV se restringe aos elementos obrigatórios da norma.

Ocorre que, em um processo de decisão por determinada tecnologia (por exemplo, na elaboração de políticas públicas, ou mesmo dentro de uma única empresa) é necessária uma análise mais abrangente possível dos impactos ambientais inerentes a cada uma das opções. Isto só pode ser realizado quando as

magnitudes dos impactos potenciais das diversas categorias são expressas em uma mesma unidade, resultado atingido com a realização da normalização dos impactos.

### **2.3 A normalização na ACV**

O termo “normalizar” é comumente empregado em situações nas quais se faz necessário equalizar variáveis, seja comparando-as a uma mesma referência ou ainda transformando suas unidades a uma única. Uma das maiores demandas de normalização encontra-se no processo de avaliação de duas ou mais alternativas compostas por atributos que têm desempenhos distintos. Como esses atributos são definidos por diferentes unidades, faz-se necessário normalizá-los para que se transformem em valores adimensionais, ou convertidos para uma mesma unidade. Assim, torna-se possível a avaliação a) de qual atributo se destaca dentro de uma alternativa; e b) qual das alternativas é a melhor, observando-se todos os atributos.

É dentro desta lógica que a normalização pode gerar importantes informações nos estudos de Avaliação do Ciclo de Vida. Após a realização dos elementos obrigatórios da AICV, é muito comum que dois ou mais sistemas postos lado a lado para análise apresentem variação de resultados, como exemplificado na tabela 2.3 (que apresenta indicadores de categoria sugeridos pelo método EDIP 97). Como saber se, na alternativa “1”, o impacto provocado pela contribuição à diminuição da camada de ozônio (medido em kg de CFC 11 –eq) é “mais grave” que aquele provocado pela contribuição à eutrofização, se esta última tem como unidade o  $\text{NO}_3^-$  –eq? Ademais, uma questão essencial para um tomador de decisões é ainda impossível de ser respondida: qual das alternativas é, verificando-se as categorias apresentadas, a menos impactante ao meio?

Tabela 2.3. Resultados dos elementos obrigatórios da ACV precisam ser normalizados para a interpretação da sua significância

	<b>Alternativa 1</b>	<b>Alternativa 2</b>	<b>Alternativa 3</b>
<i>Diminuição da camada de ozônio</i>	20 kg CFC 11 -eq	15 kg CFC 11 -eq	30 kg CFC 11 -eq
<i>Eutrofização</i>	5 kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -eq	10 kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -eq	2 kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -eq

As respostas a estas perguntas só podem ser obtidas quando o resultado de cada categoria é comparado a um outro valor de referência, denominado “fator de normalização”, ou “referência de normalização”.

Norris (2001b) divide a normalização realizada dentro da ACV em duas famílias de abordagem, baseadas em diferentes propostas para este procedimento: a normalização “interna” e a “externa”.

A normalização interna volta-se unicamente à resolução do problema da pluralidade de unidades. A denominação “interna” ocorre em virtude do uso de fatores de normalização que são provenientes de dados do próprio sistema em estudo. Ela é vista somente como um pré-requisito operacional para a ponderação (onde os resultados das categorias de impacto recebem diferentes pesos).

Assim, para se atender a esta proposta de comparabilidade de dados, os resultados de cada categoria são divididos por algum fator tomado a partir dos valores apresentados (como por exemplo o valor máximo, o valor médio, ou a soma dos valores), sendo esta sua referência de normalização. A tabela 2.4 mostra um exemplo de normalização interna pela soma de valores, a partir dos valores utilizados na tabela 2.3.

Tabela 2.4. Exemplo de normalização interna (método da divisão por soma), a partir dos valores exemplificados na tabela 2.3:

	<b>Alternativa 1</b>	<b>Alternativa 2</b>	<b>Alternativa 3</b>
Diminuição da camada de ozônio	$20 / 65 = \mathbf{0,31}$	$15 / 65 = \mathbf{0,23}$	$30 / 65 = \mathbf{0,46}$
Eutrofização	$5 / 17 = \mathbf{0,29}$	$10 / 17 = \mathbf{0,59}$	$2 / 17 = \mathbf{0,12}$
Escore total (com ponderação, p.e., de 1 para a camada de ozônio e 2,5 para eutrofização)	$(0,31 \times 1) + (0,29 \times 2,5) = \mathbf{1,03}$	$(0,23 \times 1) + (0,59 \times 2,5) = \mathbf{1,705}$ (pior)	$(0,46 \times 1) + (0,12 \times 2,5) = \mathbf{0,76}$ (melhor)

Apesar de ser o tipo de normalização mais usado nos EUA – é adotado inclusive pelo método americano TRACI de AICV -, a normalização interna pode fornecer resultados distorcidos quando uma alternativa possui escores muito alto em um atributo e muito baixo em outro (desvio padrão muito grande). Além disso, trata-se de uma análise muito restrita, cujos resultados modificam-se quando é retirada uma alternativa ou acrescentada uma nova (Heijungs et al, 2007).

Em contrapartida, a normalização externa tem como principal objetivo analisar a significância dos resultados dos indicadores das categorias, ou seja, colocar os potenciais de impacto dentro de um contexto (Norris, 2001b). A ISO 14.044 confirma esta proposta ao definir a normalização na ACV como “o cálculo da magnitude dos resultados, relativos a alguma informação de referência”, para melhor entender as proporções relativas (ABNT, 2009b).

A grande contribuição da normalização externa é bem definida por Lindeijer (1996): “relacionar a carga ambiental de um produto ao total à sua volta”, ou seja, “relacionar o microcosmo da ACV ao macrocosmo no qual o bem / serviço está inserido”.

No caso da normalização externa, os fatores de normalização podem ser:

a) O impacto total de cada categoria ( $N_i$ ) para um dado sistema ou região em um período de tempo (um ano, por exemplo), usado no cálculo da normalização de acordo com a equação 1:

$$NI_i = CI_i / N_i \quad (1)$$

onde:

$NI_i$  = Impacto normalizado da categoria “i”;

$CI_i$  = Impacto caracterizado (potencial de impacto), na categoria “i”;

$N_i$  = impacto total, calculado com base em um inventário de todas as atividades da sociedade da região impactada, em um período de tempo.

b) Um valor ideal para aquela categoria, num procedimento denominado “distância à meta” (“distance to target”)<sup>6</sup>. Aqui, o resultado de cada indicador é comparado a um valor que implicaria em um impacto que não seria significativo ao meio ambiente. Este valor ideal pode ser definido baseado em critérios científicos (capacidade de suporte do meio, por exemplo) ou em políticas ambientais, em países que tem padrões de emissão claros e atualizados. O cálculo realizado é semelhante ao exposto na equação 1, com uma pequena mudança: o denominador para o cálculo do impacto normalizado passa a ser um valor ideal de emissão (referência-meta), ao invés do inventário de todas as atividades da sociedade da região impactada.

Os métodos de AICV de maior uso (Takeda, 2008) – CML 2001, Eco-indicator 99 e EDIP (97 e 2003) -, além do IMPACT 2002, fazem uso da normalização

---

<sup>6</sup> Apesar de às vezes ser definida como um procedimento de ponderação, a “distância à meta” se trata de outra forma de normalização, como pode ser facilmente demonstrado matematicamente

externa com os fatores de normalização relacionados ao impacto total, em cada categoria, que a sociedade impõem ao meio. Outros métodos, como o EPS e o Ecopoint, não realizam uma normalização propriamente dita. A normalização externa é vista como mais completa do que a interna pois, além de também ajustar os resultados de caracterização a uma mesma unidade, a normalização externa os coloca em um contexto mais amplo. Entretanto, a necessidade de dados de fora do sistema em estudo trata-se de uma grande dificuldade. Enquanto os avanços são consideráveis em países como a Dinamarca e a Holanda – onde já se tem a terceira atualização dos fatores de normalização (Guinée, 1993; Breedveld et al., 1999; van Oers e Huppel, 2001) – poucos são os países que têm uma base de dados que dê suporte à obtenção dos fatores de normalização  $N_i$ , que não é o caso, por exemplo, do Brasil.

Conforme descrito por Wenzel et al. (1997) na descrição do método EDIP por eles criado, “tratando de categorias de impacto de efeito regional / local, a normalização deveria ser idealmente realizada com referências provenientes de dados representativos da região onde a emissão está ocorrendo”. Tolle (1997) também destaca que fatores regionais são necessários para impactos cujo potencial tem sensibilidade ambiental espacial regional ou local. Como exemplo, para a categoria “acidificação”, é necessário, então, o levantamento da geração anual de “kg de  $SO_2$  equivalente” na região estudada.

Nesse panorama, faz-se necessário realizar os primeiros estudos a fim de se determinar fatores de normalização de categorias de impacto regionais no Brasil – particularmente no estado de São Paulo, região onde está concentrada a maior parcela da população e da atividade industrial nacional, ou seja, de grande potencial para o desenvolvimento da acidificação e eutrofização do meio.

### 3 ACIDIFICAÇÃO

#### 3.1 Definição e descrição química

A acidificação do solo ou de ecossistemas aquáticos é definida como um impacto que leva a uma queda na capacidade do sistema em neutralizar ácidos, ou seja, uma redução na quantidade de substâncias no sistema que são capazes de neutralizar íons hidrogênio porventura adicionados (Hauschild e Wenzel, 1998). Esta capacidade de neutralização pode ser reduzida por:

- a) Adição de íons hidrogênio ou
- b) Consumo de cations em plantas ou outra biomassa que é coletada e removida do sistema,

sendo a primeira opção de maior relevância na avaliação ambiental de produtos.

Duas condições devem ser preenchidas para uma substância ser classificada como acidificante:

- a) a substância deve ser responsável por uma adição ou liberação de íons hidrogênio no recipiente; e
- b) o anion que acompanhava o hidrogênio na molécula deve ser lixiviado do sistema, pois, caso permaneça, processos naturais usualmente neutralizam o ácido (Stranddorf et al., 2005).

As principais fontes antropogênicas responsáveis pela emissão de Gases Acidificantes (GA) estão relacionadas aos processos de combustão, tanto do setor de geração de eletricidade e calor quanto de transporte. Desde a Revolução Industrial, e ainda mais notadamente a partir da II Guerra Mundial, esses processos aumentaram consideravelmente, e seus efeitos nocivos logo começaram a ser detectados.

A acidificação é vista como um efeito regional em razão da limitada vida atmosférica dos seus contribuintes, tipicamente da ordem de alguns dias a uma semana. Naturalmente, durante este tempo e a depender da divisão geográfica da região, bem como do efeito de massas de ar, os poluentes atmosféricos libertados num país podem ser transportados a outro, tornando-se problemas transfronteiriços.

O cálculo do fator de equivalência das substâncias acidificantes é consensual no meio científico, baseado no número de íons  $H^+$  que podem ser liberados no meio a partir de um mole da substância em questão, diretamente ou após reação com água (ou reação com o  $O_2$ , no caso do  $NH_3$ ). Como substância de referência, adota-se o  $SO_2$ , de modo que o fator de equivalência das substâncias é determinado conforme descrito na equação 2.

$$EF_{(ac)} = \frac{n_{(s)} / Mw_{(s)}}{n_{(SO_2)} / Mw_{(SO_2)}} \quad (2)$$

onde:

$n_{(s)}$  = número de íons  $H^+$  liberados no ambiente na conversão de um mol da substância

$Mw_{(s)}$  = peso molecular da substância emitida (g /mol)

$n_{(SO_2)}$  = número de íons  $H^+$  liberados no ambiente na conversão de um mol de  $SO_2$  (após reação com água)

$Mw_{(SO_2)}$  = peso molecular do  $SO_2$  (g/mol)

Como  $n_{(SO_2)} = 2$  e  $Mw_{(SO_2)} = 64,06$  g/mol, temos que o fator de equivalência é:

$$EF_{(ac)} = \frac{n_{(s)}}{Mw_{(s)}} * 32,03 \quad (3)$$

A tabela 3.1 apresenta os valores de  $M_w$ ,  $n_{(s)}$ , e  $EF_{(ac)}$  de algumas das principais substâncias acidificantes, para verificação do cálculo realizado na equação 3.

Tabela 3.1. Peso molecular, número de íons H<sup>+</sup> liberados \* e fatores de equivalência genéricos para algumas substâncias acidificantes

Substância	M <sub>w</sub> (g/mol)	n <sub>(s)</sub>	EF <sub>(ac)</sub> (g SO <sub>2</sub> -eq / g)
SO <sub>2</sub>	64,06	2	1,00
NO <sub>2</sub>	46,01	1	0,70
NO	30,01	1	1,07
NH <sub>3</sub>	17,03	1	1,88

\* Para SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e NO, a partir da reação com água; para o NH<sub>3</sub>, a partir da reação com O<sub>2</sub>

A acidificação é uma das categorias de impacto na qual a sensibilidade local tem papel importante, de modo que o potencial de acidificação das substâncias sofre alterações. A inclusão de diferenças regionais tem tido ênfase recentemente, porém não há ainda estudos nesse sentido no Brasil. Assim, nesta pesquisa, serão utilizados fatores genéricos sugeridos pelos métodos de AICV.

### 3.2 Efeitos

Os GAs atingem o meio ambiente por meio de deposição seca (partículas ou gases) na vegetação, solo e águas superficiais, ou deposição úmida - sob a forma de precipitação ácida conhecida como “chuva ácida”<sup>7</sup> - em sistemas terrestres ou aquáticos, pela dissolução dos óxidos nas partículas de água. Apesar de menos significativa, a deposição a seco representa cerca de 20 a 40% da deposição ácida total nas regiões industrializadas.

É válido destacar que, mesmo na ausência de emissões antrópicas e de atividades naturais, como o vulcanismo, a água de chuva limpa é ligeiramente ácida,

---

<sup>7</sup> Mais precisamente, não apenas a precipitação sob a forma de chuva é passível de ficar carregada de ácidos, mas também a neve, a geada e a neblina, esta última causadora de efeitos mais acentuados que a própria chuva.

apresentando pH ao redor de 5,6 em função do equilíbrio com o CO<sub>2</sub> atmosférico (pressão parcial de 0,00035 atm à 25 °C) (Charlson et al., 1982). Entretanto, em cidades do oeste da Europa e do leste dos EUA, já foram registrados episódios de “fog” com pH abaixo de 3 (EPA, 2009a).

### **3.2.1 *Ambiente natural e recursos naturais***

A introdução de substâncias acidificantes em uma quantidade maior do que aquela suportada pelo meio ambiente vem ocasionando graves problemas por todo o mundo, mais dramaticamente na Europa (Alemanha, Inglaterra, Escandinávia, Polônia, etc.), na América do Norte e, recentemente, na China. Os efeitos ocorrem em lagos, levando à perda de organismos aquáticos, e no solo - principalmente os mais rasos, frágeis, sujeitos a alteração química que deixam vulneráveis florestas e outros ecossistemas terrestres.

O desaparecimento de vida em lagos situados em altas latitudes vem sendo verificado desde a década de 50, principalmente na Escandinávia. À medida em que um lago se torna mais ácido, a maior parte dos microorganismos, invertebrados e peixes experimentam sensível diminuição, com grande perda de biodiversidade; muitos tipos de micro-planctons que formam a base da cadeia alimentar do lago são também afetados (Environment Canada, 2009). Isto pode ser observado na figura 3.1, que mostra o progressivo desaparecimento de espécies aquáticas com a redução do pH da água.

Este aumento da acidez dos lagos é resultado preponderantemente de episódios sucessivos de chuva ácida. A cadeia de efeitos negativos em um ecossistema a partir da acidificação de um lago é listada na tabela 3.2.



Figura 3.1. Desaparecimento progressivo de espécies aquáticas com o aumento do pH das águas de um lago (Environment Canada, 2009).

Tabela 3.2. Efeitos no ambiente natural de um ecossistema acidificado (Environment Canada, 2009).

pH da água aproxima-se de	Efeitos
6	<ul style="list-style-type: none"> <li>Crustáceos, insetos e algumas espécies de plancton começam a desaparecer</li> </ul>
5	<ul style="list-style-type: none"> <li>Mudanças maiores na constituição da comunidade de planctons;</li> <li>Espécies menos desejáveis de musgos e planktons começam a invadir;</li> <li>Provável perda progressiva de algumas populações de peixes (as espécies mais valorizadas são geralmente as menos tolerantes)</li> </ul>
< 5	<ul style="list-style-type: none"> <li>A água é altamente desprovida de peixe;</li> <li>O fundo é coberto por material apodrecido;</li> <li>As áreas próximas à borda podem ser dominadas por musgos;</li> <li>Animais terrestres dependentes de ecossistemas aquáticos são afetados</li> </ul>

Os efeitos da acidificação no ecossistema terrestre são facilmente percebidos nos danos provocados em florestas, resultado da ação das precipitações ácidas sobre as árvores e, de forma mais pronunciada, sobre os solos.

A chuva ácida normalmente não mata as árvores diretamente, sendo causas mais prováveis o enfraquecimento por danos às folhas, limitação de nutrientes disponíveis ou exposição a substâncias tóxicas lentamente liberadas pelo solo (EPA, 2009a). A morte das árvores costuma ser resultado da combinação de uma ou mais ameaças adicionais aos seguintes efeitos da chuva ácida (McCormick, 1989):

- Rompimento da superfície cerosa das folhas, com perda de nutrientes, tornando as árvores mais susceptíveis, por exemplo, a gelo, fungos e insetos;
- Lentidão no crescimento das raízes, com menor transporte de nutrientes;
- Acúmulo de ions tóxicos no solo, como o alumínio, causando fitotoxicidade, em geral afetando as zonas de crescimento das raízes;
- Dissolução de nutrientes e minerais úteis à planta, com posterior lixiviação (arrastando-os antes de poder serem usados no crescimento vegetal) ou ligação às argilas, de forma que ficam inacessíveis para mobilização pelas raízes.

As florestas situadas em regiões de maior altitude são frequentemente expostas a quantidades maiores de ácido do que as demais em razão da tendência de estarem cercadas por nuvens e neblina, que são ainda mais ácidas que a chuva (EPA, 2009a).

O declínio das florestas é particularmente pronunciado em coníferas na Europa (porção central e oriental, além da Escandinávia), EUA e Canadá, consequência da falta de saúde de várias espécies de pinheiros, abetos, faias e bétulas. A paisagem,

marcada por troncos nus, ilustrados nas figuras 3.2 e 3.3 , é mais rara de ser encontrada em regiões tropicais: as espécies latifoliadas são, em geral, mais resistentes à poluição atmosférica, em comparação com as coníferas (Lima, 1980). Além disso, a maioria dos solos tropicais já apresentam níveis de acidez elevado em função da alta temperatura e intensidade de chuvas - condições que favorecem a lixiviação de bases trocáveis, intemperização do solo e formação da acidez.



Figura 3.2. Coníferas mortas por ação da chuva ácida próximas ao topo do Monte Mitchell, Carolina do Norte (EUA). (Crédito: David M. Dennis – [www.allposters.co.uk](http://www.allposters.co.uk))

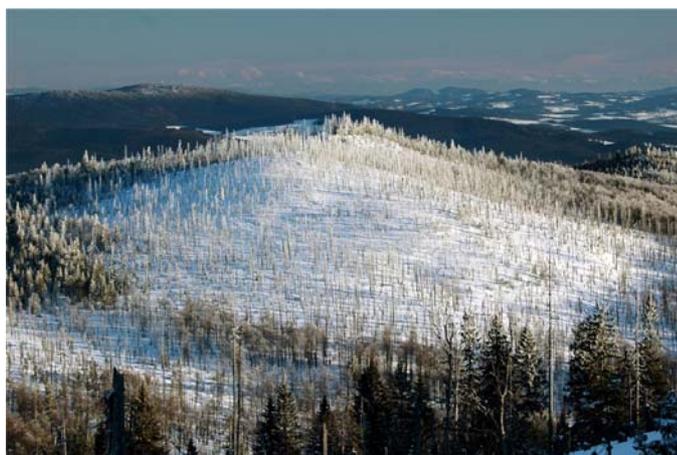


Figura 3.3. Florestas situadas em altas latitudes afetadas por anos de chuvas ácidas (Floresta Bávara, Waldhaeuser, Alemanha. Crédito: J. Trestl - <http://photo.accuweather.com>)

### **3.2.2 Saúde humana e Ambiente antrópico**

Mesmo antes de serem agentes acidificantes do meio, o  $\text{SO}_x$ , o  $\text{NO}_x$  e o  $\text{NH}_3$  são responsáveis por vários efeitos diretamente sobre a saúde humana, cuja gravidade dependerá da concentração do poluente e do tempo de exposição a este: efeitos crônicos estão ligados a exposições aos poluentes a baixas concentrações e a longo prazo; efeitos agudos são causados por exposições a elevadas concentrações de poluentes durante curtos períodos de tempo.

O  $\text{SO}_2$  é um gás diretamente tóxico para os humanos, provocando obstrução das vias respiratórias, especialmente em doentes de asma ou com doenças pulmonares crônicas; indiretamente, afeta a saúde humana por conversão a sulfato sob a forma de finas partículas. O  $\text{NO}_x$  provoca inflamação das vias respiratórias, reduções na função pulmonar e agravamento de reações alérgicas de indivíduos sensíveis. Já o  $\text{NH}_3$  pode ser sufocante, de extrema irritação aos olhos, garganta e trato respiratório e até causar severas lesões no corpo, incluindo queimaduras, que, a depender da extensão, podem levar à morte (CONFAGRI, 2009).

Até agora, não há estudos a respeito dos impactos da acidificação propriamente dita à saúde no campo da ACV. Aumentos de casos de cianose e mal de Alzheimer em razão de maiores concentrações de ácido nítrico e íons alumínio nos lençóis freáticos acidificados ainda foram estudados insuficientemente (UNEP, 2009).

Por outro lado, a ação da chuva ácida sob o ambiente antrópico resulta em estragos em prédios, construções, monumentos, esculturas e outros objetos valiosos sob o ponto de vista cultural, de preservação importante para a humanidade. Embora praticamente todos os materiais (pedra, metal, mármore, tinta, etc.) sofram

degradação resultante do intemperismo (chuva, vento, etc.), a chuva ácida acelera esse processo, principalmente em calcários e outros carbonatos.

A figura 3.4 é um exemplo clássico do desgaste acelerado sofrido pelas esculturas em ambientes contaminados no último século. Construída em arenito em 1702, no Castelo de Herten (Recklinghausen - Alemanha, bacia do Reno, cercanias de Dortmund), esta obra apresentava em 1908 deterioração moderada, em comparação ao visual praticamente destruído em 1969. Os sessenta anos que se passaram entre uma fotografia e outra foram muito mais impactantes que os duzentos anos entre a construção e a primeira foto.



Figura 3.4. Deterioração acelerada em estátua localizada na Alemanha (Winkler, 1994).

O progresso na deterioração de patrimônios culturais pode trazer consequências graves, até mesmo impactando o fluxo de turistas em locais como Grécia, Egito, Itália, etc. Já em 1984, a Estátua da Liberdade, em Nova Iorque, teve de ser parcialmente desmontada para restauração, porque a poluição ácida corroeu a estrutura metálica e o revestimento de cobre. Tesouros, como o Buda Gigante de

Leshan, China (figura 3.5) do século VII, encontram-se seriamente ameaçados, caso o nível de poluição naquele país não diminua.



Figura 3.5. Buda Gigante de Leshan, China. O nariz escurecido e outras áreas danificadas são atribuídos aos efeitos da chuva ácida agravadas pelas termoelétricas a carvão (AP, 2007. Crédito foto: Liu Jin / AFP-Getty Images).

### **3.3 Panorama mundial e regional**

O uso intenso de combustíveis fósseis, em especial a queima de carvão, e a enorme atividade industrial lançaram uma quantidade extraordinária de  $\text{SO}_2$  e  $\text{NO}_x$  na atmosfera de regiões do Hemisfério Norte, de uma maneira tal que os efeitos da acidificação (bem como da eutrofização) tem sido um dos principais problemas ambientais encarados seriamente pela sociedade.

A acidificação afeta cerca de 40.000 dos 90.000 lagos da Suécia e 75% dos lagos da Noruega (CONFAGRI, 2009) devido à poluição sobre a Escandinávia advinda de países vizinhos, especialmente da Grã-Bretanha e do leste europeu. Um dado amplamente divulgado na internet estima alterações em 35% dos ecossistemas europeus e 50% das florestas da Alemanha e da Holanda em razão

da acidez da chuva. Danos também são relatados na Acrópole, em Atenas; no Coliseu, em Roma; e nas catedrais de Notre Dame (Paris) e de Colônia (Alemanha).

Em média, na União Européia, para cada 1.000 t de SO<sub>2</sub> emitidas, ocorrem 0,79 admissões hospitalares devido a problemas respiratórios e 4,8 mortos (mortalidade crônica); no caso do NO<sub>x</sub>, cada 1.000 t emitidas provocam 0,33 admissões hospitalares devido a problemas respiratórios e 6,5 mortos (mortalidade crônica) (CONFAGRI, 2009).

A chuva ácida acarretou a degradação de florestas e do solo em muitas áreas do leste dos EUA, particularmente em florestas situadas em grandes altitudes dos Montes Apalaches, cujo solo tem uma acidez dez vezes maior que áreas vizinhas, de menor altitude, e cem vezes maior que regiões onde não há esse tipo de poluição (EPA, 2009a). Um em cada cinco lagos dos EUA encontra-se acidificado, principalmente pela ação das usinas termoelétricas, responsáveis por quase 65% do SO<sub>2</sub> lançado na atmosfera dos EUA. O Canadá recebe cerca de 3 milhões de toneladas de poluentes ácidos emitidos nos EUA: de todo o SO<sub>2</sub> precipitado no leste canadense, metade dele provém das regiões industriais situadas no nordeste dos EUA.

Na China, mais de 80% dos 33 Patrimônios Mundiais designados pela ONU, além de áreas naturais, tem sido prejudicados pela poluição do ar e pela chuva ácida, essencialmente originadas da queima de carvão (AP, 2009).

Na América do Sul, chuvas com pH médio 4,7 têm sido registradas tanto em regiões urbanas e industrializadas como em regiões remotas. No entanto, a acidificação de corpos d'água é um fenômeno poluidor ainda muito pouco conhecido na América Latina, muito embora existam evidências de que as águas naturais estão

se tornando gradativamente mais ácidas em decorrência do crescimento industrial e da conseqüente emissão de gases poluidores (Von Sperling, 2000).

No Brasil, a poluição da chuva também é pouco estudada, ainda que as pesquisas existentes apontem o problema. No fim da década de 80, pesquisadores da Universidade Federal Fluminense constataram que a vegetação da Floresta da Tijuca, no Rio de Janeiro, estava sendo afetada pela sujeira da chuva. Estudos da Universidade Federal de Viçosa mostraram que a flora do Parque Florestal do Rio Doce, nas proximidades do Vale do Aço, em Minas Gerais, também teria sido atingida (França, 1990).

No estado de São Paulo, os efeitos da acidificação sobre o ambiente natural devem ser estudados na Mata Atlântica da Serra do Mar, devido à poluição proveniente principalmente da RMSP e do pólo industrial de Cubatão. Não somente o pH da chuva deve ser levado em conta, mas também o índice de poluição, pois alguns estudos detectaram índices normais de pH por conta da neutralização da acidez promovida por toneladas de fosfato de cálcio e amônia emitidas por indústrias, principalmente de fertilizantes (França, 1990; Calemi et al., 2006).

### **3.3.1 Ações de contenção (Europa e EUA)**

A situação crítica na Europa suscitou vários estudos a respeito do tema, e hoje tem-se um conjunto sistematizado de dados que permitem a formulação de políticas públicas e o acompanhamento estatístico dos níveis de emissão. Pela determinação de metas sérias, e pela devida checagem da sua aplicação, a Europa vem apresentando avanços na redução da emissão de gases acidificantes.

Um marco no início das ações foi a Convenção sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça de Longa Distância (LRTAP Convention, 1979, ratificada pela Comunidade Européia em 1982), primeiro instrumento legal internacional visando a

redução da poluição do ar, com ênfase ao SO<sub>2</sub>, por meio de medidas concretas de controle de emissões. Desde então, oito protocolos entraram em vigor sendo os mais importantes o EMEP, o do Enxofre e o de Gotemburgo (UNECE, 2009).

O “Protocolo EMEP” - Genebra, 1984 - estabeleceu o modo de financiamento do EMEP - Programa Cooperativo para Monitoramento e Avaliação do Transporte de Poluentes Atmosféricos a Longa Distância. O EMEP dedica-se a fornecer informação científica qualificada para o desenvolvimento e avaliação dos protocolos de redução de emissão negociados dentro da Convenção LRTAP (EMEP, 2009).

O “Protocolo de Enxofre” - Oslo, 1994 - estabeleceu reduções das emissões de enxofre maiores àquelas estipuladas no Protocolo de Helsinki (1985), que previa cortes de no mínimo 30% em relação às emissões em 1980.

Mas foi apenas com o importante Protocolo de Gotemburgo, adotado em 1999, que foram estabelecidos os tetos de emissão para o ano de 2010 dos gases acidificantes, com vista a reduzir a acidificação, eutrofização e ozônio a nível do solo. Estabeleceu ainda medidas para controlar as emissões de NH<sub>3</sub> de fontes agrícolas, valores-limite para emissões de enxofre, NO<sub>x</sub> e COVNM (compostos orgânicos voláteis não metânicos) em fontes estacionárias e novas fontes móveis, especificações para combustíveis e respectivos prazos para o seu cumprimento.

As medições e estimativas realizadas ao longo dos anos explicitaram o relativo sucesso das providências tomadas para a redução das emissões de Gases Acidificantes, demonstrado nas figuras 3.6 e 3.7. Os principais avanços, como se vê, foram relacionados à redução de emissões de SO<sub>2</sub> (queda de quase 70%), dada a sua origem sobretudo por fontes grandes e controláveis (centrais termoelétricas), enquanto grande parcela do NO<sub>x</sub> é emitido por uma variedade de fontes de dimensão menor, como veículos automóveis.

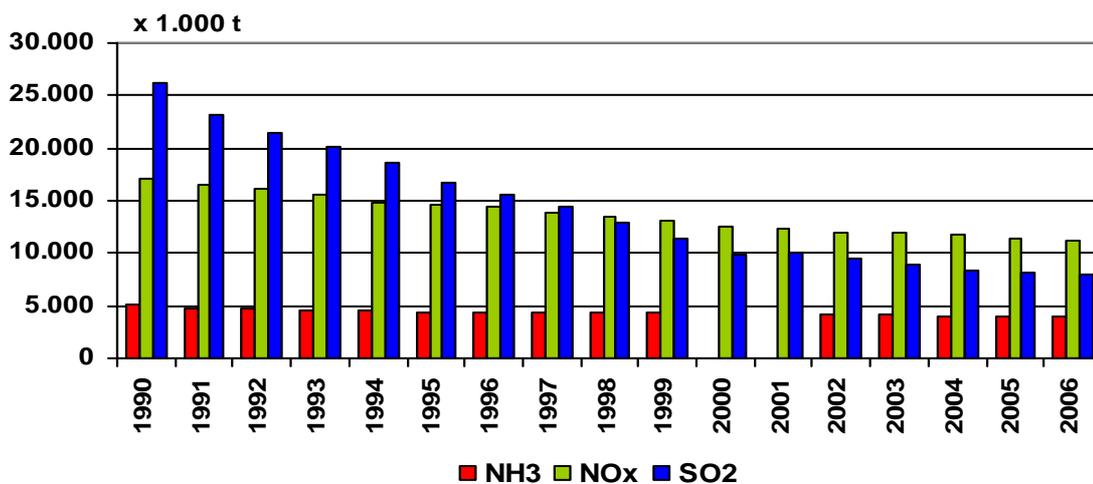


Figura 3.6. Emissões de gases acidificantes na Europa (EU-27) nos últimos 20 anos<sup>8</sup> (EEA, 2008).

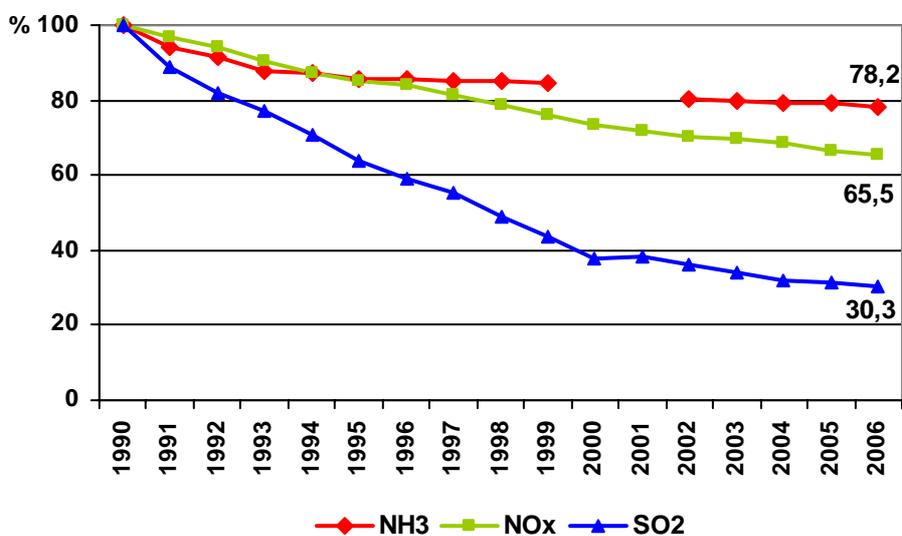


Figura 3.7. Redução das emissões de gases acidificantes na Europa (EU-27), indexado para “emissão em 1990 = 100%” (EEA, 2008).

<sup>8</sup> EU 27: Áustria, Bélgica, Bulgária, Chipre, República Tcheca, Dinamarca, Estónia, Finlândia, França, Alemanha, Grécia, Hungria, Irlanda, Itália, Letónia, Lituânia, Luxemburgo, Malta, Holanda, Polónia, Portugal, Roménia, Eslováquia, Eslovénia, Espanha, Suécia e Reino Unido. Não foram totalizados dados para o NH<sub>3</sub> em 2000 e 2001.

A instalação de sistemas de dessulfurização em plantas de geração de energia, aliada à mudança do uso de carvão por gás natural, que produz menos GA's na sua queima, foram as principais responsáveis pela substancial redução das emissões na Europa. Por sua vez, após quase 20 anos, as emissões de  $\text{NH}_3$  caíram pouco mais de 20%, número discreto e que exige atenção para essa substância atualmente.

O avanço obtido na redução da emissão de GAs já possibilitou uma diminuição da área de ecossistemas europeus ameaçados pela acidificação (figura 3.8).

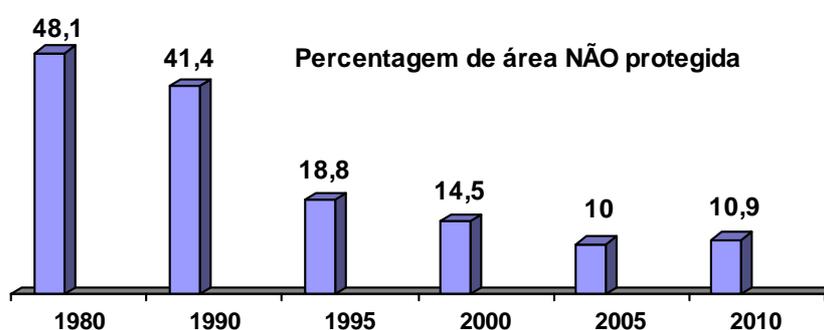


Figura 3.8. Percentual da área dos ecossistemas europeus NÃO protegida contra a acidificação (total 5.918.115 km<sup>2</sup>) (EEA, 2009a).

Nos EUA, dentro da Lei do Ar Limpo (Clean Air Act) de 1990, o Congresso criou o chamado "Programa Chuva Ácida", cujo objetivo era reduzir as emissões de  $\text{NO}_x$  (máximo de 2,5 milhões de toneladas /ano) e, principalmente, de  $\text{SO}_2$ , fixando um teto de 8,9 milhões de toneladas de  $\text{SO}_2$  emitidas por termoelétricas por ano – 10 milhões a menos que em 1980 – a partir do ano de 2010.

Para atingir esta meta, o Programa foi dividido em duas fases: a Fase I começou em 1995, atingindo 445 unidades termoeletricas; ao final dos seus 5 anos, foi conseguida uma redução de mais de 50% nas emissões de  $\text{SO}_2$  dessas unidades, em comparação aos níveis de 1980. A Fase II, iniciada em 2000, impôs limites mais restritos a essas grande unidades e colocou outros para pequenas

plantas movidas a carvão, óleo e gás. Por volta de 1996, as emissões nos EUA, como um todo, tinham diminuído 27% em relação a 1980, e em 2010 a diminuição deve ser de 40%. Um dos instrumentos que mais ajudou nesta redução foi a criação de um mecanismo de créditos de SO<sub>2</sub>, que poderiam ser negociados (EPA, 2009a).

Atualmente, o foco nos EUA tem sido a diminuição da emissão de material particulado, cujo atendimento das novas normas implicará em maiores reduções de emissão de SO<sub>2</sub>.

Desde já, é possível notar alguma melhora no pH das chuvas que caem no leste dos EUA e do Canadá (figura 3.9). Após quinze anos, as áreas com pH médio de chuva inferior a 4.6 (cores vermelha, azul e preta na figura 4.9) foram reduzidas, e não foram mais registradas chuvas nesta região com o pH abaixo de 4.2 (cor preta).

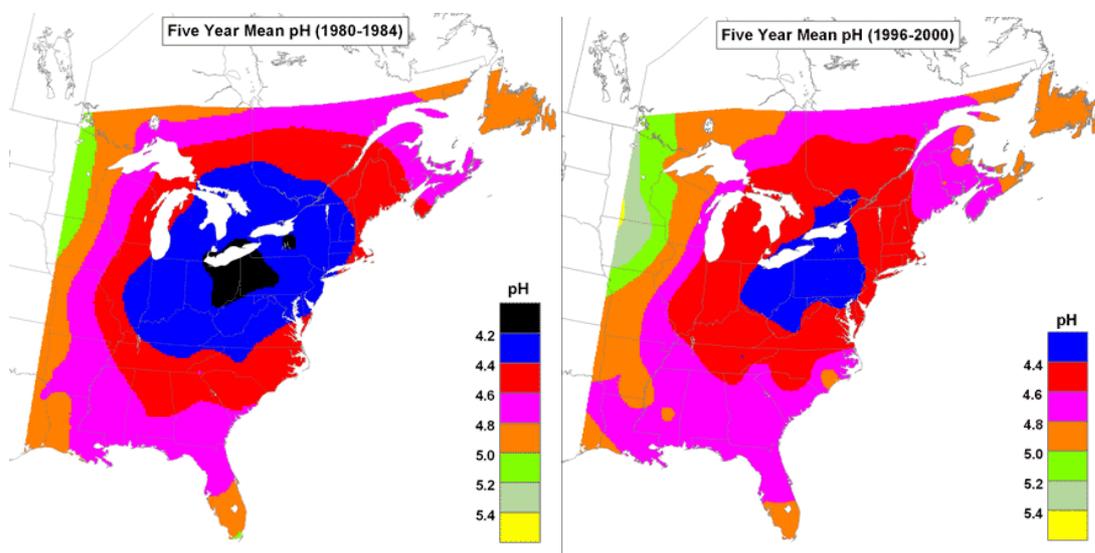


Figura 3.9. pH médio das chuvas na costa leste da América do Norte entre 1980-84 (esq.) e 1996-2000 (direita). (Environment Canada, 2009).

## 4 EUTROFIZAÇÃO

### 4.1 Definição e descrição química

A eutrofização pode ser definida como “um aumento na taxa do ingresso de nutrientes a um ecossistema, elevando a produção primária” (Nixon, 1995), ou, conforme Christensen et al. (1993) “um enriquecimento do ambiente aquático por sais de nutrientes levando a uma produção aumentada de algas planctônicas e plantas aquáticas superiores que, por sua vez, conduzem a uma redução na qualidade da água e no valor de exploração da área”.

Ecossistemas terrestres também podem se tornar eutrofizados, em decorrência da deposição atmosférica de compostos nitrogenados, ocasionando mudanças na função e composição de espécies - especialmente em pântanos (“raised bogs”) e vegetação de clima seco (“heathlands”) (Hauschild e Wenzel, 1998). No entanto, os principais efeitos negativos da eutrofização mundialmente ocorrem no ecossistema aquático, sob impacto de efluentes e da agricultura / pecuária, embora águas paradas possam ser poluídas também por deposição aérea (Potting et al., 2005).

Processos naturais, como decomposição de material sedimentado em lagos e de plantas mortas no solo, aumentam levemente o nível de nutrientes no meio ao longo de anos, tendendo a uma lentíssima eutrofização. Mas é a ação do homem que acelera de sobremaneira este processo por aumentar abruptamente a concentração de nutrientes, sem que o ambiente aquático consiga assimilá-los, sendo portanto o foco do presente estudo. Assim, tal como em Ertebjerg (2001), “eutrofização” aqui significa “produção primária aumentada devido ao excesso de suplemento de nutrientes – nitrogênio e fósforo - a partir de atividades humanas, independente do nível de produtividade natural para a área em questão”. Essas atividades e seus mecanismos de contribuição são ilustrados na figura 4.1.

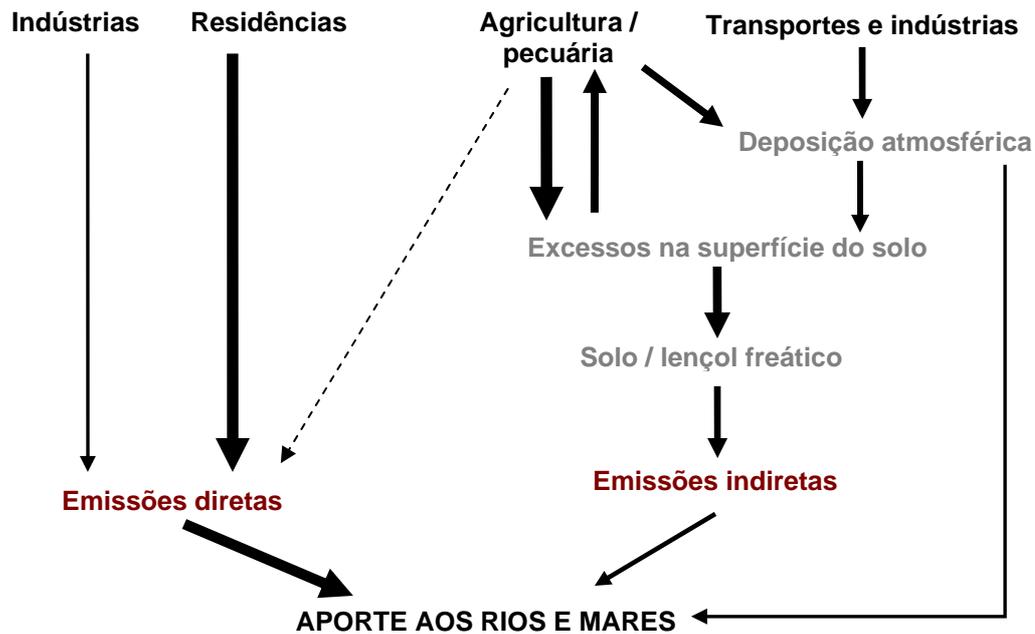


Figura 4.1. Atividades humanas emissoras de substâncias eutrofizantes (De Wit, 2002, adaptado).

Em ambiente aquático, o aumento de produtores primários e algas provoca redução de oxigênio disponível na camada do fundo devido à decomposição desses seres vivos, após sua morte e deposição nesta camada. Substâncias venenosas como o  $H_2S$  são formadas nos sedimentos, onde se acumulam em bolsas de gás que, quando rompidas, matam os organismos expostos (Hauschild e Wenzel, 1998). Além disso, algumas espécies de algas produzem toxinas que contaminam as águas.

Como a disponibilidade de nitrogênio (N) ou fósforo (P) é, via de regra, um fator limitante para o crescimento dos organismos, as substâncias que contêm N ou P biologicamente disponível são vistas como potenciais contribuintes para a categoria de impacto eutrofização. O nitrogênio livre ( $N_2$ ), que constitui 78% da atmosfera, não tem efeito fertilizante adicional e portanto não é visto como contribuinte (Wenzel et

al., 1997). Também o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) é praticamente inerte, no que se refere à eutrofização e à saúde de organismos de áreas inundadas (Kadlec e Knight, 1995).

Para o cálculo de fatores de equivalência para a eutrofização, Heijungs et al (1992) e Hauschild e Wenzel (1998) sugerem abordagens semelhantes, baseadas na análise do teor de N ou P na substância em questão (em peso molecular), expressos na forma de “grama de N-equivalente” e “grama de P-equivalente”. Assim, o fator de equivalência das substâncias é determinado conforme descrito nas equações 4 e 5:

$$EF_{(N)} = \frac{n_{(N)} \times Am_{(N)}}{Mw_{(S)}} \quad (4)$$

$$EF_{(P)} = \frac{n_{(P)} \times Am_{(P)}}{Mw_{(S)}} \quad (5)$$

onde:

$n_{(N)}$  = número de átomos de nitrogênio na substância emitida

$n_{(P)}$  = número de átomos de fósforo na substância emitida

$Am_{(N)}$  = massa atômica do nitrogênio (= 14,01)

$Am_{(P)}$  = massa atômica do fósforo (= 30,97)

$Mw_{(S)}$  = peso molecular da substância emitida (g /mol)

Partindo-se de uma razão molar N:P em organismos aquáticos igual a dezesseis<sup>9</sup>, Hauschild e Wenzel (1998) determinaram também fatores de equivalência agregados para o enriquecimento de nutrientes ( $EF_{(ne)}$ ), tendo como substância referência o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (de forma equivalente, Heijungs et al. (1992) adotam

---

<sup>9</sup> Derivado da fórmula de composição média de organismos C<sub>106</sub>H<sub>263</sub>O<sub>110</sub>N<sub>16</sub>P (Stumm e Morgan, 1981). Assim, um mol de P contribuiria para a eutrofização o mesmo tanto que 16 mols de N.

como substância de referência o  $\text{PO}_4^{-3}$ ). Estes fatores, bem como aqueles relacionados ao N e P separadamente, são apresentados na tabela 4.1, junto com valores de  $n_{(N)}$ ,  $n_{(P)}$ , e  $M_w(s)$  de algumas das principais substâncias eutrofizantes, como exemplo do procedimento realizado nas equações 4 e 5.

Tabela 4.1. Peso molecular e fatores de equivalência para substâncias eutrofizantes selecionadas (Hauschild e Wenzel, 1998)

Substância	$N_{(N)}$	$N_{(P)}$	$M_w$ (g/mol)	EF (N) (g N /g subs)	EF (P) (g P /g subs)	EF <sub>(ne)</sub> (g $\text{NO}_3$ /g subs)
Compostos nitrogenados						
$\text{NO}_x$ ( $\text{NO}_2$ )	1	0	46,01	0,30	-	1,35
NO	1	0	30,01	0,47	-	2,07
$\text{NH}_3$	1	0	17,03	0,82	-	3,64
N-total	1	0	14,01	1	-	4,43
Compostos fosfatados						
P-total	0	1	30,97	-	1	32,03

As substâncias eutrofizantes poderiam também ser classificadas no quadro acima de acordo com o meio pelo qual atingem o ambiente:

- Emissões aéreas:
  - $\text{NO}_x$  (processos de incineração e queima de biomassa);
  - $\text{NH}_3$  (essencialmente do uso de fertilizantes e manejo de dejetos animais)
  - (Emissões de fosfato são muito pequenas e portanto não são incluídas nos cálculos)
- Cargas ao ambiente aquático:
  - N-total (dejetos humanos e animais; uso de fertilizantes; efluentes industriais);

- P-total (dejetos humanos e animais; efluentes industriais; uso de fertilizantes).

## **4.2 Efeitos**

Observa-se um grande paradoxo no que se refere à questão dos nutrientes nos ecossistemas: nitrogênio e fósforo são essenciais para o bom desenvolvimento das plantas (até a própria palavra “eutrofizado”, advinda do grego, significa literalmente “bem nutrido”). Quando aplicados sob a forma de fertilizantes no momento e nas dosagens corretas, o N e o P contribuem para o aumento da produtividade das culturas; a ausência desses elementos limita a produção agrícola e o desenvolvimento da vida no meio aquático. Entretanto, quando utilizados em excesso, N e P tornam-se poluentes, de forma tal que o homem tem o desafio de maximizar seus benefícios e, ao mesmo tempo, minimizar seus efeitos negativos, apresentados nos subtópicos seguintes.

Os efeitos dos gases  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$  à saúde humana foram previamente citados no capítulo 5; aqui, apresentam-se os impactos ao ambiente natural, saúde humana e ambiente antrópico a partir de um quadro de excesso de nutrientes já instalado.

### **4.2.1 *Ambiente natural e recursos naturais***

No ambiente aquático, como já citado, a acumulação acentuada de nutrientes permite uma acelerada multiplicação de fitoplâncton e algas, fenômeno esse conhecido como “florescimento” ou “bloom”. Esta grande geração em um período curto torna a água esverdeada (figura 4.2), vermelha ou castanha, dependendo das espécies de algas favorecidas, cuja posterior decomposição causa redução do oxigênio disponível (hipóxia). Como consequência, é observada grande mortalidade de peixes e diminuição da biodiversidade como um todo. A deterioração da transparência das águas pode atrapalhar o processo de fotossíntese de organismos,

o que também influencia negativamente a cadeia alimentar do ecossistema .  
(Hauschild e Wenzel, 1998).



Figura 4.2. Canal eutrofizado em Hong Kong. (Crédito: Changhua Coast Conservation Action, em [www.flickr.com](http://www.flickr.com)).

Costuma-se denominar de “maré vermelha” o florescimento de algumas espécies de fitoplâncton, particularmente os dinoflagelados – um dos grupos mais abundantes no plâncton marinho. Algumas marés vermelhas estão associadas à produção de toxinas naturais, depleção do oxigênio dissolvido e outros efeitos danosos que causam a morte em massa de outras espécies marinhas. Na realidade, o termo “maré vermelha” não é o mais apropriado, uma vez que (IOC / UNESCO, 2009):

1. As “marés tóxicas” não são necessariamente vermelhas (podem até não alterar a cor natural das águas), bem como episódios de descoloração das águas por algas nem sempre são tóxicos;
2. O fenômeno não está relacionado ao movimento das marés;
3. Suas espécies causadoras podem também atingir lagos e reservatórios naturais.

Assim, o fenômeno é mais corretamente denominado “florescimento de algas danosas” (“harmful algal bloom”, ou “HAB”). Episódios de “blooms”, como o representado na figura 4.3, ocorrem com cerca de 300 espécies de microalgas, das quais aproximadamente um quarto produzem toxinas (IOC / UNESCO, 2009).



Figura 4.3. Maré vermelha em Dubai, 2009 (causas antropogênicas não comprovadas). Crédito: Agencia Reuters.

No tocante aos impactos à vida terrestre, a disponibilidade de nutrientes acima de uma carga ótima (ou crítica), leva a mudanças na composição das espécies e, assim, a transformações indesejadas nas características de um ecossistema (Potting et al., 2005). Excessos de nitrogênio, principalmente provenientes de deposição atmosférica, podem criar taxas de crescimento não-naturais, colapsar o balanço nutricional nas plantas e reduzir sua produtividade. Como no caso do ambiente aquático, os principais impactos ecológicos são, portanto, a) alterações na composição das espécies (invasão de outras espécies); b) diminuição da saúde do ecossistema; c) perda de biodiversidade.

#### **4.2.2 Saúde humana e ambiente antrópico**

Ambientes eutrofizados causam também importantes efeitos negativos à saúde humana. Em episódios de florescimento de algas danosas em reservatórios de abastecimento à população, a ingestão de água contaminada pode causar enjôo, intoxicação, rachaduras na pele e, em casos mais graves, até mesmo levar à morte. Como as toxinas podem acumular-se no corpo de animais que se alimentam por filtração, como os bivalves, tais consequências também surgem quando estes são consumidos pelo homem, com inúmeros distúrbios gastrointestinais e neurológicos registrados (WHOI, 2009). As “marés vermelhas” são ainda responsáveis por inúmeros prejuízos econômicos, como redução da pesca para comunidades que dela dependem e fuga de turistas.

Águas superficiais e do lençol freático com excesso de nitrato lixiviado do solo também tornam-se poluídas e impróprias para o consumo humano. A ingestão contínua de água assim contaminada leva à meta-hemoglobinemia, diminuindo a capacidade de transporte de oxigênio. A doença gera problemas digestivos e respiratórios, podendo conduzir à morte, principalmente bebês (“síndrome do bebê azul”). A Organização Mundial de Saúde tem como nível aceitável até 45 mg de nitrato por litro (UNEP / WHRC, 2007).

Outro prejuízo considerável ao ambiente antrópico decorrente da eutrofização é a deterioração de áreas de recreação e paisagismo, como parques urbanos. Lagoas como a da figura 4.4 poderiam ser utilizadas para a prática de esportes aquáticos ou com fins de entretenimento, entretanto encontram-se prejudicadas pela proliferação incontrolada de algas.



Figura 4.4. Lagoa eutrofizada no Parque Ecológico do Tietê (São Paulo-SP).  
(Crédito: André Bonacin, [www.panoramio.com](http://www.panoramio.com))

### 4.3 Panorama mundial e regional

A morte lenta de rios, lagos e reservatórios, e a poluição de estuários, zonas costeiras e ambientes terrestres estão sendo amplamente observadas em todo o mundo, devido às severas alterações que as atividades humanas tem promovido nos fluxos de nutrientes.

A figura 4.5 aponta o acentuado aumento da deposição atmosférica de nitrogênio inorgânico experimentado pelo mundo após um século de intensa industrialização e aumento populacional. Seja em decorrência do  $\text{NO}_x$  gerado na queima de combustíveis fósseis / biomassa, ou do  $\text{NH}_3$  proveniente do manejo de dejetos animais e fertilizantes, os ambientes das regiões mais escuras vem sofrendo um enriquecimento de N muito acima de sua carga crítica. Às referidas cargas de N provenientes de deposição atmosférica, soma-se o aporte trazido pelos rios, advindos de esgotos domésticos e nitratos lixiviados. Como o nitrogênio é, via de regra, o nutriente limitante para o crescimento de produtores primários em mares e

águas costeiras - ao passo que o fósforo costuma ser limitante em lagos, reservatórios e rios (UNEP / WHRC, 2007) -, as consequências desse excesso de nutrientes aos ecossistemas marinhos são óbvias.

Selman et al. (2008) identificaram 415 áreas costeiras em avançado estado de eutrofização pelo mundo, apresentadas na figura 4.6. Imensas zonas mortas, como as que ocorrem no Golfo do México e no Mar Negro, tendem a se multiplicar.

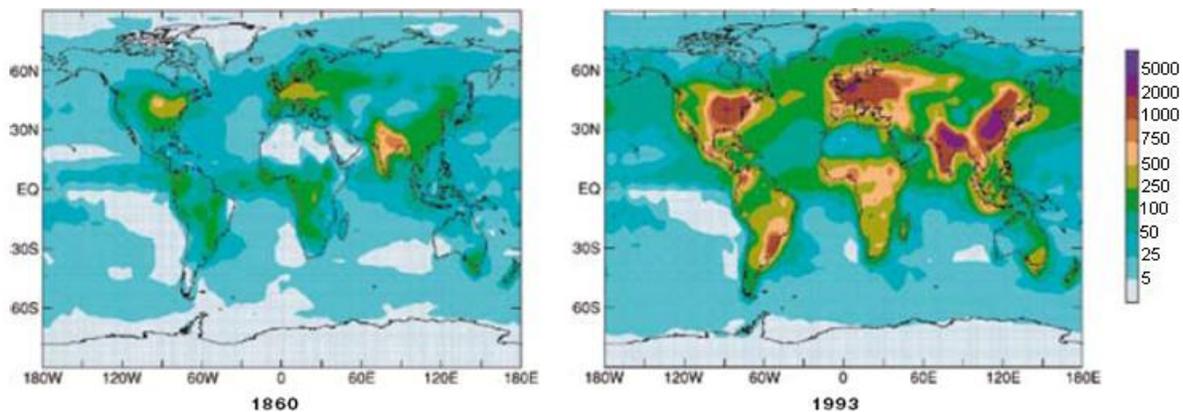


Figura 4.5. Estimativa de deposição atmosférica de nitrogênio inorgânico no mundo, em 1860 e 1993 ( $\text{mg de N} / \text{m}^2 / \text{ano}$ ) (UNEP / WHRC, 2007).



Figura 4.6. Identificação de 415 sistemas costeiros eutróficos no mundo. Destes, 169 são áreas hipóxicas (vermelho), 233 são áreas de preocupação (amarelo) e 13 são sistemas em recuperação (verde) (Selman et al, 2008).

Ainda tratando de dados globais, estudos realizados em lagos e reservatórios apontam que 54% encontram-se eutrofizados na Ásia / Pacífico; na Europa, 53%; na América do Norte, 48%; na América do Sul, 41%; e na África, 28% (UNEP / ILEC, 1993). A situação é alarmante em muitas regiões.

Na China, o importante lago Tai (província de Jiangsu, a 250 km de Xangai) encontra-se severamente eutrofizado, deixando, em ocasiões mais críticas durante o verão, mais de 2 milhões de pessoas sem água para beber. Legisladores dizem que os rios e lagos da China estão tão poluídos que dezenas de milhões de pessoas não têm acesso a água limpa para beber. Estima-se que um quarto dos sete maiores rios chineses estão tão sujos que o simples contato com a água pode ser prejudicial à pele (MacDonald, 2007), em grande parte pelo gigantesco uso de fertilizantes no país.

Estudos recentes revelam que 78% da área costeira estudada dos EUA exibem sintomas de eutrofização (Selman et al., 2008); são também conhecidos impactos em mais de 80 estuários / baías, e milhares de rios, córregos e lagos (EPA, 2009b). No entanto, o caso mais grave, conhecido internacionalmente, é o da Baía de Chesapeake, o maior estuário americano, na costa leste do país. Até os anos 70, tratava-se de uma região com ecossistema vibrante, sendo extremamente produtiva em pescado. A partir daí, devido principalmente ao excesso de nutrientes (trazidos por efluentes, escoamento superficial de fertilizantes, deposição ácida, etc.), as condições da Baía se deterioraram terrivelmente, sendo uma das primeiras áreas hipóxicas detectadas no mundo (Sharpley, 2000). Milhares de toneladas de peixes e outros organismos aquáticos morrem anualmente na região, que tem 90% da área classificada como debilitada .

Apesar da mobilização nas últimas décadas, a situação na Europa também é preocupante. Um abrangente estudo realizado pela Agência Europeia do Meio Ambiente (EEA) constatou que (Crouzet, 1999):

- Lagos e reservatórios europeus continuam fortemente enriquecidos por nutrientes de origem antropogênica, e a condição da maioria deles está longe de ser satisfatória;
- Nitrato, amônia e fósforo estão presentes em concentrações excessivas em quase todas as estações de rios monitorados;
- A eutrofização de água marinhas é um fenômeno espalhado em quase todos os mares europeus, sendo observado em áreas cada vez maiores e com maior frequência;
- 38 milhões de hectares de áreas naturais nos países EU-15, ou 34% das áreas naturais consideradas, receberam deposição de nitrogênio acima de suas cargas críticas para eutrofização, prejudicando inúmeras espécies do ecossistema terrestre sensíveis a tal excesso.

Na América Latina, a eutrofização é um problema crescente de saúde pública, produzindo vários processos relacionados à deteriorização da água superficial e subterrânea (Tundisi et al., 2006), acelerados pelo clima tropical. A principal causa costuma ser o aporte de nutrientes de esgotos domésticos não tratados. São diversos os exemplos de ambientes aquáticos eutrofizados, dentre os quais os lagos: Chapala (México, maior lago natural do país), Nicarágua (ou Cocibolca, maior lago da América Central e o segundo maior da América Latina), Titicaca (na baía de Cohana, Bolívia), Maracaibo (Venezuela) e Ypacarai (Paraguai). Na Argentina e no Chile, muitos lagos naturais, de forte apelo turístico em razão da beleza, também vêm mostrando sinais de eutrofização acelerada das águas (Von Sperling, 2000).

No Brasil, as principais vítimas do excesso de nutrientes e posterior eutrofização são os rios e as grandes represas, assim como lagoas urbanas: é o caso da Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte), a Lagoa Rodrigo de Freitas (Rio de Janeiro) e do Lago Paranoá, este último em processo de recuperação.

#### **4.3.1 Eutrofização no estado de São Paulo**

Merece especial destaque a apresentação da contaminação por nutrientes no estado de São Paulo, pela relevância nesse projeto, pelo estado de atenção em algumas regiões e pela existência de estudos sobre o tema.

##### **a) Águas subterrâneas**

No Estado de São Paulo, de forma geral, as águas subterrâneas apresentam boa qualidade para consumo humano. Entretanto, persistem casos de não conformidade frente aos padrões de potabilidade para nitrato, cromo, bário e fluoreto (CETESB, 2007) . Como a ocorrência de rochas fornecedoras de nitrato no estado ainda não foi apontada, o nitrato observado nas águas subterrâneas tem origem nas fontes difusas, como a aplicação de fertilizantes nitrogenados, utilização de fossas negras, vazamentos das redes coletoras de esgoto e influência de rios contaminados. O grande aumento das áreas cultivadas, com uso intensivo de fertilizantes nitrogenados, tem favorecido o aparecimento desse composto nas áreas rurais, onde outras fontes também são consideradas, como currais, pocilgas e granjas (CETESB, 2007).

A CETESB adota a concentração de 5,0 mg/L de N-nitrato como um valor de prevenção, e amostras que ultrapassam 10 mg/L são considerados contaminadas. No período de 2001 a 2003 foram identificados 11 pontos de monitoramento com N-Nitrato em concentrações acima de 5,0 mg/L, apontando assim indícios de alteração antrópica, número que passou a 29 pontos no período de 2004 a 2006. Neste último

período, 15 análises dentre as 1224 realizadas apresentaram concentrações acima do limite de 10 mg/L

Além deste aumento de casos de alteração da qualidade da água por nitrato, identificou-se uma tendência geral de aumento nas concentrações desse parâmetro nos aquíferos, principalmente no Aquífero Bauru (figura 4.7) e na porção livre do Aquífero Guarani. Os valores máximos detectado nas amostras em todo o estado também vem aumentando, como mostra a curva da figura 4.7.

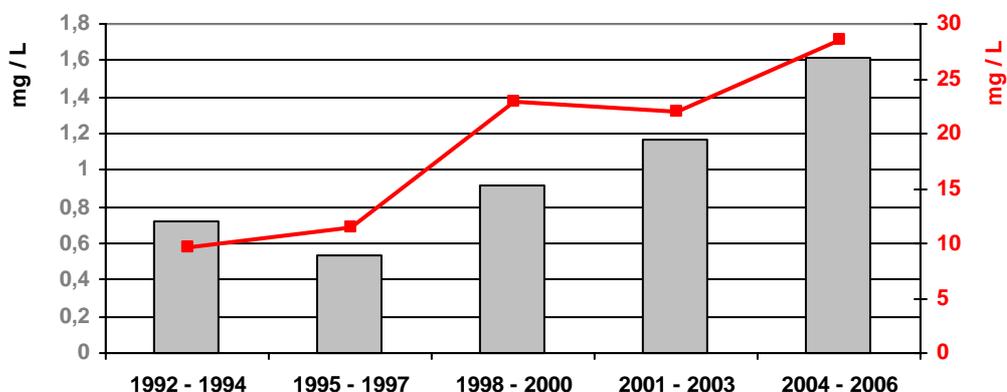


Figura 4.7 – Medianas das concentrações de N-Nitrato no Aquífero Bauru (colunas; eixo à esquerda) e picos de N-Nitrato detectados nos períodos de monitoramento (linha, eixo à direita)

#### b) Águas litorâneas

A verificação do nível trófico em águas litorâneas é feito pelo estudo das áreas de influência do lançamento dos emissários submarinos (10 pontos num raio de aproximadamente 500m), e em alguns pontos selecionados da costa. No Estado de São Paulo, há sete emissários submarinos de esgotos domésticos que lançam seus efluentes no mar após pré-condicionamento, além de outro para emissão de efluentes do Terminal de São Sebastião (TASSE).

As concentrações de fosfato solúvel, P-total, N-amoniacoal, N-total, nitrato e nitrito estiveram abaixo do limite de quantificação dos métodos empregados, em

todos os pontos, nas análises dos emissários no canal de São Sebastião (Araçá, Cigarras, Saco da Capela e TASSE) e no emissário do Guarujá. Esses resultados foram observados também nos anos anteriores indicando não estar ocorrendo um enriquecimento das águas das regiões em função do lançamento do efluente, tal como nos 2 emissários de Praia Grande. Todas as amostras também atenderam aos padrões de qualidade nos estudos no Canal de São Sebastião e Mar de Cananéia.

Entretanto, como em anos anteriores, as concentrações de P-total e N-amoniaco ultrapassaram o padrão da legislação nas amostras analisadas no emissário de Santos e São Vicente, indicando que está ocorrendo um enriquecimento por nutrientes das águas da baía. Igualmente, observou-se depleção da concentração de oxigênio dissolvido e elevadas concentrações de nutrientes no Canal de Santos e no Canal de Bertioga, em razão da presença de despejos domésticos neste ambiente (CETESB 2009b; CETESB 2008).

### **c) Águas interiores**

Por questões geográficas e de distribuição da população, a maior parte dos esgotos paulistas afluem aos rios, e não ao litoral. Trata-se da principal fonte de poluição por nutrientes no Estado de São Paulo, com participação menor de efluentes industriais e de carga difusa de origem urbana e agrícola.

Embora o controle da poluição das águas, causado pelas atividades industriais, tenha alcançado bons resultados ao longo dos anos, o mesmo não ocorreu com o tratamento dos esgotos domésticos: em média, o estado coleta 86% do esgoto, tratando apenas 45% (CETESB, 2009c). Assim, quase 30% dos 271 pontos analisados pela CETESB apresentaram águas eutrofizadas (classes eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico), número um pouco menor que 2007, mas ainda preocupante (tabela 4.2 e figura 4.8).

Tabela 4.2. Distribuição percentual do Índice de Estado Trófico por UGRHI no Estado de São Paulo em 2008 (CETESB, 2009c, modificado).

UGRHI	Nome	No. ptos	% de pontos nas classes do Índice de Estado Trófico					
			Ultra Oligotrófico	Oligotrófico	Meso trófico	Eutrófico	Super Eutrófico	Hiper eutrófico
1	Mantiqueira	2			50	50		
2	Paraíba do Sul	19	42	26	32			
3	Litoral Norte	30	13	53	30		3	
4	Pardo	4		50	50			
5	Piracicaba / Capivari / Jundiá	45	2	4	29	29	29	7
6	Alto Tietê	31		19	39	19	10	13
7	Baixada Santista	14	7	43	36		7	7
8	Sapucaí / Grande	8	38	63				
9	Mogi Guaçu	36	6	17	64	3	3	8
10	Sorocaba / Médio Tietê	20	5	5	25	45	5	15
11	Ribeira do Iguape / Litoral Sul	10		20	50	10	10	10
12	Baixo Pardo	2	50	50				
13	Tietê / Jacaré	6			83	17		
14	Alto Paranapanema	7		14	71			14
15	Turvo / Grande	8			50	25	13	13
16	Tietê / Batalha	4		50	25	25		
17	Médio Paranapanema	3		100				
18	São José dos Dourados	1			100			
19	Baixo Tietê	8	13	38	38		13	
20	Aguapeí	6		17	67	17		
21	Peixe	3		33	33	33		
22	Pontal do Paranapanema	4		50	25	25		
<b>Estado de SP</b>		<b>271</b>	<b>8</b>	<b>24</b>	<b>39</b>	<b>14</b>	<b>8</b>	<b>7</b>

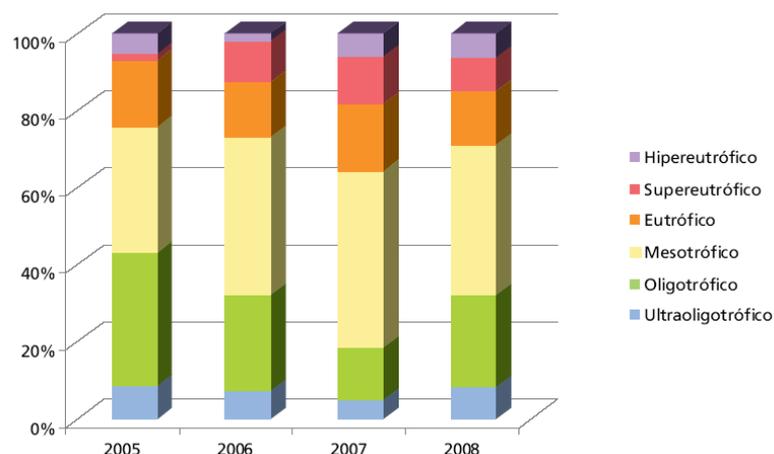


Figura 4.8: Evolução da Distribuição do Estado Trófico em SP – 2005 a 2008 (CETESB, 2009c).

A situação é mais grave nas seguintes Unidades (CETESB, 2009c):

- Alto Tietê (19,5 milhões de habitantes; coleta 84% do esgoto e trata 44%): a qualidade das águas do Rio Tietê continuam severamente comprometidas, indicando que os lançamentos de esgotos sanitários tratados e não tratados ainda se encontram acima de sua capacidade de suporte. As águas metropolitanas do Rio Tietê vem causando também eutrofização em reservatórios de outras UGRHIs à jusante, como os de Barra Bonita, Ibitinga e de Promissão. Em situação de alerta estão também o rio Pinheiros e as represas Billings e Guarapiranga.
- Sorocaba / Médio Tietê (1,8 milhões hab.; coleta 88% do esgoto e trata 51%): à contaminação no Tietê e no Reservatório de Barra Bonita proveniente da RMSP, soma-se o aporte do rio Sorocaba, proveniente de esgotos domésticos da cidade homônima.
- Piracicaba / Capivari / Jundiá (aprox. 5 milhões hab; coleta 85% do esgoto e trata 42%): todos os corpos d'água que compõem as Bacias dos Rios Capivari, Jundiá e Piracicaba, região de alta densidade populacional, mostram alto

grau de eutrofização, devido às elevadas cargas de Fósforo Total, decorrentes, em boa parte do lançamento de esgotos domésticos.

- Ribeira do Iguape/Litoral Sul: detectadas elevadas concentrações de P-Total devido ao lançamento dos efluentes da Bunge, fabricante de fertilizantes, no Rio Jacupiranguinha, afluente do Ribeira de Iguape.

- Turvo/Grande: (1,2 milhões hab.; coleta 97% do esgoto e trata 29%): a ausência de tratamento de esgotos nos grandes centros de Catanduva e de São José do Rio Preto (onde apenas recentemente – dezembro de 2008 - foi inaugurada a estação de tratamento) compromete os corpos d'água em termos de oxigênio dissolvido e eutrofização.

#### **4.3.2 Ações de contenção (Europa e EUA)**

Embora a poluição por excesso de nutrientes seja reconhecida como uma das principais causas de degradação das águas há mais de uma década, as medidas de proteção e remediação tem tido efeito muito discreto, tanto na Europa quanto nos EUA.

A aplicação de políticas de redução de nutrientes na Europa tem mostrado eficácia apenas parcial. Conforme visto no capítulo 3, as emissões de NO<sub>x</sub> e NH<sub>3</sub> apresentaram leve melhora, restando ainda muito a ser feito. A Convenção de Paris, em 1990, integrou políticas visando a redução de 50% do aporte de N e de P ao Mar do Norte até 1995, entretanto esta meta não foi atingida no que se refere ao nitrogênio, mas sim algo em torno de 20 – 30%. Abordagem similar foi adotada para o Mar Báltico, sob a Convenção de Helsinque (1992), mas a falta de investimentos de alguns países ocasionou também o não cumprimento das metas (Crouzet, 1999).

Também a implementação da Diretiva 91/676, conhecida como Diretiva Nitratos (1991), encontra-se insatisfatória na maioria dos países membros da União

Européia. Esta Diretiva visa reduzir a poluição das águas causada ou induzida por nitratos de origem agrícola e determina a identificação de zonas vulneráveis e respectivos programas de ação. Mesmo com a diminuição do uso de fertilizantes desde a década de 90 (devido a mudanças na CAP – Política Agrícola Comum), a redução dos inputs de nutrientes originados da agricultura tem sido uma questão difícil, do ponto de vista técnico e político. As dificuldades e o tempo entre resposta e efeito tem limitado o sucesso da ações.

As medidas que mais surtiram efeito na Europa referem-se à redução de descargas de fontes pontuais, com foco no tratamento de efluentes urbanos (“Urban Waste Water Treatment Directive”, de 1991) e de algumas indústrias-chave (fertilizantes, pesticidas, etc.). Além disso, um ganho significativo no controle de nutrientes foi conseguido pela limitação do uso de fósforo nos detergentes, para o qual várias medidas internacionais foram introduzidas (Crouzet, 1999).

O gráfico da figura 4.9 reflete os avanços limitados no controle da eutrofização na Europa, onde especial atenção deve ser dedicada às fontes difusas geradoras de nitrogênio ao meio ambiente.

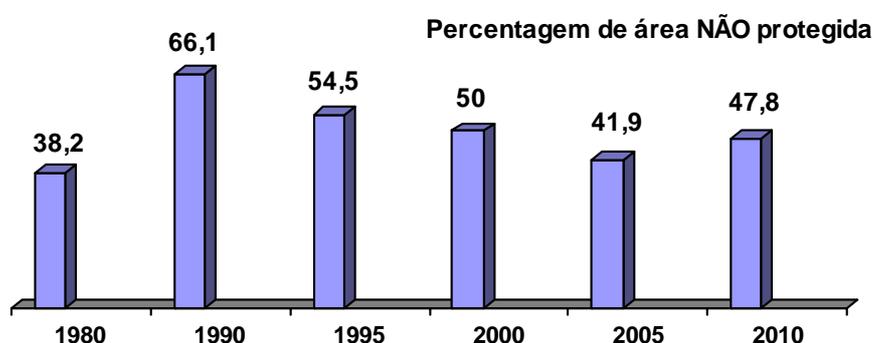


Figura 4.9. Percentual da área dos ecossistemas europeus NÃO protegida contra a eutrofização (total 5.533.584 km<sup>2</sup>). (EEA, 2009a).

Já nos EUA, as tentativas de combater os problemas de poluição pelo excesso de nitrogênio e fósforo ainda estão no começo, muito embora esta seja uma das três principais causas de deterioração das águas daquele país (EPA, 2009b). Na prática, poucas melhoras tem sido notadas, pelo menos por enquanto, já que a “Estratégia Nacional para Desenvolvimento de Critérios Regionais de Nutrientes” (1998) apenas objetivou a definição de padrões de qualidade de água e outras estatísticas para nutrientes. As ações da EPA e dos estados tem sido focadas:

- Na identificação de águas com poluição de nutrientes e cálculo de “Máximo Total de Cargas Diárias” (TMDLs) para sua recuperação;
- No incentivo a programas de gerenciamento de fontes não-pontuais pelos estados e construção de estações de tratamento de esgoto;
- Em programas para restringir a quantidade de N e P de fontes pontuais.

A publicação "State Adoption of Numeric Nutrient Standards 1998–2008" é o primeiro relato do progresso feito no país na adoção de padrões numéricos de qualidade das águas (WQS) para nutrientes em lagos, reservatórios, rios e estuários. Espera-se que o WQS oriente a avaliação de qualidade da água e o gerenciamento para proteção de bacias, bem como o “National Pollution Discharge Elimination System” (NPDES). A criação de linhas-base ambientais permitirá um gerenciamento mais efetivo e a mensuração dos progressos (EPA, 2009b).

## 5 METODOLOGIA

O cálculo da normalização em estudos de ACV foi apresentado na equação 1, capítulo 3, sendo aqui repetido:

$$NI_i = CI_i / N_i \quad (1)$$

onde:

$NI_i$  = Impacto normalizado da categoria “i”;

$CI_i$  = potencial de impacto da categoria “i”;

$N_i$  = fator de normalização categoria “i”, objeto de estudo desta pesquisa

Tal fator (ou referência) de normalização para cada categoria de impacto, por sua vez, é calculado de acordo com a equação 6 (Wenzel et al., 1997):

$$N_{cat.} = \frac{\sum_i^n m_i * EF_{i,cat.}}{P} \quad (6)$$

onde:

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

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

$P$  é a população da região considerada

Sendo este projeto voltado ao cálculo dos fatores de normalização para o estado de São Paulo, a variável “P” da equação 6 encontra-se definida: é o número de habitantes de SP no ano-referência de 2008, ou seja, 41 milhões de pessoas (IBGE, 2008). Assim, foi necessário realizar as estimativas de geração anual em SP das substâncias contribuintes às categorias analisadas (variável “m”), que deveriam ser multiplicadas pelos seus respectivos fatores de equivalência (“EF”).

O somatório apresentado no numerador da equação 6 representa o total gerado na região de estudo, no ano de referência, em massa da substância-referência para cada categoria de impacto.

A definição das substâncias contribuintes às categorias de impacto analisadas, bem como seus fatores de equivalência (ou “fatores de caracterização”), foram obtidos a partir dos métodos EDIP 97 (Wenzel et al, 1997)<sup>10</sup> e CML 2001 (Guinée et al., 2001): esses métodos têm valores coincidentes para os fatores de equivalência nos casos da acidificação e da eutrofização, por aí utilizarem o mesmo modelo de caracterização.

O EDIP e o CML foram previamente identificados neste estudo, por meio de uma revisão sistemática da literatura, como os dois métodos “midpoint” de AICV mais citados em artigos científicos mundialmente, indicando sua importância já reconhecida pelos praticantes de ACV (Takeda, 2008). Seus fatores de equivalência são, inclusive, utilizados como fontes para outros métodos, como o IMPACT 2002 e o TRACI, que os ajustam em nível regional / nacional por meio de fatores locais. Além do amplo uso, o EDIP e o CML possuem todo seu embasamento científico detalhados em publicações, e estão presentes nos principais softwares de ACV (“GaBi” e “SimaPro”).

Para o cálculo do fator de normalização da acidificação, embora as substâncias HCl, HNO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, HF e H<sub>2</sub>S sejam de possível significância, as emissões desses contribuintes, segundo Hauschild e Wenzel (1998) e Stranddorf et al. (2005), são julgadas muito pequenas quando comparadas às contribuições dos principais

---

<sup>10</sup> A versão do EDIP 2003 (Hauschild e Potting, 2003) traz fatores relacionados à região em que houve a emissão (“site-dependent factors”), mas apenas para a Europa. Além disso, foram diferenciados fatores de caracterização para emissões afetando águas interiores e águas marinhas.

acidificantes:  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$ <sup>11</sup>. Por isso, estes últimos são as únicas substâncias consideradas no método CML 2001, bem como nas regulamentações internacionais relacionadas ao controle da acidificação, como o Protocolo de Gotemburgo (Jornal Oficial da UE, 2003). De fato, nos cálculos das referências de normalização para esta categoria mundialmente, apenas as emissões destes três gases tem sido computadas (Stranddorf et al., 2005; EEA 2009), critério este adotado também neste projeto. No que se refere a fatores de equivalência genéricos (ou seja, não dependentes da região) para a acidificação, os valores sugeridos pelo EDIP 97 são idênticos àqueles apresentados no CML 2001.

Tratando-se das substâncias contribuintes à eutrofização, a principal diferença do EDIP 97 em relação ao CML 2001 é a exclusão da Demanda Química de Oxigênio como contribuinte. Embora esse dois métodos expressem o impacto da eutrofização em diferentes substâncias-referência (nitrato, no EDIP97 e fosfato, no CML 2001), seus fatores de caracterização se equivalem, o que permite a conversão de uma substância-referência na outra, se necessário. Para fins de cálculo de fatores de normalização, estimativas significativas são realizadas a partir dos cálculos dos aportes de P-total, N-total,  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_x$  ao meio ambiente (Stranddorf et al., 2005), por seu volume emitido muito maior, comparado às demais substâncias.

Assim, as substâncias cujas emissões foram estimadas neste projeto encontram-se destacadas em negrito na tabela 5.1.

---

<sup>11</sup> Emissões de nitrogênio ( $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$ ) e enxofre ( $\text{SO}_2$ ) perfazem, na maioria dos países, mais de 95% do total de emissões acidificantes. Em nível nacional, são assim as principais substâncias contribuintes. No inventário do ciclo de vida de um produto, entretanto, outras substâncias podem dominar a massa total de emissões acidificantes (Hauschild e Potting, 2003).

Tabela 5.1. Lista de substâncias contribuintes e seus respectivos fatores de caracterização para a acidificação e eutrofização (Wenzel et al., 1997; Guinée et al., 2001).

Acidificação		Eutrofização (Enriq. de nutrientes)			
Substância	EF <sub>acid</sub> (g SO <sub>2</sub> / g)	Substância	EF <sub>eutrof.</sub> (g NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / g)	EF (N) (g N / g)	EF (P) (g P / g)
NO <sub>2</sub> ; NO <sub>x</sub>	0,70	NO <sub>2</sub> ; NO <sub>x</sub>	1,35	0,30	-
NO	1,07	NO	2,07	0,47	-
NH <sub>3</sub>	1,88	NH <sub>3</sub>	3,64	0,82	-
SO <sub>2</sub> ; SO <sub>x</sub>	1,00	N-total	4,43	1	-
		P-total	32,03	-	1

### 5.1 Estimativas de geração das substâncias contribuintes

Conforme a equação 6, descrita no início deste capítulo, uma vez definidas as substâncias contribuintes analisadas e seus fatores de equivalência (“EF”), bem como a população “P” do estado de São Paulo (IBGE, 2008), foi necessário realizar o inventário de emissão anual dos contribuintes, visando o cálculo das referências de normalização.

A pesquisa aqui realizada para elaboração de tal inventário, segundo terminologia proposta por Gil (1991)<sup>12</sup> apud Silva e Menezes (2005), é classificada como “exploratória”, uma vez que

Visa proporcionar maior familiaridade com o problema com vistas a torná-lo explícito ou a construir hipóteses. Envolve levantamento bibliográfico; entrevistas com pessoas que tiveram experiências práticas com o problema pesquisado; análise de exemplos que estimulem a compreensão.

<sup>12</sup> GIL, A. C. (1991). Como elaborar projetos de pesquisa. São Paulo: Atlas.

Tendo em vista a necessidade do estudo de variados setores para a coleta de dados desta pesquisa, definiu-se como estrutura metodológica geral aquela proposta pela Agência Europeia do Meio Ambiente (EEA) para descrição das interações entre sociedade e meio ambiente, denominada “DPSIR” - “Driving forces, Pressures, State, Impact, Response”. O DPSIR constitui o modelo conceitual de abordar problemas ambientais definido pela EEA, e aplicado em seus relatórios de avaliação (EEA, 2009a). Permite a identificação das “Pressões” e suas respectivas “Forças condutoras” a partir da observação do “Estado” ou “Impactos” por eles gerados, possibilitando a sugestão de “Respostas”. Estes agentes que constituem o DPSIR encontram-se na figura 5.1.

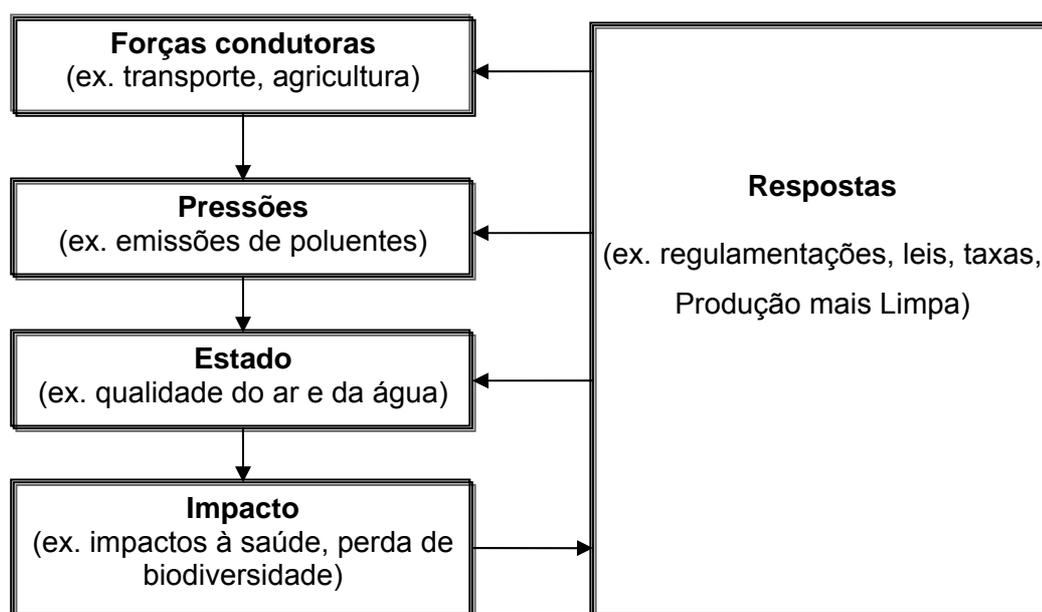


Figura 5.1. A estrutura DPSIR, com exemplos dos termos por ela definidos.

Após descrição do “Estado” e dos “Impactos” referentes à acidificação e eutrofização, buscou-se a quantificação das “Pressões” – aqui, as emissões dos poluentes contribuintes à acidificação ou à eutrofização – identificando, inicialmente, suas “Forças condutoras” responsáveis, através de revisão bibliográfica. As estimativas anuais de emissão são computadas a partir da análise das seguintes

“Forças condutoras” (Wenzel et al., 1997; EEA, 2008; Bouwman et al., 2002; Heij e Schneider, 1992; Stranddorf et al., 2005):

- Fontes móveis (veículos)
- Indústrias
- Termelétricas
- Esgoto doméstico (computando o uso de detergente em pó)
- Uso de fertilizantes
- Dejetos animais

Para o estado de São Paulo, são também relevantes:

- Emissões do setor sucro-alcooleiro (queimadas e uso da vinhaça)

Dados primários de emissão das fontes acima listadas são inexistentes no Brasil e praticamente inviáveis de serem obtidos no prazo de execução de um trabalho de doutorado. Desta forma, valores médios de geração são usualmente empregados nesses cálculos.

Foi realizada uma ampla revisão bibliográfica sobre cada um dos setores acima descritos, em busca de dados que permitissem estimar o aporte ao meio ambiente das substâncias selecionadas, responsáveis pela acidificação ou eutrofização. Todas as fontes e procedimentos de cálculo adotados estão apresentados em detalhes na medida em que forem discutidos os respectivos setores contribuintes, no capítulo 6.

Foram pesquisados especialmente documentos e relatórios dos órgãos ambientais do estado de São Paulo, em particular os Relatórios de Qualidade da CETESB, estatísticas de população animal e humana disponíveis no IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), anuários e estatísticas do setor agrícola (Associação Nacional para a Difusão de Adubos – ANDA e União da Indústria de

Cana de Açúcar – UNICA) e de pecuária (Secretaria de Agricultura e Abastecimento do estado de São Paulo).

No mesmo intuito de realizar um inventário anual coerente, algumas estimativas apresentadas em bibliografia específica (livros técnicos e artigos científicos), como, por exemplo, o teor médio de N e P em excretas humanas, índices de volatilização de amônia e geração de poluentes a partir de queimadas, foram utilizadas nos cálculos. Estas fontes também serão individualmente apresentadas no capítulo 6.

Com o propósito de se obter números os mais próximo possíveis da realidade local, os dados obtidos e aqueles por ventura inexistentes em literatura, além das dúvidas inerentes a este tipo de levantamento multisetorial, foram discutidos com especialistas de diversos segmentos, pertencentes as seguintes instituições:

- USP / Esalq (Piracicaba - SP)
  - Prof. Dr. Antonio Boareto (entrevista pessoal);
  - Prof. Dr. Luiz Antonio Martineli (entrevista pessoal);
  - Prof. Dr. Luis Ignacio Prochnow (entrevista pessoal);
- USP / EESC (São Carlos - SP)
  - Prof. Dr. José Roberto Campos (entrevista pessoal)
- USP / Escola Politécnica (São Paulo - SP)
  - Prof. Dra. Dione Morita (comunicação eletrônica (e-mail))
- UNESP (Jaboticabal - SP)
  - Prof. Dr. Jorge de Lucas Jr (entrevista pessoal)
- IPT (São Paulo - SP)
  - Prof M. Sc. Gerson S. Almeida Filho (comunicação eletrônica (e-mail))
- CETESB (São Paulo - SP)

- Prof. Dr. José Eduardo Bevilacqua (entrevista pessoal)
- Sabesp (São Paulo – SP)
  - M Sc. Iara Chao (comunicação eletrônica (e-mail))
- Embrapa (Concórdia – SC)
  - Prof. Dr. Airton Kunz (comunicação eletrônica (e-mail))
- DTU (Universidade Técnica da Dinamarca, Lyngby)
  - Prof. Dr. Michael Hauschild (entrevista pessoal)

Por fim, como critérios de corte adotados para a coleta de dados, foram definidas as delimitações geográfica e temporal descritas a seguir.

#### **5.1.1 Delimitação geográfica**

A área definida como sujeita a um impacto ambiental “regional” a partir de uma emissão, segundo o EDIP, está compreendida dentro de um raio de 100 a 1.000 km a partir da emissão, dependendo do tipo de impacto e da sensibilidade do ambiente.

Praticamente todo o estado de São Paulo está circunscrito numa circunferência de raio de 300 km, como mostra a figura 5.2, a partir do seu centro geográfico. Mesmo se o centro escolhido para esta circunferência fosse localizado na principal área de emissões do estado (o eixo entre as Regiões Metropolitanas de São Paulo e Campinas), quase todas as grandes cidades paulistas da figura 5.2 continuariam circunscritas<sup>13</sup>.

Portanto, o escopo geográfico proposto para a coleta de dados e estimativas deste estudo foi o estado de SP, considerando todos os seus municípios.

---

<sup>13</sup> Exceção feita a São José do Rio Preto, Araçatuba e Presidente Prudente. Mesmo esta último, a cerca de 500 km do eixo São Paulo –Campinas, estaria dentro do limite estimado pelo EDIP.

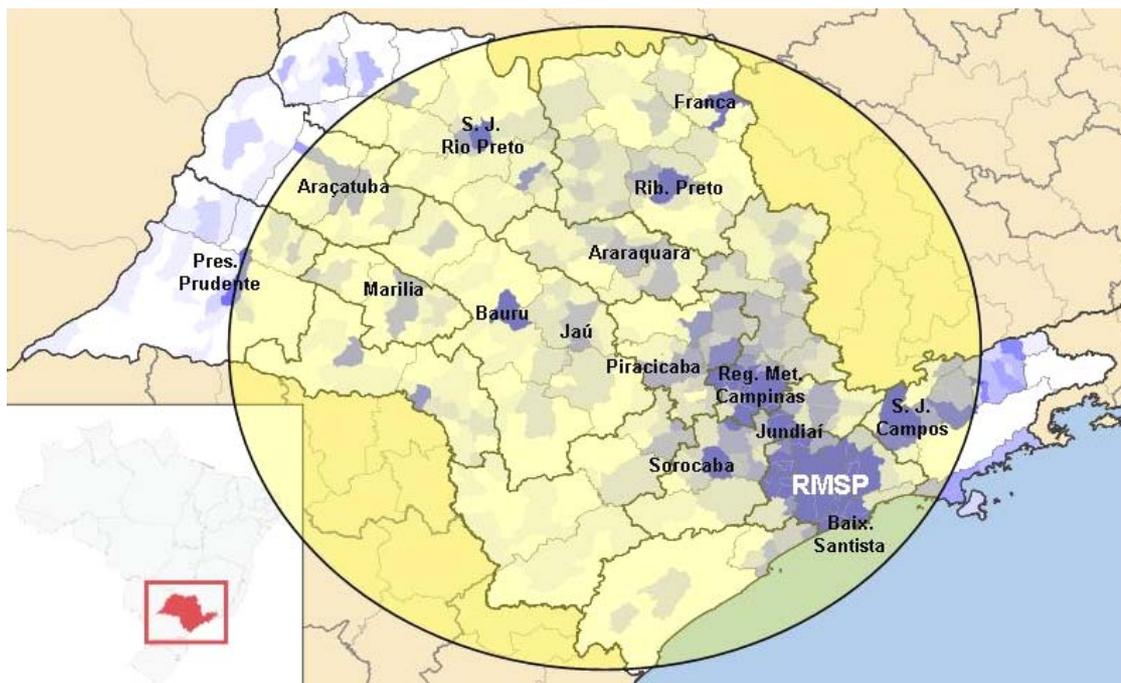


Figura 5.2. Estado de São Paulo, escopo geográfico do projeto. A circunferência em destaque tem raio de 300 km, a partir do centro geográfico paulista. (Imagem: Wikipedia, modificada).

### **5.1.2 Delimitação temporal**

Referências de normalização baseadas em inventários de contribuintes são normalmente calculadas a partir da geração dessas substâncias dentro de um período de um ano. Além disso, precisam ser periodicamente revisadas – o EDIP recomenda, por exemplo, a cada 5 anos – em razão do dinamismo dos setores geradores.

Neste cálculo de fatores para o estado de São Paulo, buscou-se dados mais atuais de geração anual, preponderantemente aqueles disponíveis no ano de 2009 (relacionados ao ano-base 2008). Definiu-se, também, como limite temporal o ano de 2004, ou seja, dados defasados em mais de 5 anos deveriam ser desprezados e novas estimativas / outras fontes deveriam ser realizadas / consultadas.



## 6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este capítulo apresenta, inicialmente, os cálculos das estimativas de geração anual, no estado de São Paulo, das principais substâncias contribuintes à acidificação e à eutrofização ( $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ , N-total e P-total), por setor. São também citadas algumas “Respostas”, planejadas ou em prática no estado.

Posteriormente, a partir do inventário de geração e da estimativa de aporte das substâncias ao meio ambiente descritos, são apresentados os cálculos para a determinação dos fatores de normalização para a acidificação e eutrofização no estado de São Paulo.

A tabela 6.1 lista novamente as “Forças Conductoras” (setores contribuintes) sugeridas pelos autores citados no capítulo anterior, explicitando suas emissões e a que categoria(s) de impacto contribuem.

Tabela 6.1. Setores contribuintes à acidificação, eutrofização e suas emissões

Forças condutoras	Emissões	Contribuem para...	
		Acidificação	Eutrofização
Fontes móveis (veículos)	$\text{NO}_x$ ; $\text{SO}_x$	x	x
Indústrias	$\text{NO}_x$ ; $\text{SO}_x$ ; $\text{NH}_3$ ; N-total ; P-total	x	x
Termelétricas	$\text{NO}_x$ ; $\text{SO}_x$	x	x
Esgoto doméstico	N-total ; P-total		x
Uso de fertilizantes	$\text{NH}_3$ N-total ; P-total	x	x
Dejetos animais	$\text{NH}_3$ N-total ; P-total	X	x
Setor sucro-alcooleiro (queimadas e vinhaça)	$\text{NO}_x$ ; $\text{NH}_3$ N-total ; P-total	X	x

### 6.1 Fontes móveis (veículos): emissões de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub>

Conforme estatísticas disponíveis no DENATRAN – Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2009) , aproximadamente um terço dos veículos brasileiros encontram-se registrados no estado de São Paulo, uma frota de quase 18 milhões de veículos – cerca de metade disso apenas na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Ante um uso cada vez mais recorrente do transporte particular, em detrimento ao público (geralmente de má qualidade), a qualidade do ar nos grandes centros urbanos vem se deteriorando ao longo dos anos.

A queima de combustíveis pelos veículos é a maior responsável pela emissão de NO<sub>x</sub> no estado, sendo a origem, em média, de mais de 70% deste gás - no caso da RMSP, 96% do NO<sub>x</sub> provém desta fonte. As estimativas de emissão de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub>, apresentadas na tabela 6.2, foram obtidas no Relatório de Qualidade do Ar da CETESB (2009a), que computou dados de emissão das Regiões Metropolitanas de Campinas e São Paulo, e de algumas das mais populosas cidades do interior do estado.

As cidades listadas na tabela 6.2 contam com uma frota total de aproximadamente 12.350.000 veículos, representando 69,2 % dos 17.853.000 veículos de todo o estado de São Paulo (DENATRAN, 2009), região de estudo deste projeto. Desta maneira, os totais apresentados na tabela 6.2 de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub> gerados anualmente foram extrapolados, via regra de três, para todo o estado<sup>14</sup>. Estes últimos valores, exibidos na tabela 6.3, foram os utilizados no cálculo dos fatores de normalização objeto deste estudo.

---

<sup>14</sup> Não foi examinada, nesta extrapolação, o perfil de composição da frota (automóveis, caminhões, motocicletas etc.)

Tabela 6.2. Estimativa da emissão anual de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub> por veículos em algumas cidades do estado de São Paulo (CETESB, 2009a).

Cidade / Região	Emissão veicular (t / ano)	
	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>
São José dos Campos	9.820	240
Ribeirão Preto	13.170	710
Reg. Met. de Campinas (19 cidades)	66.680	1.490
Jundiaí	9.470	500
Piracicaba	9.470	550
Reg. Met. de São Paulo (39 cidades)	353.400	8.400
Sorocaba	11.510	700
Araraquara	4.680	280
Bauru	7.340	420
Jaú	2.750	160
São José do Rio Preto	10.360	580
Araçatuba	5.080	290
Marília	3.890	220
Presid. Prudente	5.450	300
<b>Total (2008)</b>	<b>529.805 t</b>	<b>15.285 t</b>

Tabela 6.3. Estimativa da emissão anual de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub> por veículos em todo o estado de São Paulo, obtida por extrapolação.

	Frota dez / 2008 [1]	Emissão veicular (t / ano)	
		NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>
Cidades apresentadas em CETESB (2009a), tabela 6.1	12.350.000 (A)	529.805 (C)	15.285 (D)
<b>Total emitido estado de SP (2008)</b>	17.853.000 (B)	= (B) x (C) / (A) <b>= 765.879 t</b>	= (B) x (D) / (A) <b>= 22.096 t</b>

[1] DENATRAN (2009)

A reduzida emissão de óxidos de enxofre por parte dos veículos decorre principalmente do uso em larga escala do etanol como combustível: na RMSP, o álcool etílico, considerando o anidro e o hidratado, corresponde a 63,1% do combustível consumido (Cetesb, 2009a). No tocante ao teor de enxofre do diesel, tem-se ainda muito o que melhorar. A Europa já está exigindo diesel com apenas 10 partes de enxofre por milhão (o “S-10”); em SP, o teor é de 350 ppm nas Regiões Metropolitanas e São José dos Campos, e 1.600 ppm no resto do estado. A partir de 01/01/09, o diesel comercializado deveria conter 50 ppm de enxofre, porém a determinação foi ignorada pelas montadoras e pela Petrobras, com novos prazos estabelecidos, após acordo judicial, para os anos de 2013 / 2014.

Esta redução no teor de enxofre dos combustíveis foi determinada pela fase 6 do PROCONVE - Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores, principal mecanismo de combate à poluição por fontes móveis. Instituído pela Resolução 18/86 do CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, o PROCONVE vem estabelecendo medidas (como o controle de emissão de fumaça preta nos veículos a diesel, limite máximos de emissão, estudo de alternativas de combustíveis etc.) que resultaram na redução média da emissão de poluentes dos veículos leves novos de 2008, em mais de 95% em relação ao início do programa (CETESB, 2009a).

A atenção volta-se agora para o segmento de motos, através do PROMOT - Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares, tendo em vista os elevados fatores de emissão dos mesmos em relação aos dos automóveis novos. A Resolução CONAMA Nº 297/02 daí surgida estabeleceu novos limites para a emissão de motociclos e derivados de três rodas.

## 6.2 Indústrias

O parque industrial paulista abriga empresas dos mais diversos ramos, com destaque para os setores de base e petroquímico, tecnológico, automobilístico, químico, têxtil e biocombustíveis. A deterioração da qualidade do ar e da água nas regiões de entorno dos grandes centros industriais do estado tem sido um constante problema, contra o qual medidas de prevenção e remediação precisam ser regularmente tomadas.

No que se refere à acidificação e a eutrofização, as indústrias podem gerar substâncias contribuintes por meio de emissões gasosas e efluentes líquidos:

### 6.2.1 Emissões gasosas: $NO_x$ , $SO_x$ e $NH_3$

Tendo em vista as emissões gasosas analisadas neste estudo (particularmente  $NO_x$  e  $SO_x$ ), são de especial interesse as estimativas a partir de indústrias com grande consumo de combustíveis fósseis, bem como aquelas que operam chaminés em alta temperatura. O Relatório de Qualidade do Ar (CETESB, 2009a) apresenta os valores de emissão das indústrias prioritárias nas principais áreas industriais do estado, traçando, assim, um perfil significativo de tais fontes em São Paulo.

A tabela 6.4 traz os resultados relativos às emissões de  $NO_x$ ,  $SO_x$  e  $NH_3$ , informando o número de indústrias inventariadas. O detalhamento sobre as indústrias do interior do estado, presente no Relatório, permite calcular que as refinarias da Petrobras são responsáveis pelos seguintes percentuais de emissões industriais: em São José dos Campos (“REVAP”), 98% do  $NO_x$  e 99% do  $SO_x$ ; em Paulínia (“Replan”), 73% do  $NO_x$  e 84% do  $SO_x$ ; em Cubatão (“RPBC”), 46% do  $NO_x$  e 44% do  $SO_x$ . Outras indústrias de importante geração são as de fertilizantes e siderurgia (Cubatão), cimento e metalurgia (Sorocaba) e químicos (Campinas). Apesar da relevância, não são apresentados detalhes das indústrias da RMSP.

Tabela 6.4. Estimativa da emissão anual de NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> e NH<sub>3</sub> pelas principais indústrias no estado de São Paulo (CETESB, 2009a).

Cidade / Região	Emissão industrial (t / ano)		
	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>
São José dos Campos ( 6 indústrias)	5.180	10.880	
Reg. Met. de Campinas (38 ind.)	10.340	14.440	
Jundiaí e região (8 ind.)	240	74	
Piracicaba e região (12 ind.)	990	1	
Reg. Met. de São Paulo (740 ind. Para NO <sub>x</sub> , 245 para SO <sub>x</sub> )	14.000	17.100	
Reg. Met. da Baixada Santista (19 ind.)	6.330	16.450	8
Sorocaba e região (30 ind.)	5.550	2.670	
Araraquara e região (6 ind.)	1.840	559	
<b>Total estado de SP (2008)</b>	<b>44.470 t</b>	<b>62.174 t</b>	<b>8 t</b>

O controle exercido sobre as fontes fixas (por meio de licenciamento ambiental) e a redução do teor de enxofre dos combustíveis industriais tem contribuído para redução dos níveis de dióxido de enxofre. A substituição de óleos combustíveis por gás natural em muitas empresas é apontada também como uma das ações que vem favorecendo a diminuição do SO<sub>x</sub> emitido.

Há alguns anos, mais de 300 grandes fontes de emissão do poluente foram autuadas pela CETESB e, cinco anos depois, adequaram-se aos padrões. Atualmente, a CETESB desenvolve um programa de aperfeiçoamento do controle de fontes existentes em Cubatão, com ênfase no estabelecimento de novos padrões de emissão de poluentes para a região, visando a proteção da vegetação da Serra do Mar (CETESB, 2009a). Como em outras partes do mundo, a retenção na emissão de NO<sub>x</sub> tem se mostrado muito mais difícil, pelas próprias características de geração deste gás (combinação de N<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> atmosférico em altas temperaturas).

### **6.2.2 Efluentes Líquidos: emissões de N-total e P-total**

Apenas uma pequena parte do setor industrial é responsável pela maioria dos efluentes contendo macronutrientes (N e P). Os maiores exemplos são as indústrias de fertilizantes, polpa e papel, cervejaria, laticínios e curtumes.

Estudos realizados na Europa apontam que, em grandes bacias, os efluentes domésticos constituem cerca de 75 % das descargas de N e P por fontes pontuais, contra 17% de fontes industriais (EEA, 2005). Apesar desta importância menor dos efluentes industriais no que se refere ao aporte de N e P (e, no Brasil, esta proporção deve ser ainda menor, dadas as condições de saneamento básico), dados industriais são relevantes, já que seu impacto em bacias menores pode ser considerável - caso dos rios Piaçaguera e Moji (Cubatão), e Jacupiranguinha / Jacupiranga, na bacia do Ribeira do Iguape, que se encontram na condição hipereutrófica.

Conforme explicado no início deste trabalho, os pedidos de acesso aos dados do CTF - Cadastro Técnico Federal (IBAMA), bem como do SIPOL - Sistema de Fontes de Poluição (CETESB), jamais foram atendidos, apesar de inúmeras tentativas, para realização das estimativas.

O contato direto com algumas empresas também não teve sucesso. Como nitrogênio e fósforo não são regulamentados como contaminantes (mesmo porque, como nutrientes, pequenas contribuições não seriam prejudiciais), a maioria das indústrias não monitora sua geração e, assim, não tem uma estimativa confiável. Sabe-se que parte da carga de nutrientes fica retida nas estações de tratamento das indústrias, mas estas não são projetadas para este fim: o objetivo é unicamente a redução da DBO dos efluentes, sendo a remoção de pequenos percentuais de N e P apenas uma consequência. Seria, por fim, duvidoso confiar em dados

eventualmente transmitidos pelas indústrias, pois dificilmente admitir-se-ia a inexistência ou operação inadequada de estações de tratamento.

Assim, infelizmente não foi possível realizar neste estudo uma estimativa confiável das emissões anuais de N-total e P-total a partir dos efluentes industriais.

### 6.3 Termelétricas: emissões de $\text{NO}_x$ e $\text{SO}_x$

O estado de São Paulo apresenta uma capacidade instalada de geração de energia de 22.639 MW, correspondendo a 21,5% da capacidade instalada no País (ANEEL, 2009). Da energia gerada no estado, 79% tem origem hidrelétrica, contra 21% gerada por termelétricas (figura 6.1), constituindo uma matriz ambientalmente favorável, e talvez única no mundo para uma região de tamanho índice de industrialização, nos dias atuais. A maior parte das 408 UTEs (Usinas Termelétricas de Energia) paulistas em operação são pequenos empreendimentos, voltados à auto-produção de energia ou venda para empresas (apenas duas usinas se destinam ao serviço público: “Carioba”, em Americana, e “Piratininga”, em São Paulo).

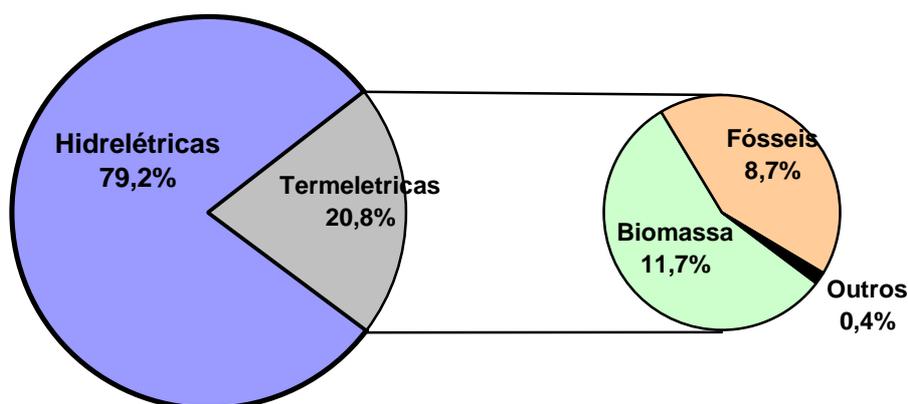


Figura 6.1. Participação das termelétricas (em potência instalada), subdividas por tipo de combustível, na matriz energética de São Paulo.

Desta forma, esta Força Condutora não tem, para o estado de São Paulo, a mesma relevância vista em países industrializados, onde as termelétricas movidas a combustíveis fósseis são a principal fonte de energia.

### **6.3.1 Geração a partir da biomassa (bagaço de cana)**

Cerca de 95% da potência gerada por termelétricas movidas a biomassa<sup>15</sup> (ou seja, 53% da potência total das UTEs) é obtida pela queima de bagaço de cana, totalizando 2.505 MW, segundo o Banco de Informações de Geração (ANEEL, 2009). Portanto, apenas termelétricas que utilizam bagaço serão aqui consideradas.

Devido ao baixo teor de enxofre no bagaço, a geração de SO<sub>x</sub> a partir desta queima é muito pequena e não será considerada; para as emissões de NO<sub>x</sub> por queima de biomassa em termelétricas, o IPCC (1996) sugere o valor de 100 kg NO<sub>x</sub>/TJ (= 0,1g NO<sub>x</sub> / MJ).

No caso de uso pleno da potência instalada, e considerando operação de 20h / dia, as termelétricas movidas a bagaço de cana gerariam 2.505 x 20 = 50.100 MWh (1,8 x 10<sup>8</sup> MJ), emitindo, assim, 1,8 x 10<sup>7</sup> g NO<sub>x</sub> por dia, ou **6.570 t NO<sub>x</sub> / ano**.

### **6.3.2 Geração a partir de combustíveis fósseis (gás natural)**

Aproximadamente 75% da potência gerada por termelétricas movidas a combustíveis fósseis<sup>16</sup> (o que significa 31% da potência total das UTEs) é obtida pela queima de gás natural, totalizando 1.459 MW<sup>17</sup> (ANEEL, 2009). O cômputo da geração de gases a partir do uso de combustíveis fósseis em termelétricas se

---

<sup>15</sup> Bagaço de cana, biogás, resíduos de madeira e licor negro

<sup>16</sup> Gás natural, óleo diesel, óleo combustível e gás de refinaria

<sup>17</sup> Este número considera as usinas de Piratininga (744 MW) e Fernando Gasparian (386 MW), as maiores do estado (ambas no município de São Paulo e as únicas termelétricas com potência superior a 150 MW no estado), operando com gás natural.

restringirá à parcela referente ao gás natural. Não há no estado termelétricas movidas a carvão, maiores emissoras de  $\text{SO}_x$ .

A emissão de óxidos de enxofre em termelétricas a gás natural é também negligenciável (IPCC, 1996), de forma que não será aqui computada. Considerando as emissões de  $\text{NO}_x$ , o IPCC (1996) sugere, na ausência de outros dados, o valor de  $150 \text{ kg NO}_x/\text{TJ}$  ( $= 0,15 \text{ g NO}_x / \text{MJ}$ )

Como calculado para as termelétricas movidas a bagaço, no caso de uso pleno da potência instalada, e considerando operação diária de 20h, as termelétricas movidas a gás natural gerariam  $1.459 \times 20 = 29.180 \text{ MWh}$  ( $1,05 \times 10^8 \text{ MJ}$ ), emitindo, assim,  $1,05 \times 10^7 \text{ g NO}_x$  por dia, ou aproximadamente **5.750 t  $\text{NO}_x$  / ano**.

Termelétricas movidas por combustíveis classificados como “outros” nas estatísticas da ANEEL (2009) – enxofre, gás de alto forno e gás de processo – tem pouca representatividade na matriz energética e não serão analisadas. A tabela 6.5 apresenta o total de emissões estimado para as usinas termelétricas do estado.

Merece registro a previsão de crescimento do número de termelétricas no estado: entre empreendimentos em construção e outorgados, é calculado um aumento de 86% na capacidade total das UTEs (ANEEL, 2009).

Tabela 6.5. Síntese das emissões a partir de termelétricas no estado

Termelétricas *	Emissão (t / ano)	
	$\text{NO}_x$	$\text{SO}_x$
Bagaço de cana como combustível	6.570	(desprezível)
Gás Natural como combustível	5.750	(desprezível)
<b>Total emitido estado de SP (2008)</b>	<b>12.320 t</b>	-

\* Juntas, representam 84% da potência de termelétricas instaladas no estado

## 6.4 Esgoto doméstico

O lançamento de esgotos domésticos *in natura* ou com baixa eficiência no tratamento constitui-se em um grave contribuinte à eutrofização dos corpos hídricos, além de ser causa de uma série de outros problemas (doenças de veiculação hídrica etc.). A amplitude e nível de tratamento dos esgotos domésticos ainda encontra-se aquém do controle exercido nas atividades industriais, dada as maiores dificuldades inerentes à implantação dos serviços de saneamento municipais.

Com população estimada em 41 milhões de pessoas<sup>18</sup>, o estado de São Paulo, em média, trata apenas 45% dos esgotos domésticos gerados nas áreas urbanas (onde vivem 93% da população), embora o índice de coleta alcance 86% da população, o maior do país (Cetesb, 2009c). No estado, inexistente tratamento terciário, voltado à diminuição do aporte de nutrientes, em qualquer das 461 estações de tratamento de esgoto (ETE) (Credendio e Corsalette, 2008). Os tratamentos secundários utilizados (lagoa de estabilização, lodo ativado, etc.) retiram apenas 10 – 30% da carga de N e 8 – 12% da carga de P (Metcalf e Eddy, 1991).

### **6.4.1 Excreções humanas e resíduos domésticos (excluído detergente em pó): emissões de N-total e P-total**

Conforme estudo da UNEP (2002), cada pessoa excreta anualmente, em média, 4,5 kg N (4,0 kg na urina e 0,5 nas fezes) e 0,58 kg de P (0,40 kg P na urina e 0,18 kg nas fezes), números compatíveis com os apresentados por Von Sperling (1996). Outro estudo, este do Centro Europeu de Estudos de Polifosfatos (CEEP,

---

<sup>18</sup> Estimativa do IBGE para 1º de julho de 2008: 40.974.638 habitantes (IBGE, 2008)

2008), detalhou a emissão de P em residências, a partir de várias pesquisas, e sugeriu a média anual de geração entre 0,55 – 0,76 kg de P per capita<sup>19</sup>.

Assim, para o cálculo do aporte de N-total e P-total deste trabalho, apresentado na tabela 6.6, foram adotados o valor per capita de geração de 4,5 kg N /ano e 0,58 kg P / ano. Nem toda a carga gerada atinge os corpos hídricos: parte desta geração é removida nos sistemas de tratamento de esgoto, e esta parcela subtraída também é demonstrada na tabela 6.6, sendo o valor resultante denominado “estimativa de potencial contribuição à eutrofização”.

Tabela 6.6. Estimativa da emissão anual de N-total e P-total por excreções humanas e resíduos domésticos

<b>População do estado de São Paulo</b> (IBGE, 2008)..... 41.000.000 pessoas (A)		
<b>Emissões</b>	<b>N-total</b>	<b>P-total</b>
Emissão per capita anual (B) (UNEP, 2002; Von Sperling, 1996)	4,5 kg	0,58 kg
Estimativa bruta em 2008 (C) = (A) x (B) / 1.000	184.500 t	23.780 t
Percentual de esgoto tratado em SP (D) (CETESB, 2009c)	45 %	
Eficiência do tratamento secundário na remoção de nutrientes (E) (Metcalf e Eddy, 1991)	≅ 20%	≅ 10%
Carga removida de nutrientes (F) = (C) x (D) x (E)	16.605 t	1.070 t
<b>Estimativa de potencial contribuição à eutrofização em 2008</b> = (C) – (F)	<b>167.895 t</b>	<b>22.710 t</b>

<sup>19</sup> Excreções humanas: 1,2 – 1,6 g P / pessoa / dia (0,44 – 0,58 kg P / pessoa / ano); resíduos domésticos (sem detergente em pó), como p.e. restos de comida, água de banho e lavagem de casa: 0,3 – 0,5 g P / pessoa / dia (0,11 – 0,18 kg P / pessoa / ano)

O governo do estado vem investindo na implementação de estações de tratamento de esgoto, com um pacote de obras de saneamento que prevê investimentos de R\$ 6 bilhões nos próximos anos (Credendio e Corsalette, 2008). Além disso, foi criado desde 2005 o “Programa Água Limpa”, visando implantar sistemas de tratamento de esgotos domésticos em municípios com até 30 mil habitantes, já tendo atendido mais de 100 municípios (DAAE, 2009).

Entretanto, há ainda muito o que ser feito. Além da necessidade notória de se ampliar o percentual de tratamento dos esgostos, deve-se também investir na melhora de eficiência das ETE dos grandes municípios. Apesar de ser uma necessidade iminente em várias bacias hidrográficas, não existe previsão de implantação de tratamento terciário em larga escala (Credendio e Corsalette, 2008).

#### **6.4.2 Uso de detergente em pó: emissão de P-total**

Nos detergentes em pó (“sabão em pó”), o fósforo está presente na forma de Tripolifosfato de Sódio (STPP), que tem a função de diminuir a dureza<sup>20</sup> da água e aumentar a eficiência do processo de limpeza (“builder”) (ABIPLA, 2006). Apesar de banido, há anos, em muitos países da Europa e estados dos EUA, e de existirem outras substâncias que poderiam substituí-lo (caso dos zeólitos e do NTA), seu uso ainda é recorrente no Brasil, constituindo-se um importante aporte de fósforo ao meio ambiente. Por conta disso, é aqui destacado do restante do esgoto doméstico.

Conforme estimativas transmitidas, em comunicação pessoal, por José Eduardo Bevilacqua (2008), assessor da presidência da CETESB e membro ativo no combate ao uso de P em detergentes, o consumo per capita anual de detergente em pó situa-se entre 3,85 kg (Brasil) e 4,39 kg (cidade de São Paulo). Tratando-se do

---

<sup>20</sup> Dureza da água: propriedade relacionada com a concentração de íons de minerais, principalmente sais de cálcio e magnésio, dissolvidos.

estado de São Paulo, é esperado um valor maior do que a média para o Brasil (devido ao grau de urbanização do estado), porém menor que aquele da cidade de São Paulo (onde a densidade populacional é mais alta que no restante do estado). Assim, o consumo de 4 kg / pessoa / ano no estado de São Paulo parece ser um valor razoável para ser adotado neste estudo.

Pela Resolução nº 359 / 05 do CONAMA, comentada adiante, o limite máximo de P em detergentes é de 4,8% por formulação, e média ponderada máxima de 3,16% P por fabricante, o que impede que uma mesma empresa use o limite máximo em todas as suas marcas de detergentes. A fim de se realizar uma estimativa conservadora do aporte de P pelo uso de detergentes em São Paulo (tabela 6.7), foi escolhido o valor mais baixo dentre a faixa de 3,16% - 4,8 % de teor máximo de P nas formulações, ou seja, 3,16%. Ressalta-se que, para fabricantes que tem poucas marcas no mercado, este valor é, na realidade, mais próximo do limite superior.

Tabela 6.7. Estimativa da emissão anual de P-total pelo uso de detergentes em pó

<b>População do estado de São Paulo</b> (IBGE, 2008).....41.000.000 pessoas (A)	
<b>Consumo de detergente em pó</b> (Bevilacqua, 2008)..... 4 kg / capita / ano (B)	
<b>Teor de P (mínimo)</b> (Resolução CONAMA 359/05).....3,16% (C)	
<b>Emissões</b>	<b>P-total</b>
Estimativa bruta em 2008 (D) = (A) x (B) x (C) / 1.000	5.182 t
Percentual de esgoto tratado em SP (E) (CETESB, 2009c)	45 %
Eficiência do tratamento secundário na remoção de nutrientes (F) (Metcalf e Eddy, 1991)	≅ 10%
Carga removida de nutrientes (G) = (D) x (E) x (F)	233 t
<b>Estimativa de potencial contribuição à eutrofização em 2008</b> = (D) – (G)	<b>4.949 t</b>

Assim, pelas tabelas 6.6 e 6.7, ao menos 18% do aporte de P proveniente dos esgotos domésticos provém do uso de detergentes em pó, chegando-se facilmente à faixa de 20-25 %, se o cálculo for feito com o teor de 3,7% de P nos detergentes (teor mais usado no mercado) e dependendo do percentual adotado de P em excreções e resíduos. Não há dúvidas de que medidas de saneamento básico e controle das demais fontes de emissão de P ao corpos hídricos são importantes. Entretanto, a carga de fósforo dos detergentes em pó é um problema real e inegável, e poderia ser eliminada ante o uso de outros “builders”, ainda que estes não tenham algumas propriedades secundárias do STPP.

A Resolução CONAMA 359/05 foi resultado de um longo trabalho da CETESB, desde 1999, e de discussões no Grupo Técnico formado em 2002 com a participação da CETESB, MMA, e indústrias, dentre outros. O projeto original previa o banimento do STPP, mas a indústria conseguiu que ocorresse somente a diminuição do limite máximo de P por formulação, de 6,5% para 4,8%, pois seu uso lhes é economicamente vantajoso, como informado por Bevilacqua (2008).

### **6.5 Uso de fertilizantes**

O emprego de fertilizantes nas culturas e, especificamente, o excesso deste uso, tratam-se de importantes fatores a serem analisados em um estudo de agentes contribuintes à eutrofização. Sua importância relativa é mais ressaltada em regiões com elevados índices de tratamento de esgoto (como EUA e Europa), o que não significa necessariamente que a carga de N e P originada da agricultura seja desprezível em locais onde a destacada falta de saneamento diminui sua proporção.

Entre 1960 e 1990, o uso global de fertilizantes nitrogenados sintéticos aumentou mais de 7 vezes, enquanto o uso de fósforo mais do que triplicou, com frequente aplicação além da necessidade das culturas (Millennium Ecosystem

Assessment, 2005). Tal excesso de nutrientes pode ser então perdido para o ambiente por uma série de mecanismos, que serão posteriormente analisados.

O estado de São Paulo detém a maior participação no valor da produção agrícola brasileira (20,3%), sendo o maior produtor de laranja, cana-de-açúcar e banana (IBGE, 2007), com destaque também para os cultivos de milho, café e soja. Em 2008 / 09, foram utilizadas 3,26 milhões de toneladas de fertilizantes no estado, o equivalente a 14,5% do consumo nacional deste insumo (IEA, 2009).

Apesar do emprego cada vez maior de fertilizantes no estado ao longo dos anos (a figura 6.2 mostra essa evolução na última década, com exceção do último ano, em razão da crise financeira mundial), especialistas acreditam que não está havendo seu uso excessivo em SP. Conforme Martinelli (2007a), o uso de fertilizantes nitrogenados ainda é considerado baixo, ressaltando que o principal problema em relação ao N recai sobre a falta de tratamento de esgoto. Em comunicação pessoal, Martinelli (2008) explica que o preço elevado do fertilizante é o fator limitante para seu maior uso, e não algum tipo de “consciência ambiental”.

Em termos de Brasil, Lopes et al. (2007), estimam um déficit anual de cerca de 0,9 milhões de toneladas de N e 0,4 milhões de toneladas de P e K, o que demonstraria que a agricultura brasileira está “minando” seus recursos de solo, num forte contraste aos sérios problemas de excesso observados na Europa (principalmente Holanda) e China (Crouzet, 1999; Martinelli, 2007b).

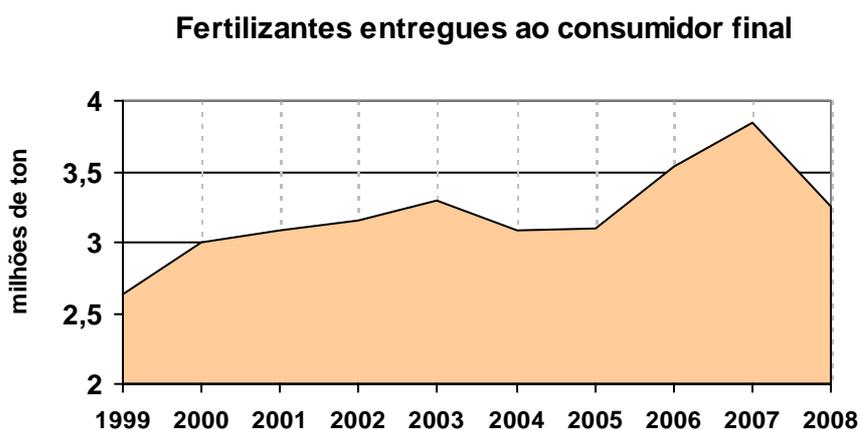


Figura 6.2. Perfil do consumo de fertilizantes no estado de São Paulo na última década (IEA, 2009; ANDA, 2008).

### **6.5.1 Fertilizantes nitrogenados: emissões de $NH_3$ e N-total**

Conforme estatística da ANDA (2008), foram aplicadas no estado de São Paulo 606.991 toneladas de nitrogênio em fertilizantes, na safra 2007 / 08. Baseado na diminuição do total de fertilizantes da safra 2007 / 08 para a de 2008 / 09 (queda de 15,3%), estima-se que o consumo de N em 2008 tenha sido de 514.000 t.

Do total de nitrogênio aplicado como fertilizante, apenas uma parte é utilizada pela planta, tendo o restante vários outros destinos abaixo listados. A importância relativa desses processos pode variar amplamente, dependendo de uma série de fatores, e a determinação exata dessas proporções – se não impossível – foge ao escopo deste trabalho. Como tal, para o inventário deste estudo, buscou selecionar valores mais recorrentes utilizados na literatura, listados na tabela 6.8 (Martinelli, 2008; Bouwman, 1997; FAO / IFA, 2001; Howarth et al, 1996; IFA / UNEP, 1998; Alcarde et al., 1998; Cantarela e Marcelino, 2008), observando características do perfil produtivo e ambiental paulista quanto ao sistema agrícola, tipo e quantidade de fertilizante, temperatura, geomorfologia, manejo e condições ambientais.

Tabela 6.8. Valores para estimativa de aporte de N-fertilizante ao ambiente, adotados a partir de referências bibliográficas<sup>21</sup>

Destinos do N	Proporção adotada
Utilização pelo cultivo	40%
Perdas para o ar	
- Volatilização como amônia (N-NH <sub>3</sub> )	15% *
- Desnitrificação (formação de N <sub>2</sub> O)	2%
Possíveis perdas para águas	
- Lixiviação (ou percolação)	10%
- Escoamento superficial	10%
Armazenamento no solo	23% **

\* Baseada na participação de 50% da uréia na matriz de nitrogenados e volatilização média de 30% do N. Perdas por volatilização com a aplicação de nitrato de amônio e sulfato de amônio são negligenciáveis (IFA / UNEP, 1998; Cantarela e Marcelino, 2008)

\*\* Calculada por diferença (100% - demais destinos)

A partir dos valores da tabela 6.8 e do total de nitrogênio aplicado como fertilizante no estado, foram calculadas as estimativas apresentadas na tabela 6.9, refletindo as perdas aos corpos hídricos (N-total), via lixiviação e escoamento superficial, e ao ar (NH<sub>3</sub>), por meio da volatilização da amônia. O valor de 77.100 t apresentado refere-se à massa do N sob a forma de NH<sub>3</sub> (normalmente referido como “N-NH<sub>3</sub>”), que foi convertido para massa de NH<sub>3</sub> usando a proporção do peso atômico do N (14,01 g/mol) na massa molecular do NH<sub>3</sub> (17,03 g / mol).

Os valores apresentados na tabela 6.9 poderão ser futuramente corrigidos, a partir do surgimento de uma modelagem mais precisa quanto ao destino do N na agricultura paulista.

---

<sup>21</sup> Martinelli (2008); Bouwman (1997); FAO / IFA (2001); Howarth et al (1996); IFA / UNEP (1998); Alcarde et al. (1998); Cantarela e Marcelino (2008)

Tabela 6.9. Estimativa da emissão anual de N-total e NH<sub>3</sub> por fertilizantes nitrogenados

<b>Consumo de N-fertilizante 2008 / 09.....</b> $\cong$ 514.000 t (A)		
<b>Emissões</b>	<b>N-total (águas)</b>	<b>N-NH<sub>3</sub> (ar)</b>
Volatilização como amônia (B)	-	= 514.000 x 15% = 77.100 t
Lixiviação (C)	= 514.000 x 10% = 51.400 t	-
Escoamento superficial (D)	= 514.000 x 10% = 51.400 t	-
<b>Estimativa de potencial contribuição em 2008</b> = (A) - (B) - (C) - (D)	<b>102.800 t</b>	77.100 t (N-NH <sub>3</sub> ) <b>93.720* t (NH<sub>3</sub>)</b>

\* = 77.100 t x (17,03 g/mol) / (14,01 g/mol)

A fração de nitrogênio armazenada no solo também pode se tornar um contribuinte à eutrofização dos corpos hídricos por efeito da erosão. Apesar de ser um fenômeno presente no estado de São Paulo, principalmente no oeste do estado (Canil e Almeida Filho, 2006), a falta de estatísticas detalhadas dificulta a consideração dessa parcela nas estimativas aqui feitas.

### **6.5.2 Fertilizantes fosfatados: emissão de P-total**

De acordo com os dados da ANDA (2008), foram aplicadas no estado de São Paulo 434.761 toneladas de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> em fertilizantes, na safra 2007 / 08; com a retração do uso de fertilizantes no último ano, estima-se o consumo de 368.242 toneladas de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, ou 160.922 toneladas de P, em 2008.

Como ocorre com o nitrogênio, apenas uma parte do fósforo é efetivamente utilizada pelo cultivo para seu desenvolvimento. Os solos brasileiros são, em sua grande maioria, originalmente deficientes em P e a recuperação do elemento pelas plantas normalmente é pequena (Abdala e Prochnow, 2008). Como regra, mesmo

havendo grande quantidade de P no solo, boa parte dele é indisponível para as plantas por formarem compostos de baixa solubilidade.

A proporção exata dos destinos do fósforo aplicado como fertilizante e não aproveitado pelas plantas também é incerta, variando com uma série de fatores, dentre os quais os mais importantes são a dose e o método de aplicação do P, volume e ocorrência das chuvas pós-aplicação, cobertura vegetal e conteúdo de P na superfície do solo (Shigaki, 2006). Assim, da mesma forma que foi feita para o nitrogênio, foi realizada uma pesquisa dos valores mais recorrentes utilizados na literatura, listados na tabela 6.10 para o caso do fósforo (IFA / UNEP, 1998; Alcarde et al., 1998; Carpenter et al. 1998; Shigaki, 2006).

Tabela 6.10. Valores para estimativa de aporte de P-fertilizante ao ambiente, adotados a partir de referências bibliográficas<sup>22</sup>

<b>Destinos do P</b>	<b>Proporção adotada</b>
Utilização pelo cultivo	20%
Possíveis perdas para águas	
Lixiviação (ou percolação)	Insignificante (< 1%)
Escoamento superficial	5%
Armazenamento no solo	75% *

\* Calculada por diferença (100% - demais destinos). Não há perdas para o ar no caso do P.

É apresentada na tabela 6.11 a estimativa de potencial contribuição à eutrofização de corpos hídricos por fertilizantes fosfatados. Para tal estimativa, foi contabilizada a possível perda por escoamento superficial (“*runoff*”). Este número, como dito para o caso do nitrogênio, deverá ser corrigido quando existir uma modelagem mais precisa de fluxos de nutrientes dos sistemas solo para água em

<sup>22</sup> IFA / UNEP (1998); Alcarde et al. (1998); Carpenter et al. (1998); Shigaki (2006)

São Paulo. Esta transferência não foi ainda estudada suficientemente (UNEP, 2009), embora comecem a surgir na Europa pesquisas com este intuito tais como as de Crouzet (2000), de Wit (1999) e de Wit et al (2002).

Tabela 6.11. Estimativa da emissão anual de P-total por fertilizantes fosfatados

<b>Consumo de P-fertilizante 2008 / 09</b> ..... $\cong$ 161.000 t	
<b>Emissões</b>	<b>P-total</b>
Escoamento superficial	= 161.000 x 5%
<b>Estimativa de potencial contribuição à eutrofização em 2008</b>	<b>8.050 t</b>

O controle da erosão é ainda mais importante quando observado o grande percentual de fósforo que fica armazenado no solo. Além disso, a concentração de P suficiente para acelerar o processo de eutrofização em um lago é cerca de 10 vezes menor que aquela tipicamente encontrada na solução do solo para o crescimento das plantas (Shigaki, 2006). Camargos (2006) sugere que 1/5 do P aplicado como adubo é perdido por erosão porém, como já anteriormente explicado, esta perda não será aqui computada por falta de dados mais precisos e estudos detalhados.

### 6.6 Dejetos animais: NH<sub>3</sub>, N-total, P-total

A pecuária trata-se também de uma atividade econômica relevante em São Paulo: o estado é responsável por, aproximadamente, 16% das aves de corte, 9% do rebanho de bovinos e 7% dos suínos do país (IBGE, 2007). A carga de nutrientes a partir desta fonte deve ser considerada neste estudo em razão da população de animais aqui estabelecida, seu potencial poluente (o teor de nutrientes nos dejetos equivale ao de vários humanos, variando conforme o animal) e o fato dessas excreções, via de regra, serem aplicadas ao solo após pouco ou nenhum tratamento.

As estimativas do aporte de nutrientes de dejetos animais ao ambiente apresentam diversas dificuldades, dentre as quais: a) a determinação da quantidade excretada diariamente pelos animais; b) o valor médio de N e P nas excretas, já que dependem diretamente da dieta ministrada ao rebanho, e esta é muito variável; c) a falta de informações confiáveis sobre eventuais tratamentos e destinação dos dejetos; d) a definição da perda de nitrogênio por volatilização.

Em razão de tais dificuldades e da inviabilidade em se obter dados primários, mais uma vez foram utilizados neste estudo valores recorrentes na literatura, considerando características regionais – neste caso, temperatura, sistema de criação, alimentação animal e manejo dos dejetos.

Para a estimativa das cargas de nitrogênio e fósforo geradas pela excreção animal no estado, foram utilizadas estatísticas de população apresentadas em São Paulo (2008) e São Paulo (2009). Os números de geração de N e P anual per capita selecionados foram aqueles mais citados dentre FAO / LEAD (2006), ASAE (2003), Bouwman (1997), Van der Hoek (1998), Matos (2005), IPCC (1997) e Crouzet (2000). Ambas as informações (população animal e geração per capita) encontram-se na tabela 6.12, que traz ainda o cálculo do total gerado (estimativa bruta).

Tabela 6.12. Estimativa bruta de geração de N e P por dejetos animais em SP

Rebanho	População (2008) (A)	kg N / capita / ano (B)	Total de N gerado (t) = (A)x(B)/1000	kg P / capita / ano (C)	Total de P gerado (t) = (A) x (C)/1000
<b>Bovino corte misto</b>	10.252.106	45	461.345	12	123.025
<b>Bovino leiteiro</b>	924.435	80	73.955	16	14.791
<b>Aves (postura)</b>	42.223.119	0,9	38.000	0,2	8.445
<b>Aves (corte)</b>	129.043.915	0,6	77.426	0,1	12.905
<b>Suíno</b>	1.263.010	11	13.893	4	5.052

(A): São Paulo (2008) e São Paulo (2009)

(B) e (C): FAO / LEAD (2006), ASAE (2003), Bouwman (1997), Van der Hoek (1998), Matos (2005), IPCC (1997) e Crouzet (2000)

A perda de N por volatilização sob forma de amônia decorre do armazenamento temporário dos dejetos e sua utilização como fertilizantes naturais, sendo espalhados no solo. Os dados utilizados para esta perda foram os encontrados em Bouwman (1997), valores compartilhados por FAO / LEAD (2006).

Uma vez que estes resíduos são utilizados como adubo, as perdas de N por lixiviação + escoamento superficial foram computadas seguindo a proporção sugerida aos fertilizantes nitrogenados (tabela 6.8): juntas, estas perdas representavam 20% do total de N gerado, ou 20/85 após subtraída a parcela de 15% perdida sob a forma de  $\text{NH}_3$ . Na tabela 6.13, encontram-se listadas as proporções adotadas neste trabalho para o destino do nitrogênio proveniente dos dejetos (urina mais esterco) dos maiores rebanhos do estado.

Tabela 6.13. Valores adotados para destinação do N no meio ambiente a partir do total emitido pelos animais

<b>Destinos do N- dejetos</b>	<b>Proporções adotadas</b>
<b>Perda para o ar (N-NH<sub>3</sub>)</b> (Bouwman, 1997)	
<b>Volatilização como amônia (A)</b>	20 % (bovino corte / misto) <sup>23</sup> 30 % (bovino leiteiro) 40 % (suínos e aves)
<b>Possíveis perdas para águas (N-total)</b>	
<b>Lixiviação + escoamento superficial</b> = $20 / 85 \times [1 - (A)]$	18,8 % (bovino corte / misto) 16,4 % (bovino leiteiro) 14,1 % (suínos e aves)

<sup>23</sup> O gado de corte e misto vive no regime de criação extensiva e seu dejetos, depositados no local de pastoreio, não são armazenado em esterqueiras, razão pela qual Bouwman (1997) define uma menor perda por volatilização para este rebanho. Pohlmann (2000) reporta que apenas cerca de 3% do rebanho bovino brasileiro encontra-se sob regime de criação intensiva, apesar do aumento nos últimos anos.

No caso do fósforo, para o qual não existem perdas atmosféricas a serem consideradas nem no armazenamento, nem na aplicação dos dejetos, e já que estes são usados como adubo, foram adotados os mesmo valores definidos para os fertilizantes, ou seja: 20% do aporte de P é utilizado pelas culturas; 75% permanece no solo e aproximadamente 5% é perdido por escoamento superficial (Shigaki,2006).

As tabelas 6.14 e 6.15 apresentam os cálculos realizados para a estimativa das emissões de N-total, NH<sub>3</sub> e P-total a partir dos dejetos animais

Esta primeira tentativa de quantificar o potencial de contribuição dos dejetos da pecuária à eutrofização no estado aponta uma perda de N-total e P-total ao meio da mesma ordem de grandeza daquela dos fertilizantes minerais. No caso da emissão de amônia, é notória a importância do setor, igualmente relevante em muitos países da Europa, onde cerca de 75% das emissões desse gás provém da produção animal (Webb et al, 2005).

Tabela 6.14. Estimativa de potencial contribuição à acidificação / eutrofização por dejetos animais (emissões de N)

<b>Rebanho</b>	<b>Estimativa bruta (2008)</b> (Tabela 6.12)	<b>N-total (água)</b> (lixiv. + escom. sup., Tabela 6.13)	<b>N-NH<sub>3</sub> (ar)</b> (Tabela 6.13)
<b>Bovino corte / misto</b>	461.345 t	= 461.345 x 18,8%	= 461.345 x 20%
<b>Bovino leiteiro</b>	73.955 t	= 73.955 x 16,4%	= 73.955 x 30%
<b>Aves (postura)</b>	38.000 t	= 38.000 x 14,1%	= 38.000 x 40%
<b>Aves (corte)</b>	77.426 t	= 77.426 x 14,1%	= 77.426 x 40%
<b>Suíno</b>	13.893 t	= 13.893 x 14,1%	= 13.893 x 40%
<b>Estimativa de potencial contribuição em 2008</b>		<b>117.095 t</b>	166.183 t (N-NH <sub>3</sub> ) <b>202.005 t (NH<sub>3</sub>) *</b>

\* = 166.183 t x (17,03 g/mol) / (14,01 g/mol)

Tabela 6.15. Estimativa de potencial contribuição à eutrofização por dejetos animais (emissões de P)

<b>Rebanho</b>	<b>Estimativa bruta (2008)</b> (Tabela 6.12)	<b>P – total</b> (escoamento superficial)
Bovino corte / misto	123.025 t	= 123.025 x 5%
Bovino leiteiro	14.791 t	= 14.791 x 5%
Aves (postura)	8.445 t	= 8.445 x 5%
Aves (corte)	12.905 t	= 12.905 x 5%
Suíno	5.052 t	= 5.052 x 5%
<b>Estimativa de potencial contribuição em 2008</b>		<b>8.211 t</b>

Em São Paulo, a contribuição dos dejetos animais à eutrofização pela emissão ao ar de  $\text{NH}_3$  é vista como mais importante do que possíveis perdas para o sistema aquático, uma vez empregados os dejetos como adubo. Nas esterqueiras, onde o ambiente é essencialmente anaeróbico, ocorre o acúmulo de N na forma de amônio, já que a oxidação dessa forma de N até nitrato depende da presença de  $\text{O}_2$  (Schmidt, 1982 apud Aita et al., 2007). De 40 a 70% do N total dos dejetos de suínos encontra-se na forma amoniacal ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ), quando tais dejetos são aplicados no campo (Aita et al., 2007).

Conforme o Prof. Jorge de Lucas Junior (UNESP – Jaboticabal) (2008), especialista em dejetos animais no estado, eventuais problemas graves relacionados à poluição dos rios se dão apenas por manejo inadequado destes resíduos, mais possível de acontecer com pequenos produtores, gerando problemas locais pelo despejo direto das esterqueiras nos rios. Quando aplicados ao solo, o volume de dejetos em São Paulo não tem trazido complicações críticas como as observadas no sul do país (em especial Santa Catarina), tanto pela menor população animal quanto pelo relevo (mais plano e sem o solo raso de Santa Catarina) e a existência de culturas para absorver uma parte dos nutrientes.

## 6.7 Setor sucro-alcooleiro (queimadas e vinhaça)

A última das Forças Conductoras analisadas neste estudo é o setor sucro-alcooleiro, aqui considerada em virtude de sua relevância regional: o Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo, e o estado de São Paulo contribui fortemente para este desempenho. Conforme dados da UNICA (2009), aproximadamente 60% da cana processada e do etanol produzido no Brasil são de responsabilidade paulista, onde mais de 4 milhões de hectares são dedicados a este cultivo. Assim, foram analisados particularmente dois aspectos ambientais relacionados a este setor: as emissões de  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$  na queima da palha e o uso da vinhaça (vinhoto), subproduto do processamento do álcool, como fertilizante.

### 6.7.1 Queimadas: emissões de $\text{NO}_x$ e $\text{NH}_3$

O expediente da queima da cana-de-açúcar para facilitar e agilizar a colheita é, ainda, muito empregado: em SP, em pouco mais da metade da área colhida na safra 2008 / 2009 foi realizada esta prática, contabilizando 2 milhões de hectares (UNICA, 2009). Oppenheimer et al. (2004) estimaram uma geração de 5 kg de nitrogênio sob a forma de  $\text{NO}_2$  (N- $\text{NO}_2$ ) e 20 kg N-NO por hectare de cana queimado, equivalendo, assim a 16,4 kg de  $\text{NO}_2$ <sup>24</sup> e 42,8 kg NO<sup>25</sup> por hectare queimado. Machado et al. (2008) estimaram a geração de N sob a forma de  $\text{NH}_3$  (N- $\text{NH}_3$ ) pela queima da cana em cerca de 1/10 da emissão de N- $\text{NO}_2$ , ou seja, 0,5 kg N- $\text{NH}_3$  / ha, o que equivale a 0,61 kg de  $\text{NH}_3$  / ha<sup>26</sup>. Desta maneira, foram obtidas as estimativas de geração anual em São Paulo mostradas na tabela 6.16.

---

<sup>24</sup> = 5 kg x (46 g/mol) / (14,01 g/mol)

<sup>25</sup> = 20 kg x (30 g/mol) / (14,01 g/mol)

<sup>26</sup> = 0,5 kg x (17,03 g/mol) / (14,01 g/mol)

Tabela 6.16. Estimativa da emissão anual de NO, NO<sub>2</sub> e NH<sub>3</sub> pela queima da cana de açúcar no estado de SP

<b>Área efetiva de queima em SP, safra 2008 / 09</b> .....2.000.000 ha (A) (UNICA, 2009)			
<b>Emissões</b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>NO</b>	<b>NH<sub>3</sub></b>
Estimativa de emissão por área queimada de cana (B) Oppenheimer et al. (2004); Machado et al. (2008)	16,4 kg / ha	42,8 kg / ha	0,6 kg / ha
<b>Total emitido estado de SP (safra 2008 /2009)</b> =(A) x (B) / 1.000	<b>32.800 t</b>	<b>85.600 t</b>	<b>1.200 t</b>

Saliente-se que a emissão destes compostos nitrogenados deriva do teor de N da cana, já que a temperatura durante a queima da biomassa atinge pico de 1.800K, mais baixa do que a temperatura necessária para qualquer formação térmica significativa de óxidos de nitrogênio (Oppenheimer et al, 2004). A formação de SO<sub>x</sub> a partir da queima da cana é praticamente desprezível, dado seu baixo teor de S.

Estes números tendem a diminuir nos próximos anos: o governo de SP, por meio da Lei estadual nº 11.241/02, definiu prazos para extinção escalonada (metas anuais de diminuição) das queimadas de cana, para áreas mecanizáveis e não-mecanizáveis. Ainda, a indústria paulista e o governo assinaram, em 2007, o “Protocolo Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro”, que estabeleceu, entre outras diretrizes, a antecipação dos prazos legais para o fim da colheita da cana-de-açúcar com o uso prévio do fogo (até 2017, as queimadas devem acabar). Apesar da adesão ser voluntária, o número de indústrias em fevereiro de 2008 representava mais de 90% do total de cana produzida no território paulista (UNICA, 2009).

Estes prazos estão demonstrados na figura 6.3, onde o eixo vertical indica o percentual da área plantada com cana sob proibição de queima.

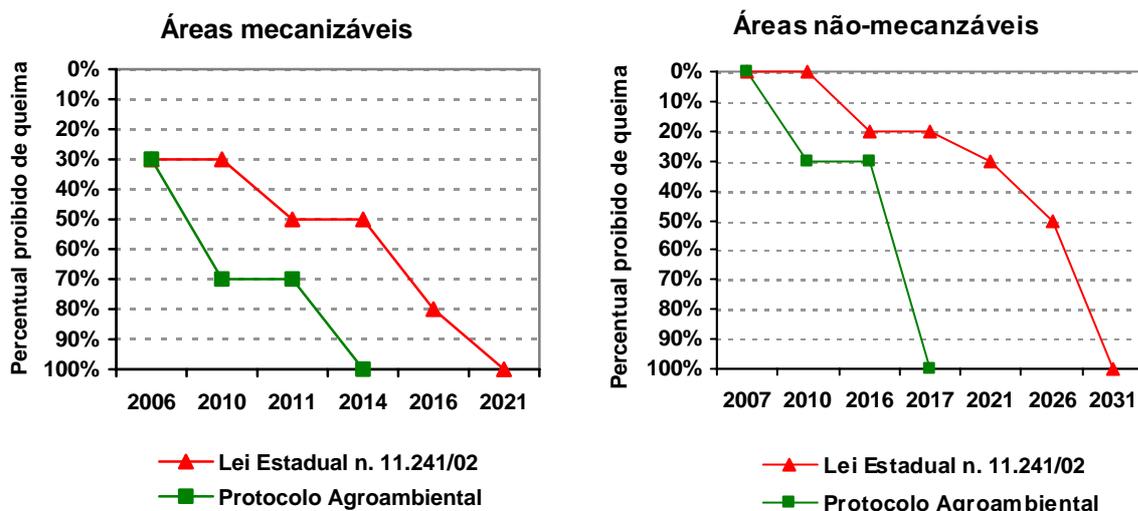


Figura 6.3. Percentual da área cultivada com cana com proibição de queima, segundo a legislação e o acordo de adesão voluntária (UNICA, 2009).

### 6.7.2 Vinhaça: emissões de N-total e P-total

A vinhaça (vinhoto) é um resíduo da destilação fracionada do caldo de cana-de-açúcar fermentado para a obtenção do etanol. Por sua elevada DBO, pode se tornar um poluente dos corpos hídricos, além de contar com grande concentração de nutrientes, em especial o potássio. É reutilizada, por meio de fertirrigação, no próprio cultivo da cana, embora o estudo das dosagens ideais para a área aplicada seja raramente feito. Segundo Ometto (2005), são gerados de 10 a 18 litros de vinhaça por litro de álcool produzido, sendo 13 litros um valor médio amplamente reportado em bibliografia. Sua composição química é muito variada; aqui, serão utilizados os teores médios de  $0,28\text{g N} / \text{m}^3$  e  $0,20\text{g P}_2\text{O}_5$  (ou  $0,087\text{ kg de P} / \text{m}^3$  de vinhaça de caldo sugeridos por Luz (2005).

Para os cálculos relativos à estimativa de aplicação da vinhaça em SP, apresentados na tabela 6.17, foi utilizada, ainda, a produção de 6 bilhões de litros de etanol na safra 2008 / 2009 no estado de São Paulo apontada pela UNICA (2009).

Como já considerado anteriormente, apenas as parcelas referentes às possíveis perdas de nutrientes ao ambiente necessitam ser computadas, e não toda a estimativa bruta de geração. Para o uso da vinhaça, não ocorrem perdas por volatilização, portanto são consideradas apenas as perdas de N e P por lixiviação + escoamento superficial. Foram seguidas as proporção sugeridas aos fertilizantes nitrogenados (20% do total de N fornecido, o que representa 20/85 após subtraída a parcela perdida sob a forma de  $\text{NH}_3$  - 15%, naquele caso) e fosfatados (5% de perda por escoamento superficial).

Tabela 6.17. Estimativa da emissão anual de N-total e P-total pela aplicação da vinhaça no estado de SP

<b>Produção de etanol em SP, safra 2008 / 09</b> .....6 x 10 <sup>9</sup> litros (A) (UNICA, 2009)		
<b>Geração de vinhaça 2008 / 09</b> .....7,8 x 10 <sup>10</sup> litros (B) = 13 x (A)		
<b>Emissões</b>	<b>N-total</b>	<b>P-total</b>
Teor do nutriente na vinhaça (C) (Luz , 2005)	0,28 kg N/ m <sup>3</sup>	0,087 kg P/ m <sup>3</sup> (0,20 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )
Estimativa bruta (D) = (B) x (C) / 10 <sup>6</sup>	21.840 t	6.786 t
Perdas por lixiviação + escoamento superficial (E)	20/85 (≅ 23,5%)	5%
<b>Estimativa de potencial contribuição à eutrofização em 2008</b> = (D) x (E)	<b>5.139 t</b>	<b>339 t</b>

O uso da vinhaça é também regulamentado pelo estado. A norma P4.231 da CETESB (“Vinhaça – critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola”, dez/2006) traz diversas considerações sobre: a) a área aplicada (deve ser fora de Áreas de Proteção Ambiental e de domínio de ferrovias e estradas, estar a 1 km de

núcleos populacionais, e ter profundidade mínima do nível d'água do aquífero livre de 1,50m); b) monitoramento (através de poços ou drenos testemunha); e c) dosagem máxima por hectare. A dosagem para a aplicação de vinhaça para enriquecimento do solo agrícola deverá ser calculada considerando a profundidade e a fertilidade do solo, a concentração de potássio na vinhaça (determinada semanalmente e expressa em  $\text{kg K}_2\text{O} / \text{m}^3$  vinhaça) e a extração média desse elemento pela cultura.

Problemas ambientais no uso da vinhaça decorrem quando do lançamento deste efluente somente nos entornos das usinas, gerando uma grande concentração de nutrientes numa área relativamente pequena. Uma vez extrapoladas as necessidades nutricionais das culturas, os excessos daí gerados estariam sujeitos às perdas anteriormente descritas.

## **6.8 Cálculo e análise dos fatores de normalização**

### **6.8.1 Acidificação**

A tabela 6.18 reúne sinteticamente os valores anteriormente estimados, apresentados, desta vez, por substância emitida ao invés da apresentação por setor contribuinte. É este total por substância que deve ser utilizado para o cálculo da referência de normalização de cada categoria de impacto, conforme a equação 6.

A geração de 85.600 toneladas de NO a partir das queimadas foi convertida para 130.968 t de NO<sub>2</sub>, já que 1g de NO equivale a 1,53 g de NO<sub>2</sub>, tanto para a acidificação como para a eutrofização, conforme fatores de caracterização definidos no EDIP 97 e no CML 2001.

Tabela 6.18. Estimativas de aporte anual ao ambiente de substâncias contribuintes à acidificação no estado de São Paulo.

Substâncias e origem	Aporte, em t / ano
<b>SO<sub>x</sub></b>	<b>84.270</b>
Fontes móveis (tab. 6.3)	22.096
Indústrias (tab. 6.4)	62.174
<b>NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub>)</b>	<b>986.437</b>
Fontes móveis (tab. 6.3)	765.879
Indústrias (tab. 6.4)	44.470
Termelétricas (tab. 6.5)	12.320
Queimadas (tab. 6.16)	163.768 *
<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>296.933</b>
Indústrias (tab. 6.4)	8
Uso de fertilizantes (tab. 6.9)	93.720
Dejetos animais (tab. 6.14)	202.005
Queimadas (tab. 6.16)	1.200

\* NO<sub>2</sub> de queimadas = 32,8 kt de NO<sub>2</sub> + 130,9 kt NO<sub>2</sub> convertidas a partir do NO

Com essas estimativas, e a partir dos fatores de equivalência discriminados na tabela 5.1, a referência de normalização para a acidificação foi assim obtida:

$$N_{cat.} = \frac{\sum_i^n m_i * EF_{i,cat.}}{P} \quad (6)$$

$$\begin{aligned}
 Normref_{acid.} &= \frac{(m_{SO_x} \times EF_{SO_x} + m_{NO_x} \times EF_{NO_x} + m_{NH_3} \times EF_{NH_3})}{N} \\
 &= \frac{(84.270 \times 1 + 986.437 \times 0,70 + 296.933 \times 1,88)}{41.000.000}
 \end{aligned}$$

Norm.ref<sub>acid.</sub> = 0,0325 t SO<sub>2</sub> –eq / hab. / ano

**Norm.ref<sub>acid.</sub> = 32,5 kg SO<sub>2</sub> –eq / hab. / ano**

Para efeitos de comparação, é possível calcular referências de normalização atualizadas para países europeus (algumas das quais apresentadas na tabela 8.2), a partir de dados anuais de emissões reportados à Diretiva de Tetos Nacionais de Emissões (NECD), disponíveis no site da EEA (EEA, 2009b). Como se vê, o valor encontrado para o estado de São Paulo é bem abaixo tanto dos países com população semelhante quanto da maioria dos demais. A exceção é feita para a Alemanha e o Reino Unido, cuja pequena diferença em relação à geração per capita anual paulista é fruto de uma menor emissão proporcional de NO<sub>x</sub> nesses países, principalmente a partir do setor de transporte rodoviário.

Tabela 6.19 – Emissão anual de gases acidificantes estimada pela EEA em alguns países selecionados. Aqui, foram calculadas as respectivas referências de normalização, para comparação com o estado de São Paulo.

País	População* (milhões)	SO <sub>x</sub> (kt /ano)	NO <sub>x</sub> (kt /ano)	NH <sub>3</sub> (kt /ano)	Referência de normalização kg SO <sub>2</sub> -eq./hab/ano
Dinamarca	5,4	23,3	166,7	69,7	50
Alemanha	82,5	493,3	1.283,9	624,0	31
Reino Unido	60,4	590,7	1.485,9	289,1	36
Espanha	45,3	1.116,0	1.377,9	422,2	63
Polonia	38,1	1.128,5	861,5	290,9	60
Portugal	10,4	185,1	253,3	58,2	45
Grécia	11,2	543,1	373,7	65,2	83
“São Paulo”	<b>41,0</b>	<b>84,2</b>	<b>986,4</b>	<b>296,9</b>	<b>32</b>

\* Fonte: União Européia (2009)

\*\*Dados de emissão - Fonte: European Environment Agency (2009b)

Algumas razões explicam esta produção per capita mais reduzida do que a média na Europa. Em primeiro lugar, a geração de  $\text{SO}_x$  no estado é relativamente baixa. Aproximadamente 58% das emissões de  $\text{SO}_x$  na Europa são provenientes da produção de eletricidade e calor para fins públicos (EEA, 2008), o que contrasta fortemente com o estado de São Paulo: aqui, o clima requer muito pouca energia para aquecimento residencial, e a eletricidade é, como visto, baseada na geração hidrelétrica. A queima de combustíveis fósseis, em especial o carvão, é assim muito maior nos países europeus.

O uso do etanol em larga escala nos automóveis paulistas é outro fator que contribui para a menor emissão de óxidos de nitrogênio e enxofre – na Europa, metade dos carros vendidos é equipada com motores diesel, incluindo veículos de todos os segmentos, dos compactos aos esportivos (ACEA, 2006). Comparando com os países europeus, o emprego do etanol no Brasil atenua um pouco os efeitos danosos do óleo diesel aqui empregado em veículos pesados, com um teor de enxofre muito acima daqueles países.

Por fim, a geração per capita é influenciada também pela grande população do estado: com 41 milhões de habitantes, São Paulo tem um número de habitantes comparável a países como a Espanha, o que eleva o denominador do cálculo do fator de normalização, comparativamente com países de grande grau de industrialização e reduzida população (caso da Dinamarca).

Em São Paulo, o potencial de acidificação (o numerador do cálculo do fator de normalização) é influenciado pelas substâncias nas seguintes proporções:

- $\text{SO}_x$  : 6 % ( $84.270 \times 1 = 84.270 \text{ t SO}_2\text{-eq}$ )
- $\text{NO}_x$  : 52 % ( $986.437 \times 0,70 = 690.506 \text{ t SO}_2\text{-eq}$ )
- $\text{NH}_3$  : 42 % ( $296.933 \times 1,88 = 558.234 \text{ t SO}_2\text{-eq}$ )

Observa-se, assim, a importância das emissões de  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$  como contribuintes à acidificação do meio. O controle de suas fontes principais – no caso do  $\text{NO}_x$ , a queima de combustíveis no uso de veículos (77% do total emitido) e, para o  $\text{NH}_3$ , os dejetos animais (68%) – merecem, desta maneira, especial atenção.

Avanços tecnológicos prometem amenizar o difícil problema da redução de  $\text{NO}_x$  por veículos. A Daimler-Chrysler desenvolve um sistema de tratamento de gases chamado Bluetec, que usa catalisadores especiais e um filtro de partículas em conjunto. Um dispositivo de injeção de uréia a faz reagir com os óxidos de nitrogênio, ainda dentro do cano de escapamento, provocando o aparecimento de nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ); de acordo com a DaimlerChrysler, a redução de  $\text{NO}_x$  nesse processo é superior a 80% (Campo Grande, 2006).

O manejo e uso dos dejetos animais como adubo devem seguir a mesma lógica do uso racional de fertilizantes: utilização calculada com base no exame do solo e necessidade do cultivo e incorporação ao solo no momento da aplicação, para minimizar as perdas por volatilização.

### **6.8.2 Eutrofização**

Como apresentado para a acidificação, a tabela 6.20 reúne sinteticamente os valores anteriormente estimados, apresentados por substância emitida.

Saliente-se que o método EDIP 97 não faz distinção entre impactos eutrofizantes a partir de emissões para o ar, água ou solo, bem como não distingue a eutrofização entre ecossistemas terrestres e aquáticos, supondo que todos os tipos de emissões contribuem completamente para a eutrofização em geral. Também não se busca analisar se os recipientes são limitados por N ou P: ambos os elementos são vistos como contribuintes, buscando o máximo potencial de enriquecimento de nutrientes.

Tabela 6.20. Estimativas de aporte anual ao ambiente de substâncias contribuintes à eutrofização no estado de São Paulo.

<b>Substâncias e origem</b>	<b>Aporte, em t / ano</b>
<b>NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub>)</b>	<b>986.437</b>
Fontes móveis (tab. 6.3)	765.879
Indústrias (tab. 6.4)	44.470
Termelétricas (tab. 6.5)	12.320
Queimadas (tab. 6.16)	163.768 *
<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>296.933</b>
Indústrias (tab. 6.4)	8
Uso de fertilizantes (tab. 6.9)	93.720
Dejetos animais (tab. 6.14)	202.005
Queimadas (tab. 6.16)	1.200
<b>N-total</b>	<b>392.929</b>
Esgoto doméstico (tab. 6.6)	167.895
Uso de fertilizantes (tab. 6.9)	102.800
Dejetos animais (tab. 6.14)	117.095
Uso da vinhaça (tab. 6.17)	5.139
<b>P-total</b>	<b>44.259</b>
Esgoto doméstico (excreções) (tab. 6.6)	22.710
Esgoto doméstico (detergente em pó) (tab. 6.7)	4.949
Uso de fertilizantes (tab. 6.11)	8.050
Dejetos animais (tab. 6.15)	8.211
Uso da vinhaça (tab. 6.17)	339

\* NO<sub>2</sub> de queimadas = 32,8 kt de NO<sub>2</sub> + 130,9 kt NO<sub>2</sub> convertidas a partir do NO

Com essas estimativas, e a partir dos fatores de equivalência discriminados na tabela 5.1, a referência de normalização para a eutrofização foi assim obtida:

$$N_{cat.} = \frac{\sum_i^n m_i * EF_{i,cat.}}{P} \quad (6)$$

$$Normref_{eutrof.} = \frac{(m_{NOx} \times EF_{NOx} + m_{NH3} \times EF_{NH3} + m_{N-tot} \times EF_{N-tot} + m_{P-tot} \times EF_{P-tot})}{N}$$

$$= \frac{(986.437 \times 1,35 + 296.933 \times 3,64 + 392.929 \times 4,43 + 44.259 \times 32,03)}{41.000.000}$$

Norm.ref<sub>eutrof.</sub> = 0,1358 t NO<sub>3</sub><sup>-</sup> -eq / hab. / ano

**Norm.ref<sub>eutrof.</sub> = 136 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> -eq / hab. / ano**

Ou, tratando do nitrogênio e do fósforo separadamente:

- $Normref_{eutrof.} = \frac{(m_{NOx} \times EF_{NOx} + m_{NH3} \times EF_{NH3} + m_{N-tot} \times EF_{N-tot})}{N}$
- $= \frac{(986.437 \times 0,30 + 296.933 \times 0,82 + 392.929 \times 1)}{41.000.000}$

Norm.ref<sub>eutrof.</sub> = 0,0227 t N -eq / hab. / ano

**Norm.ref<sub>eutrof.</sub> = 22,7 kg N -eq / hab. / ano**

- $Normref_{eutrof.} = \frac{(m_{P-tot} \times EF_{P-tot})}{N}$
- $= \frac{44.259 \times 1}{41.000.000}$

Norm.ref<sub>eutrof.</sub> = 0,00107 t P -eq / hab. / ano

**Norm.ref<sub>eutrof.</sub> = 1,1 kg P -eq / hab. / ano**

Em São Paulo, o potencial de eutrofização (o numerador do cálculo do fator de normalização) é influenciado fortemente pelas cargas de N-total e P-total, responsáveis por mais de 60% do seu total quando medido em  $\text{NO}_3$  -eq (respectivamente,  $392.929 \times 4,43$  e  $44.259 \times 32,03$  t  $\text{NO}_3$  -eq.). Caso seja observada a referência de normalização baseada nos compostos nitrogenados, a importância da carga de N-total continua a ser maior do que os aportes de  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$ :

- $\text{NO}_x$ : 32 % do potencial de eutrofização ( $986,4 \times 0,30 = 295,9$  kt N -eq)
- $\text{NH}_3$ : 26 % do potencial de eutrofização ( $296,9 \times 0,82 = 243,4$  kt N -eq)
- N-total: 42 % do potencial de eutrofização ( $392,9 \times 1 = 392,9$  kt N -eq)

Os aportes de N-total e P-total ao meio merecem sem dúvidas uma observação mais detalhada, mesmo porque, diferente dos gases emitidos à atmosfera, estas substâncias estão potencialmente presentes no meio aquoso, podendo desencadear mais rapidamente o fenômeno da eutrofização.

A quantidade de nutrientes provenientes dos esgotos domésticos é, claramente, a principal indutora dos processos de eutrofização já observados no estado. Com base nas estimativas aqui realizadas, apresentadas anteriormente na tabela 8.1, quase metade da carga de N-total provém dos efluentes domésticos, com o agravante de serem despejados (após tratamento ou não) diretamente nos rios – enquanto parte do nitrogênio dos fertilizantes e dos dejetos animais ainda precisa percorrer o solo e atingir primeiramente as águas subterrâneas, ou ser lixiviado, ou ainda conduzido via erosão. No caso do fósforo, conforme a tabela 6.20, quase dois terços (62%) do P-total que potencialmente contribui para a eutrofização provém dos esgotos, contando as excreções e o uso de detergente em pó.

Um estudo dinamarquês, conduzido em 2005 para atualização das referências de normalização daquele país, da Europa e do restante do mundo (Stranddorf,

2005), estimou os números apresentados na tabela 6.21, onde encontram-se ainda os valores calculados para SP.

Tabela 6.21. Estimativas de fatores de normalização para a eutrofização em outras regiões (Stranddorf, 2005) e valores calculados para o estado de SP.

	Dinamarca	EU – 15	Mundo	São Paulo
kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -eq / hab / ano	260	119	95	<b>136</b>
kg N-eq / hab / ano	53	24	19	<b>23</b>
kg P -eq / hab / ano	0,8	0,4	0,3	<b>1,1</b>

Ressalte-se que, apesar de publicado em 2005, o estudo contou com estatísticas tendo por ano base 1994. Neste últimos quinze anos, houve uma redução das emissões de NO<sub>x</sub> em 40% na Dinamarca e 28% no bloco de países europeus UE - 15<sup>27</sup>, o que significa dizer que as duas referências de normalização que contabilizam este composto nitrogenado são, atualmente, menores.

As estimativas realizadas para o estado de São Paulo estão dentro da ordem de grandeza esperada, muito embora tenham sido obtidas por metodologia diferente em relação aos dados europeus apresentados. A principal diferença entre os valores situa-se no fator de normalização para a eutrofização que considera isoladamente a geração de fósforo. O valor aqui encontrado, 1,1 kg P-eq/ hab/ ano, muito maior que as estimativas para a Dinamarca e a Europa, é reflexo de uma região com baixo percentual de tratamento de esgoto.

---

<sup>27</sup> UE – 15: Alemanha, Austria, Belgica, Dinamarca, Espanha, Finlândia, França, Grécia, Holanda, Irlanda, Italia, Luxemburgo, Portugal, Reino Unido e Suécia

É pertinente, por fim, a observação de que o valor estimado para o restante do mundo pode ser explicado pela menor dosagem de nutrientes nas excreções da população global, em razão de déficit nutricional comparado à Europa, bem como um uso muito menor de fertilizantes fosfatados na agricultura.



## 7 CONCLUSÕES

A hipótese inicial de que fatores de normalização baseados em especificidades brasileiras seriam diferentes daqueles que tem sido usualmente utilizados mostrou-se verdadeira. Estes novos fatores de normalização poderão ser utilizados, juntamente aos fatores das demais categorias de impacto regionais ainda a serem desenvolvidos, na análise das etapas do ciclo de vida do produto que são realizadas no Brasil, preferencialmente a fatores calculados em outros países.

O inventário de substâncias contribuintes realizado para o cálculo de fatores de normalização para a acidificação e a eutrofização – até então, inéditos no Brasil - permitiu traçar um panorama da situação atual destas categorias de impacto em São Paulo, bem como um perfil de geração das substâncias contribuintes.

Observou-se que os impactos associados à acidificação ainda não são severamente notados no estado, exceção feita aos problemas ligados à saúde humana e ao ambiente antrópico na Região Metropolitana de São Paulo. Estudos mais detalhados sobre os impactos dos gases acidificantes na Serra do Mar e da Mantiqueira – resultado das emissões originadas do pólo industrial de Cubatão e, em escala menor, das atividades no Vale do Paraíba – são ainda necessários para uma melhor conclusão sobre esta categoria de impacto.

Diferentemente, a eutrofização de represas e corpos hídricos já é uma realidade, sendo um problema crescente ao longo dos anos: 30% dos 271 pontos de águas interiores analisados pela CETESB apresentaram-se eutrofizados, sendo críticas as Regiões Metropolitanas de São Paulo e Campinas. Alguns pontos da costa paulista também vem apresentando sinais de eutrofização, e águas subterrâneas, ainda que lentamente, mostram aumento da concentração de nitrato.

Particularmente no caso do lançamento de esgotos domésticos em corpos hídricos, não existe aceno de melhorias radicais em médio prazo, em São Paulo. Embora a implantação de coleta e tratamento de esgoto seja reconhecidamente uma necessidade, sendo lentamente combatida, o tratamento terciário para remoção de nutrientes de esgotos não é ainda considerado diferente dos países nórdicos, onde quase 80% da população é atendida por este tipo de tratamento.

Em nível mundial, vê-se uma escalada dos problemas decorrentes da acidificação do meio ambiente, bem como dos efeitos da eutrofização. Os países desenvolvidos, com matriz energética baseada na queima de combustíveis fósseis, vem tentando reverter este quadro estabelecendo, há alguns anos, tetos de emissão dos gases acidificantes. Medidas semelhantes necessitam ser tomadas em países como a China, onde ambiente acidificados são cada vez mais comuns.

No que se refere à eutrofização, o panorama de dificuldades é praticamente global: o intenso uso de fertilizantes, o manejo de dejetos animais e a emissão de óxidos de nitrogênio por veículos exigem estudos e tecnologia para minimização dos seus efeitos danosos. Em países em desenvolvimento, a questão dos esgotos não tratados trata-se de um grande agravante. A manutenção de sistemas naturais, como as Áreas de Proteção Permanente, poderiam contribuir para a redução do aporte de macronutrientes a partir das atividades rurais.

Os fatores de normalização encontrados neste estudo (acidificação: 32 kg SO<sub>2</sub>-eq / hab. / ano; eutrofização: 136 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-eq / hab. / ano, 22,7 kg N-eq / hab. / ano, 1,1 kg P-eq / hab. / ano) mostram-se mais pertinentes para serem utilizados na fase de normalização da Avaliação de Ciclo de Vida de produtos realizada para bens e serviços no estado e, na ausência de outros dados regionais, em todo o Brasil. Os valores calculados são menores que os da grande maioria dos países europeus,

fonte de dados comumente usada na ausência de estatísticas locais. As principais razões para estas diferenças estão associadas ao menor uso de combustíveis fósseis na matriz energética paulista, o uso de etanol em veículos de pequeno porte e o baixo percentual de tratamento de esgotos domésticos. Outras diferenças em relação às práticas na Europa são o menor uso de fertilizantes, a prática de queimadas e o emprego comum de detergentes em pó contendo substâncias fosfatadas.

Para o estado de São Paulo, dentre os setores avaliados neste trabalho, as emissões provenientes de veículos e o lançamento de esgoto doméstico sem tratamento (ou inadequado) apresentam-se como protagonistas que merecem especial atenção para a prevenção e / ou remediação de impactos. A CETESB vem atuando na busca por menor emissão de poluentes por parte veículos e indústrias, bem como tentando, junto ao setor sucro-alcooleiro suprimir as queimadas e racionalizar o uso da vinhaça, mas ainda há muito a ser feito. Questões como a redução do teor de enxofre no diesel utilizado como combustível e maior abrangência do tratamento de esgoto são críticas e precisam ser encaradas o mais brevemente possível.

### **7.1 Limitações do estudo**

O Brasil tem um histórico muito recente de quantificação de poluentes emitidos ao meio ambiente, seja de origem industrial, urbana ou agrícola, e a divulgação dos dados existentes é ainda mais precária. Quase nenhuma Secretaria ou órgão ambiental estadual tem sistematizados e disponíveis tais dados, de forma tal que este problema estrutural constitui a principal limitação do estudo aqui apresentado, voltado à elaboração de um inventário de geração anual de algumas substâncias. Estas dificuldades eram esperadas desde o início da pesquisa, que ainda assim foi

conduzida pois, se existe a convicção da necessidade futura em se depurar os resultados aqui obtidos, igual certeza existe da importância de se começar a traçar um panorama de tal geração no estado de São Paulo.

No que se refere ao fator de normalização para a acidificação, os números europeus tem um grau de certeza muito grande, já que a emissão de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$  e  $\text{NH}_3$  por indústrias vem sendo medida há vários anos, tratando-se de dados primários na maior parte dos países. As estatísticas encontram-se facilmente disponíveis no site da Agência Europeia do Meio Ambiente. Esta situação contrasta com a realidade paulista, na qual os dados de emissão industrial presentes no Relatório de Qualidade do Ar da Cetesb (2009a) são calculados a partir de fatores de emissão extraídos do Compilation of Emission Factors da EPA - Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos).

A falta de acesso ao CTF e ao SIPOL, como já destacado anteriormente, impediu uma estimativa embasada das cargas de N-total e P-total provenientes de efluentes industriais.

Incertezas também estão associadas ao destino no meio ambiente do nitrogênio e do fósforo utilizados como adubos (minerais ou esterco), para os quais foram utilizados valores médios reportados em bibliografia. Muitos destes estavam ligados a condições climáticas dos países europeus, EUA, etc., de forma tal que buscou-se sempre que possível corrigi-los à luz da realidade local.

Cada setor contribuinte analisado nesta pesquisa – dejetos animais, nutrição de plantas, setor de transporte, saneamento básico, etc. -, além das próprias categorias de impacto (acidificação e eutrofização) podem ser vistos, isoladamente, como uma ciência, de forma que erros na consideração de valores médios, percentuais, modelagens, etc. são vistos como intrínsecos a este tipo de estudo

supra-setorial. Aqui, buscou-se examinar prioritariamente a potencial contribuição humana às categorias analisadas, apresentando claramente como foram realizados os cálculos, de modo que especialistas das diferentes áreas vistas possam refiná-los.

Em especial, destaca-se a necessidade de se avaliar posteriormente as perdas por erosão no estado de São Paulo.

As demais limitações relativas a este trabalho estão associadas às próprias limitações do método EDIP 97, principalmente no que se refere às considerações dos autores para o cálculo dos fatores caracterização e a importância relativa do N e do P na eutrofização dos recursos hídricos. O EDIP também não contempla a observação da capacidade de suporte do meio para a análise dos potenciais de impacto.

## **7.2 Sugestões para trabalhos futuros**

A realização deste trabalho permite sugerir como trabalhos futuros os seguintes estudos:

- Revisão dos fatores de normalização calculados, por meio de complementação e depuração das estimativas realizadas, e atualização dos fatores calculados, a cada cinco anos, no máximo;
- Desenvolvimento de fatores de normalização para as demais categorias de impacto de efeito regional / local;
- Aprofundamento dos estudos sobre os efeitos das emissões de gases acidificantes no meio ambiente (natural e antrópico) do estado de SP.
- Análise dos resultados obtidos neste estudo à luz da capacidade de suporte a ser definida para o estado de São Paulo



## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, S. R. S.; PROCHNOW, L. I. (2008). Uso racional de fosforo na agricultura com ênfase na cultura do milho. Informações Agronômicas Nº 122.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). NBR ISO 14001. Sistemas da gestão ambiental - Requisitos com orientações para uso. Brasil: ABNT. 27p.

\_\_\_\_\_ (2009a) NBR ISO 14040. Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Brasil: ABNT. 21p.

\_\_\_\_\_ (2009b) NBR ISO 14044. Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Brasil: ABNT. 46p.

ABIPLA – Associação Brasileira das Indústrias de Produtos de Limpeza e Afins (2006). Anuário ABIPLA 2006. Disponível em URL: <http://www.abipla.org.br/anuario/index.html>. Acesso ago 2009.

ACEA – European Automobile Manufacturer’s Association (2006). Diesel is doing a lot to reduce CO2 emissions in Europe. Disponível em URL: [http://www.acea.be/index.php/news/news\\_detail/diesel\\_is\\_doing\\_a\\_lot\\_to\\_reduce\\_co2\\_emissions\\_in\\_europe/](http://www.acea.be/index.php/news/news_detail/diesel_is_doing_a_lot_to_reduce_co2_emissions_in_europe/). Acesso em julho / 2009.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. (2007). Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. Pesquisa agropecuária brasileira. Brasília, v.42, n.1, p.95-102.

ALCARDE, J.C.; GUIDOLIN, J. A.; LOPES, A. S. (1998). Os adubos e a eficiência das adubações. 3 ed. São Paulo: ANDA, 31p.

AMBIENTE BRASIL (2009). Artigos Urbanos: Chuva ácida. Disponível em URL: [http://ambientes.ambientebrasil.com.br/urbano/artigos\\_urbano/chuva\\_acida.html](http://ambientes.ambientebrasil.com.br/urbano/artigos_urbano/chuva_acida.html) Acesso em maio 2009.

ANALISE GESTÃO AMBIENTAL (2008). Anuário 2008. Análise Editorial. 240 p.

- ANDA – Associação Nacional para a Difusão de Adubos (2008). Anuário estatístico do setor de fertilizantes. São Paulo: ANDA.
- ANEEL – Agencia Nacional de Energia Elétrica (2009). Banco de Informações de Geração (BIG). Disponível em URL: <http://www.aneel.gov.br>. Acesso agosto 2009
- AP - Associated Press (2007). China's coal power is damaging treasures. Disponível em URL: <http://www.msnbc.msn.com/id/21728875/>. Acesso em junho 2009.
- ASAE - American Society of Agricultural Engineers (2003). Manure Production and Characteristics. Norma ASAE D384.1. 4p.
- BARE, J. C.; HOFSTETTER, P.; PENNINGTON, D.W.; UDO DE HAES, H.A. (2000). Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits. Int. J. LCA 5 (6) 319 – 326.
- BEVILACQUA, J.E. (2008) Assessor de presidência da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) Comunicação pessoal (entrevista), 12/08/08.
- BOUWMAN, A. F. (1997). Long-Term Scenarios of Livestock-Crop-Land Use Interactions in Developing Countries. FAO Land and Water Bulletin 6. National Institute for public Health and the Environment, The Netherlands (RIVM). Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Roma.
- BOUWMAN, A.F.; van VUUREN, D. P.; DERWENT, R. G.; POSCH, M. (2002). A Global Analysis of Acidification and Eutrophication of Terrestrial Ecosystems. Water, Air, & Soil Pollution, 141, 349 – 382.
- BREEDVELD, L.; LAFLEUR M.; BLONK, H. (1999). A Framework for Actualizing Normalisation Data in LCA: Experiences in the Netherlands. reedveld: Int. J. LCA 4 (4) 213 – 220.
- CALDEIRA-PIRES, A. (2006). A situação atual de desenvolvimento do Inventário para Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no Brasil. In: Seminario da “Avaliação do Ciclo de Vida de Produto e Ecodesign”. FIESP, São Paulo.
- CALEMI, M; CUCIO, M.; NAKANO, L.; PERONE, P.; REDIVO, D.; TADEU, N. (2006). Análise histórica da ocorrência de chuvas ácidas em Cubatão. Trabalho

da disciplina Gestão Ambiental, orientado pelo prof. Luis Cesar Schiesari. Universidade de São Paulo, 32p.

CAMARGOS, S. L. (2006). Fósforo. Nota de aula da disciplina “Nutrição Mineral de Plantas”. Departamento de Solos e Engenharia Rural, Universidade Federal de Mato Grosso.

CAMPO GRANDE, P. (2006). Pintou limpeza: tecnologia Bluetec ajuda a dar fim à fama de sujão do motor diesel. Revista Quatro Rodas, Editora Abril.

CANIL, K.; ALMEIDA FILHO, G. S. (2006). Erosão: processo natural ou antropogênico? Território Geográfico, ano 01 - Nº 03.

CANTARELLA, H.; MARCELINO, R. (2008). Fontes alternativas de nitrogênio para a cultura de milho. Informações Agrônomicas Nº 122.

CARPENTER, S.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. (1998). Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. Issues in Ecology, Number 3. Washington: Ecological Society of America.

CEEP – Centre Européen d’Etudes des Polyphosphates (2008). Sources of phosphorus in municipal sewage. SCOPE Newsletter, nº 71. Disponível em URL: [www.ceep-phosphates.org](http://www.ceep-phosphates.org).

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2007). Relatório de qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo 2004-2006. São Paulo: Cetesb, 199 p.

\_\_\_\_\_ (2008). Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo 2007. São Paulo: Cetesb, 294p.

\_\_\_\_\_ (2009a). Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 2008. São Paulo: Cetesb, 340 p.

\_\_\_\_\_ (2009b). Relatório de qualidade das águas litorâneas no estado de São Paulo 2008. São Paulo: Cetesb, 330p.

- \_\_\_\_\_ (2009c). Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008. São Paulo: Cetesb, 528p.
- CHARLSON, R.J., RHODE, H. (1982). Factors controlling the acidity of natural rainwater. *Nature*, 295, p. 683.
- CHRISTENSEN, N., PAABY, H., AND HOLTEN-ANDERSEN, J. (1993). Environment and society - the state of the environment in Denmark. Professional report no. 93, National Environmental Research Institute.
- CLARK, G.; DE LEEUW, B. (1999). How to Improve Adoption of LCA. *Int. J. LCA* 4 (4) 184 – 187.
- CONFAGRI - Confederação Nacional de Cooperativas Agrícolas e do Crédito Agrícola de Portugal (2009). Texto síntese sobre a área temática “Ar”. Disponível em URL: <http://www.confagri.pt/Ambiente/AreasTematicas/Ar/TextoSintese>. Acesso em maio 2009.
- CREDENDIO, J.E.; CORSALETTE, C. (2008). Falha em tratamento de esgoto piora Tietê. Folha de São Paulo, 22/06/2008. São Paulo.
- CROUZET, P. (Task leader). (1999). Nutrients in European Ecosystems. Environmental Assessment Report n<sup>o</sup>. 4. European Environment Agency, Copenhagen.
- \_\_\_\_\_ (2000). Calculation of nutrient surpluses from agricultural sources. Technical Report n<sup>o</sup>. 51. European Environment Agency, Copenhagen.
- DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica (2009). Projeto Água Limpa. Disponível em URL: <http://www.daee.sp.gov.br>. Acesso ago 2009.
- De WIT, M. (2000). Modelling nutrient fluxes from source to river load: a macroscopic analysis applied to the Rhine and Elbe basins. *Hydrobiologia* 410 :123–130.
- De WIT, M.; BEHRENDT, H.; BENDORICCHIO, G.; BLEUTEN, W.; van GAANS, P. (2002). The contribution of agriculture to nutrient pollution in three European rivers, with reference to the European Nitrates Directive. Official Publication of the European Water Association (EWA). EWA.

- DENATRAN – Departamento Nacional de Trânsito (2009). Frota de veículos 2008. Disponível em URL: <http://www.denatran.gov.br/frota.htm>. Acesso junho 2009.
- DREYER, L.C.; HAUSCHILD, M.Z.; SCHIERBECK, J. (2006). A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. *Int J LCA* 11 (2) 88 – 97.
- EEA – European Environment Agency (2009a). Air pollution. Disponível em URL : <http://www.eea.europa.eu> . Acesso em junho 2009.
- \_\_\_\_\_ (2005). Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. EEA Report No 7/2005. Copenhagen, 48 p.
- \_\_\_\_\_ (2008). Annual European Community LRTAP Convention emission inventory report 1990–2006. Copenhagen: 78p.
- \_\_\_\_\_ (2009b). NEC Directive status report 2008. EEA Technical report n.11. Copenhagen, 54p.
- EHRENFELD, J.; GERTLER, N. (1997). Industrial Ecology in Practice: the evolution of interdependence at Kalundborg. *Journal of Industrial Ecology* 1 (1), 67-79.
- EMEP - European Monitoring and Evaluation Programme (2009). What is EMEP? Disponível em URL: <http://www.emep.int/>. Acesso em junho 2009.
- ENVIRONMENT CANADA (2009). Acid rain and water. Disponível em URL: <http://www.ec.gc.ca/acidrain/acidwater.html>. Acesso em junho 2009.
- EPA – Environmental Protection Agency (2009a). Effects of acid rain. Disponível em URL: <http://www.epa.gov/acidrain/effects/forests.html>. Acesso em junho 2009.
- \_\_\_\_\_ (2009b). Water Quality Criteria for Nitrogen and Phosphorus Pollution. Disponível em URL: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/>. Acesso em agosto 2009.
- ERKMAN, S. (1997). Industrial ecology: an historical view. *Journal of Cleaner Production* 1 (1-2) 1-10.

- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations / IFA - International Fertilizer Industry Association (2001). Global estimates of gaseous emissions of NH<sub>3</sub>, NO and N<sub>2</sub>O from agricultural land. Roma.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations / LEAD – Livestock, Environment and Development Initiative (2006). Livestock's long shadow: environmental issues and options. FAO. Roma.
- FAVA, J. A. (1997). LCA: Concept, Methodology, or Strategy? *Journal of Industrial Ecology* 1(2) 8-10.
- FIKSEL, J. (1993). Design for Environment: An Integrated Systems Approach. In: IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, p 126-131.
- FINKBEINER, M.; INABA, A.; TAN, R. B.H.; CHRISTIANSEN, K.; KLÜPPEL, H.J. (2006). The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int J LCA* 11 (2) 80 – 85.
- FINNVEDEN, G. (1996). Valuation Methods within the Framework of Life Cycle Assessment. Swedish Environmental Research Institute, IVL-Report B 1231, Stockholm.
- FRANÇA, M.S.J. (1990). Castigo do céu. *Revista Superinteressante*, ed. 32. Editora Abril.
- GRAEDEL, T.E.; ALLENBY, B.R. (2003). *Industrial Ecology*. 2 ed. New Jersey: Prentice Hall, 363p.
- GUINÉE, J. (1993). Data for Normalisation Step within Life Cycle Assessment of Products. CML paper no. 14, december 1993. CML, Leiden.
- GUINÉE, J.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; van OERS, L.; SLEESWIJK, A. W.; SUH, S.; UDO DE HAES, H. A.; de BRUIJN, H.; van DUIN, R.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2001). *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational guide to the ISO standards. Volume 1, 2a, 2b and 3*. CML, Leiden.
- HAUSCHILD, M. Z.; WENZEL, H. (1998). *Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background*. London: Chapman & Hall, United Kingdom.

- HAUSCHILD, M.; JESWIET, J.; ALTING, L. (2005). From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives. In: Annals of the CIRP, volume 54 / 2, 535-554.
- HAUSCHILD, M.; POTTING, J. (2003). Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. Institute for Product Development Technical University of Denmark.
- HEIJ, G. J.; SCHNEIDER, T. (1992). Background, Results and Conclusions of the Dutch Priority Programme on Acidification. Studies in Environmental Science, Volume 50, 397-413.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R. M.; DE HAES, H.; SLEESWIJK, A. (1992). Environmental Life Cycle Assessment of Products - Backgrounds and Guide LCA. Leiden: CML Centre of Environmental Science.
- HEIJUNGS, R.; GOEDKOOP, M.; STRUIJS, J.; EFFTING, S.; SEVENSTER, M.; HUPPES, G. (2003). Towards a life cycle assessment method which comprises category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report of the first project phase: Design of the new method, Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Disponível em URL: <http://www.pre.nl/download/RecipePhase1Final.pdf>
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.; KLEIJN, R.; ROVERS, V. (2005). Bias in Normalization: Causes, Consequences, Detection and Remedies. Int J. LCA 12 (4) 211–216.
- HOWARTH, R.W.; BILLEN, G.; SWANEY, D.; TOWNSEND, A.; JAWORSKI, N.; LAJTHA, K.; DOWNING, J. A.; ELMGREN, R.; CARACO, N.; JORDAN, T.; BERENDSE, E.; FRENEY, J.; KUDEYAROV, V.; MURDOCH, P.; ZHAO-LIANG, Z. (1996). Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. Biogeochemistry 35: 75-139.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2009). Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais. Finalidades e legislação disponíveis em URL: <http://www.ibama.gov.br/cadastro/cadastro.htm>. Acesso março 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística(2007). Pesquisa Agrícola Municipal (PAM) 2006.

\_\_\_\_\_ (2008). Estimativas populacionais para os municípios brasileiros em 01.07.2008. Disponível em URL: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso maio 2009.

IEA – Instituto de Economia Agrícola (2009). Fertilizantes: reversão dos excessos. Análises e indicadores do Agronegócio. Volume 4, no. 5.

IFA - International Fertilizer Industry Association / UNEP - United Nations Environment Programme (1998). O Uso de fertilizantes Minerais e o Meio Ambiente. Paris: IFA, 62p.

INSTITUTO BRASIL PNUMA - Comitê Brasileiro do Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente. As Normas ISO 14000. Disponível em URL: [http://www.brasilpnuma.org.br/pordentro/saibamais\\_iso14000.htm](http://www.brasilpnuma.org.br/pordentro/saibamais_iso14000.htm). Acesso em abril 2009.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (2006). ISO 14025: Environmental labels and declarations -- Type III environmental declarations -- Principles and procedures. 25p.

IOC – Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO (2009). Harmful Algal Bloom Programme. Disponível em URL: <http://www.ioc-unesco.org/hab/> . Acesso em agosto 2009.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (1997). Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories – Reference manual. Volume 3. Disponível URL: [www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch4wb1.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch4wb1.pdf) . Acesso em out 2009.

ITSUBO, N.; INABA, A. (2003). A new LCIA method: LIME has been completed. Int. J. LCA, 8/5, 305.

JESWIET, J.; DUFLOU, J.; DEWULF, W.; LUTTROP, C.; HAUSCHILD, M. (2005). A Curriculum for Life Cycle Engineering Design for the Environment. In: 1st Annual CDIO Conference. Paper 7. Queen's University Kingston, Ontario, Canada.

- JOLLIET, O.; MARGNI, M.; CHARLES, R.; HUMBERT, S.; PAYET, J.; REBITZER, G.; ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *Int. J. of LCA* 8 (6) 324-330.
- JOLLIET, O.; MÜLLER-WENK, R.; BARE, J.; BRENT, A.; GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; ITSUBO, N.; PEÑA, C.; PENNINGTON, D.; POTTING, J.; REBITZER, G.; STEWART, M. UDO DE HAES, H. A.; WEIDEMA, B. (2004). The LCIA Midpoint-damage: Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. *Int. J. LCA* 9 (6) 394 – 404.
- JØRGENSEN A, LE BOCQ A, NAZARKINA L, HAUSCHILD M. (2008). Methodologies for Social Life Cycle Assessment. *Int J LCA* 13 (2) 96–103.
- JORNAL OFICIAL DA UNIÃO EUROPÉIA (2009). Decisão do Conselho 2003/507/CE, de 13 de Junho de 2003, relativa à adesão da Comunidade Europeia ao Protocolo da Convenção de 1979 sobre a poluição atmosférica transfronteiriça a longa distância, relativo à redução da acidificação, da eutrofização e do ozono troposférico. URL: [http://eur-lex.europa.eu/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexplus!prod!DocNumber&lg=pt&type\\_doc=Decision&an\\_doc=2003&nu\\_doc=507](http://eur-lex.europa.eu/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexplus!prod!DocNumber&lg=pt&type_doc=Decision&an_doc=2003&nu_doc=507). Acesso em maio 2009.
- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. (1995). *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 893 p.
- LEE, K.M. A. (2002). Weighting Method for the Korean Eco-Indicator. *Int. J. LCA* 4 (3) 161 – 165.
- LIMA, W.P. (1980). *As florestas e a poluição do ar*. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. Departamento de silvicultura da Esalq – USP. Série técnica.
- LINDEIJER, E. (1996). Normalization and valuation. In: *Towards a methodology for Life Cycle Impact Assessment*. Brussels, Belgium. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC-Europe).
- LOPES, A. S.; BASTOS, A. R. R.; DAHER, E. (2007). Fertilizantes nitrogenados no Brasil: um problema de escassez. In: *4a Conferência N-2007*.

- LUCAS JUNIOR, J. (2008). Professor da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, campus Jaboticabal. Comunicação pessoal (entrevista). 02 de dezembro 2008.
- LUZ, P.H.C. (2005). Novas tecnologias no uso da vinhaça e alguns aspectos legais. In: II Simpósio de Tecnologia de Produção de Cana-de-açúcar. Piracicaba: 2005.
- MACHADO, C.M.D.; CARDOSO, A.A.; ALLEN, A.G. (2008). Atmospheric Emission of Reactive Nitrogen during Biofuel Ethanol Production. *Environmental Science Technology*, 42, 381-385.
- MARTINELLI, L.A. (2007a). Nitrogênio: herói e vilão do mesmo enredo. *DBO Agrotecnologia*. Volume 09.
- \_\_\_\_\_ (2007b). Os caminhos do nitrogênio – do fertilizante ao poluente. *Informações Agronômicas* nº 118.
- \_\_\_\_\_ (2008). Pesquisador do CENA - Centro de Energia Nuclear na Agricultura e Professor da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Comunicação pessoal (entrevista). 06 de agosto 2008.
- MATOS, A. T. (2005). Tratamento de resíduos agroindustriais. In: II Simposio Mineiro de Engenharia Ambiental. Viçosa-MG.
- MATTHEWS, H. S.; SMALL, M. J. (2000). Extending the Boundaries of Life-Cycle Assessment through Environmental Economic Input-Output Models. *Journal of Industrial Ecology* 4 (3), 7-10.
- McCORMICK, J. (1989). *Acid Earth: The Global Threat of Acid Pollution*. London: Earthscan.
- McDONALD, J. (2007). China to spend \$14.5 billion to clean up lake. Associated Press Archive. Disponível em URL: [www.msnbc.msn.com/id/21498294/](http://www.msnbc.msn.com/id/21498294/) . Acesso em agosto 2009.
- METCALF & EDDY (1991). *Wastewater engineering : treatment, disposal, and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc . 3 ed.

- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2005). Ecosystems and Human Well being. Volume 3: Policy Responses. Primary Authors: Howarth, R. and K. Ramakrrshna. Eds. K. Chopra, R. Leemans, P. Kumar, and H. Simons. Washington, DC: Island Press.
- MULLER, R. (2000). Three thousand ideas for a better world: the sixth five hundred ideas, a contribution to the third millennium. Ideas & dreams for a better world. Editora Media 21 Global Public Relations. 214p.
- NIXON, S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes and future concerns. *Ophelia* 41: 199–219.
- NORRIS, G.A. (2001a). Integrating Life Cycle Cost Analysis and LCA. *Int. J. LCA* 6 (2) 118 – 120.
- \_\_\_\_\_ (2001b). The Requirement for Congruence in Normalization. *Int. J. LCA* 6 (2) 85 – 88. 2001.
- OMETTO, A.R. (2005). Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos EDIP, exergia e emergia. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.
- ONU – Organização das Nações Unidas (1945). Carta da ONU – capítulo 1. Disponível em URL: <http://www.onu-brasil.org.br/doc1.php>. San Francisco.
- OPPENHEIMER, C.; TSANEV, V.; ALLEN, A.G.; McGONIGLE, A.; CARDOSO, A.A.; WIATR, A.; PATERLINI, W.; DIAS, C.M. (2004). NO<sub>2</sub> Emissions from Agricultural Burning in São Paulo, Brazil. *Environmental Science Technology*, 38, 4557-4561.
- PEGORARO, L. A. (2008). Desenvolvimento de Fatores de Caracterização para Toxicidade Humana em Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida no Brasil. Dissertação (mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba.
- POHLMANN, M. (2000). Levantamento de Técnicas de Manejo de Resíduos da Bovinocultura Leiteira no Estado de São Paulo. Dissertação (mestrado). Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas-SP.

- POTTING, J., BEUSEN, A., ØLLGAARD, H., HANSEN, O.C., DE HAAN, B. AND HAUSCHILD, M. (2005). Aquatic eutrophication. Chapter 5 in Potting, J. and Hauschild, M. (eds.): Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Environmental project no. 996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S.; BRAS, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation. *Int J Life Cycle Assessment* 13: 374–388.
- SÃO PAULO (Estado) (2008). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. Instituto de Economia Agrícola. Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008. São Paulo: SAA/CATI/IEA, 2008. Disponível em URL: [www.cati.sp.gov.br/projetolupa](http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa). Acesso em ago 2009.
- \_\_\_\_\_ (2009). Série Informações Estatísticas da Agricultura. Anuário IEA 2008 Volume 20, número 1. 127 p.
- SCHOLL, G. (1996). Sustainable product policy in Europe. *European Environment* 6 (6), 183-193.
- SELMAN, M.; GREENHALGH, S.; DIAZ, R.; SUGG, Z. (2008). Eutrophication and hypoxia in coastal areas: a global assessment of the state of knowledge. World Resources Institute Policy Note. No. 1. Washington DC.
- SEPPÄLÄ, J.; HÄMÄLÄINEN, R. P. (2001). On the Meaning of the Distance-to-Target Weighting Method and Normalisation in Life Cycle Impact Assessment. *Int J LCA* 6 (4) 211 – 218.
- SETAC - SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (1991). A technical Framework for Life-Cycle assessment. Washington DC: SETAC
- SHARPLEY, A.N. (2000). Agriculture and phosphorus management: the Chesapeake Bay. Lewis Publishers. 229 p.

- SHIGAKI, F. (2006). Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas: relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros. Tese (doutorado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo. Piracicaba.
- SILVA, G. A. (2006). Panorama da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no Brasil: conceito, princípios, perspectivas e dificuldades de aplicação nas empresas, capacitação. In: Seminário da “Avaliação do Ciclo de Vida de Produto e Ecodesign”. FIESP, São Paulo.
- SILVA, E. L.; MENEZES, E. M. (2005). Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação. 4. ed. rev. atual. Florianópolis: UFSC. 138p.
- SOUZA, D. M.; SOARES, S. R. ; SOUSA, S. R. ; DIAS, A. M. P. (2007). Development of a Life Cycle Impact Assessment method for Brazil. In: 3rd International Conference on Life Cycle Management (LCM 2007), 2007, Zurique. 3rd International Conference on Life Cycle Management: from analysis to implementation. Zurique : ETH Zurich, 2007. v. 1. p. 104-104.
- STRANDDORF, H. K.; HOFFMANN, L.; SCHMIDT, A. (editores). (2005). Update on Impact Categories, Normalisation and Weighting in LCA. Selected EDIP 97 - data. Danish Environmental Protection Agency. Environmental Project Nr. 995.
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. (1981). Aquatic chemistry – Introduction emphasizing chemical equilibria in natural water. 2<sup>nd</sup> edition. John Wiley & Sons, New York.
- TAKEDA, A. (2008). Levantamento de métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e análise comparativa dos métodos mais utilizados. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.
- THRANE, M.; SCHMIDT, J. (2006). Environmental planning and management : tools for a sustainable development. Cap 12: Life Cycle Assessment. 209-238. Department of Development and Planning, Aalborg University.
- TOLLE, D. A. (1997). Regional Scaling and Normalization in LCIA. Development and Application of Methods. Int. J. LCA 2 (4) 197 – 208.

- TUNDISI, J.G.; TUNDISI-MATSUMURA, T.; SIDAGIS GALLI, C. (Eds.). (2006). Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias para gerenciamento e controle. Editora IIE. 255p.
- UDO DE HAES, H. A., HEIJUNGS, R.; SUH, S.; AND HUPPES, G. (2004). Three Strategies to Overcome the Limitations of Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 8(3) 19-32.
- UDO DE HAES, H.A.; FINNVEDEN, G.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M.; HERTWICH, E.; HOFSTETTER, P.; KLÖPFFER, W.; KREWITT, W.; LINDEIJER, E.; JOLLIET, O.; MÜLLER-WENK, R.; OLSEN, S.; PENNINGTON, D.; POTTING, J.; STEEN B. (eds.). (2002). *Life Cycle Impact Assessment: Striving towards best practice*. ISBN 1-880611-54-6, SETAC Press, Pensacola, Florida.
- UDO DE HAES, H.A.; JOLLIET, O.; FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M.; KREWITT, W.; MÜLLER-WENK, R. (eds.). (1999). Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2). *Int. J. LCA* 4 (2) 66 – 74.
- UGAYA, C. M. L.; COELHO, C. (2006). Life Cycle Inventory of Steel in Brazil. In: IV Global Conference on Sustainable Product Development and Life Cycle Engineering. São Carlos.
- UNECE – United Nations Economic Commission for Europe (2009). Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Disponível em URL: <http://www.unece.org/env/lrtap/>. Acesso em junho 2009.
- UNEP - United Nations Environment Programme (2002). *International Source Book on Environmentally Sound Technologies for Wastewater and Stormwater Management*. International Environmental Technology Centre, Technical Publication Series 15. 613 p.
- \_\_\_\_\_ (2009). Life Cycle Initiative UNEP / SETAC. URL: <http://lcinitiative.unep.fr/> . Acesso em abril 2009.

- UNEP – United Nations Environment Programme / ILEC - International Lake Environment Committee (1993). Survey of the State of the World's Lakes. Volume III. International Lake Environment Committee, Otsu and United Nations Environment Programme, Nairobi.
- UNEP – United Nations Environment Programme / WHRC – The Woods Hole Research Center (2007). Reactive Nitrogen in the Environment: Too much or too little of a good thing. UNEP, Paris.
- UNIAO EUROPEIA (2009). Os 27 países da UE. Disponível em URL: [http://europa.eu/index\\_pt.htm](http://europa.eu/index_pt.htm). Acesso em out 2009.
- UNICA – União da Indústria de Cana de Açúcar (2009). Estatísticas. Disponível em URL: [www.unica.com.br](http://www.unica.com.br). Acesso em agosto 2009.
- VAN der HOEK, K. W. (1998). Nitrogen efficiency in global animal production. Environmental Pollution, 102, Issue 1, Supplement 1, 127-132.
- VAN OERS, L.; HUPPES, G. (2001). LCA Normalisation Factors for the Netherlands, Western Europe and the World. Int. J. LCA 6 (5) 256.
- VON SPERLING, E. (2000). Poluição de ambientes aquáticos: tendências futuras para os países latino-americanos. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre.
- VON SPERLING, M. (1996). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed., rev. Imprensa Belo Horizonte : DESA: UFMG. 243 p.
- WEBB, J.; MENZI, H.; PAIN, B. F.; MISSELBROOK, T. H.; DAMMGEN, U.; HENDRIKS, H.; DOHLER, E. H. (2005). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. Environmental Pollution, 135, 399–406.
- WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. (1997). Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. 1st edition. London: Chapman & Hall, United Kingdom.
- WHOI – Woods Hole Oceanographic Institution (2009). Harmful Algae. Disponível em URL: <http://www.whoi.edu/redtide/>. Acesso em agosto 2009.

WINKLER, E.M. (1994). Stone in architecture: properties, durability. 3 ed. Springer, 313 p.

YI, I.; ITSUBO, N.; INABA, Y.; MATSUMOTO, K. (2007). Development of the Interregional I/O Based LCA Method Considering Region-Specifics of Indirect Effects in Regional Evaluation. *Int J LCA* 12 (6) 353–364.

ÆRTEBJERG, G. (Task leader) (2001). Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic report 7/2001 - European Environment Agency, Copenhagen.