

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE PROCESSOS INDUSTRIAIS

— — — — —
*Luciano Miguel
Moreira dos Santos*

**AVALIAÇÃO
AMBIENTAL
DE PROCESSOS
INDUSTRIAIS**

4ª edição



Luciano Miguel Moreira dos Santos

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE PROCESSOS INDUSTRIAIS

4ª edição



Luciano Miguel Moreira dos Santos

oficina de textos

Copyright © 2011 Oficina de Textos

Grafia atualizada conforme o Acordo Ortográfico da Língua Portuguesa de 1990, em vigor no Brasil a partir de 2009.

Conselho editorial Cylon Gonçalves da Silva; José Galizia Tundisi; Luis Enrique Sánchez; Paulo Helene; Rozely Ferreira dos Santos; Teresa Gallotti Florenzano

Capa, projeto gráfico e diagramação MALU VALLIM

Preparação de figuras DOUGLAS DA ROCHA YOSHIDA

Preparação e revisão de texto MARCEL IHA

Impressão e acabamento PROL GRÁFICA E EDITORA LTDA.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Santos, Luciano Miguel Moreira dos
Avaliação ambiental de processos industriais /
Luciano Miguel Moreira dos Santos - 4ª ed. - São Paulo :
Oficina de Textos, 2011.

Bibliografia.
ISBN 978-85-7975-036-6

1. Controle de processos 2. Empresas - Aspectos ambientais
3. Empresas - Meio ambiente - Avaliação
4. Gestão ambiental 5. Processos industriais I. Título.

11-11467

CDD-658.408

Índices para catálogo sistemático:

1. Controle de processos industriais e
avaliação ambiental 658.408

Todos os direitos reservados à **Editora Oficina de Textos**

Rua Cubatão, 959

CEP 04013-043 São Paulo SP

tel. (11) 3085-7933 (11) 3083-0849

www.ofitexto.com.br

atend@ofitexto.com.br

Agradecimentos

O autor agradece a todos aqueles que, direta ou indiretamente, colaboraram na preparação deste trabalho, em particular:

Ao Prof. Edwin Auza Villegas, meu orientador, pelo acompanhamento, pelas sugestões e pela amizade em todos os anos de graduação, mestrado e doutorado;

Aos engenheiros Grace Miranda e Wilton Araújo, funcionários da Usiminas, pelas valiosas discussões e orientações e pelos questionamentos levantados durante o trabalho;

Ao Instituto Federal de Minas Gerais - campus Ouro Preto, por ter possibilitado e apoiado a minha participação no curso de doutorado.

Sumário

PREFÁCIO	9
INTRODUÇÃO	11
1 ANÁLISE DO CICLO DE VIDA E AS NORMAS DA SÉRIE 14000	15
1.1	A organização internacional para normalização – 15
1.1.1	Estrutura da ISO – 15
1.1.2	Desenvolvimento das normas ISO – 16
1.1.3	Comitê técnico 207 – 17
1.1.4	Normas da série ISO 14000 – 18
1.2	Aplicações da análise do ciclo de vida – 18
1.3	Procedimentos para uma análise do ciclo de vida – 20
1.3.1	Definição do escopo e dos objetivos – 21
1.3.2	Ciclo de vida de um produto – 23
1.3.3	Árvore de processo para um produto – 24
1.3.4	Inventário do ciclo de vida – 26
1.3.5	Análise de impactos – 29
1.3.6	Interpretação – 31
1.3.7	Métodos de definição de pesos para os indicadores e as categorias de impacto ambiental – 33
1.4	Relação entre as normas de ACV e a norma ISO 14031 – 39
1.5	<i>Softwares</i> de análise do ciclo de vida – 40
1.6	Análise do ciclo de vida em uma perspectiva histórica – 43
1.7	Estudos relevantes com a técnica de ACV – 43
2 METODOLOGIA PARA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE PROCESSOS INDUSTRIAIS	47
3 MEDIÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE UM PROCESSO	57
3.1	O <i>software</i> SAAP – 57
3.2	Indicadores e índices ambientais – 59
3.2.1	Índice de aquecimento global – 59
3.2.2	Índice de destruição da camada de ozônio – 75
3.2.3	Índice de acidificação – 85
3.2.4	Índice de eutrofização – 90

- 3.2.5 Índice de formação de oxidantes fotoquímicos – 95
 - 3.2.6 Índice de toxicidade – 102
 - 3.2.7 Índice de consumo de recursos naturais – 114
 - 3.2.8 Índice de consumo de energia – 116
 - 3.2.9 Índice de destruição de oxigênio dissolvido – 120
 - 3.2.10 Índice de distúrbio local por material particulado – 124
- 3.3 Índice de Pressão Ambiental – 130**

Prefácio

Com a implantação de sistemas de gestão ambiental, as indústrias necessitam de uma metodologia para avaliar seus aspectos e impactos ambientais significativos. O autor desenvolveu uma metodologia para calcular os impactos e pressão ambiental de determinados poluentes em um processo industrial, tendo como base a legislação ambiental e o nível de sustentabilidade de consumo de recursos naturais e energia. Essa metodologia foi implementada no *software* SAAP – Sistema de Avaliação Ambiental de Processos – para calcular o índice de pressão ambiental (IPA) de um processo industrial, por meio da seleção e do cálculo de indicadores e índices ambientais, utilizando as técnicas de Análise do Ciclo de Vida da série de normas ISO 14000. Elas definem categorias de impacto ambiental mundialmente adotadas, tais como aquecimento global, destruição da camada de ozônio, acidificação, eutrofização e toxicidade, entre outras. Os pesos de cada categoria de impacto ambiental variam de acordo com o valor de pressão ambiental relativa de cada índice ambiental. A partir desses resultados, podem-se propor alternativas para diminuir os impactos e a pressão ambiental do processo analisado. Dessa maneira, o *software* SAAP torna-se uma poderosa ferramenta de gerenciamento ambiental de processos industriais, contribuindo para a implementação das normas de gestão ambiental da série ISO 14000 e para a melhoria contínua da *performance* ambiental das organizações.

Introdução

A natureza dos problemas ambientais é parcialmente atribuída à complexidade dos processos industriais utilizados pelo homem, com o uso dos diversos recursos tecnológicos. A produção de bens de consumo tem crescido em grandes proporções e, com ela, o consumo de recursos naturais. A complexidade ambiental é causada pelo fato de a extração e a utilização desses recursos comprometerem a existência de criaturas que vivem em sistemas interativos chamados ecossistemas. Além disso, a geração de resíduos pelos processos industriais também afeta a sobrevivência de organismos nos ecossistemas, alterando a cadeia alimentar de forma muitas vezes imprevisível.

A comunidade dos seres vivos de um ecossistema depende de sua habilidade em converter energia em um ambiente específico e combinar essa energia com elementos passivos da terra. Ecossistemas pequenos e grandes são mutuamente dependentes nesse processo, pois há troca de massa e energia entre vários ecossistemas terrestres. Portanto, a crescente escala de intervenções humanas está ameaçando não somente um número separado de ecossistemas, mas o ecossistema terrestre como um todo (Adriaanse, 1993).

O meio ambiente é visto, agora, não apenas com uma fonte de recursos, alimentos e energia a ser explorada pelo homem, mas como alguma coisa com valores e direitos intrínsecos, inerente às necessidades humanas. A velha filosofia, segundo a qual a natureza é uma propriedade do homem, que tem o direito de explorá-la, está sendo trocada pela visão de que a humanidade é apenas mais uma espécie que convive com as outras em interconexão, todas com direito à existência (Helsinki University of Technology, 1996).

Diante das interferências humanas no meio ambiente, surge uma questão: “Como avaliar os impactos ambientais decorrentes das atividades humanas?” Afinal, sabe-se da complexidade dos ecossistemas, das interferências de uns sobre outros e da propagação dos impactos ambientais ao longo de vários ecossistemas.

Ao avaliar-se a qualidade ambiental, está-se discutindo diretamente a qualidade das intervenções humanas sobre um suporte físico, relacionando-se os impactos criados aos graus de inadequação das atitudes e concretizações sobre os ecossistemas (Bollmann; Marques, 2000).

Após vários encontros e conferências mundiais, estabeleceu-se que a avaliação ambiental deveria ser feita pela alocação de fatores impactantes em categorias de impacto ambiental. Essa metodologia está sendo consolidada pela ferramenta “Análise do Ciclo da Vida”.

A análise do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta de gestão ambiental que estabelece uma visão geral das consequências ambientais da existência de um produto ao longo de seu ciclo de vida. O estudo engloba o ciclo de vida do produto desde a extração das matérias-primas, envolvendo sua produção e seu uso, as possibilidades de reciclagem e reúso, até sua disposição final.

Na ACV, deve-se definir o sistema que pode envolver todas as etapas da vida de um produto. São avaliados os descartes gerados nos diferentes processos, tais como as emissões atmosféricas, a geração de efluentes líquidos e resíduos sólidos, o consumo de energia e de matérias-primas e as consequências ambientais do uso e da disposição final do produto. A Fig. I ilustra um sistema para uma ACV.

Os impactos ambientais causados pela extração e produção de matérias-primas são também estudados. Devem também ser avaliadas as possibilidades para a redução dos impactos ambientais causados pela geração do produto. Por meio das técnicas de ACV, pode-se analisar um produto, serviço, processo ou tecnologia (Helsinki University of Technology, 1996).

Os princípios que envolvem a técnica de ACV foram desenvolvidos nos Estados Unidos, no final de década de 1960, onde ela era usada para avaliar os impactos ambientais de produtos. O foco dos estudos baseava-se principalmente no consumo de energia, em razão da primeira crise do petróleo. Conhecia-se muito pouco sobre os aspectos ambientais de diversos processos, de modo que uma análise quantitativa dos impactos ambientais do ciclo de vida do produto era praticamente impossível.

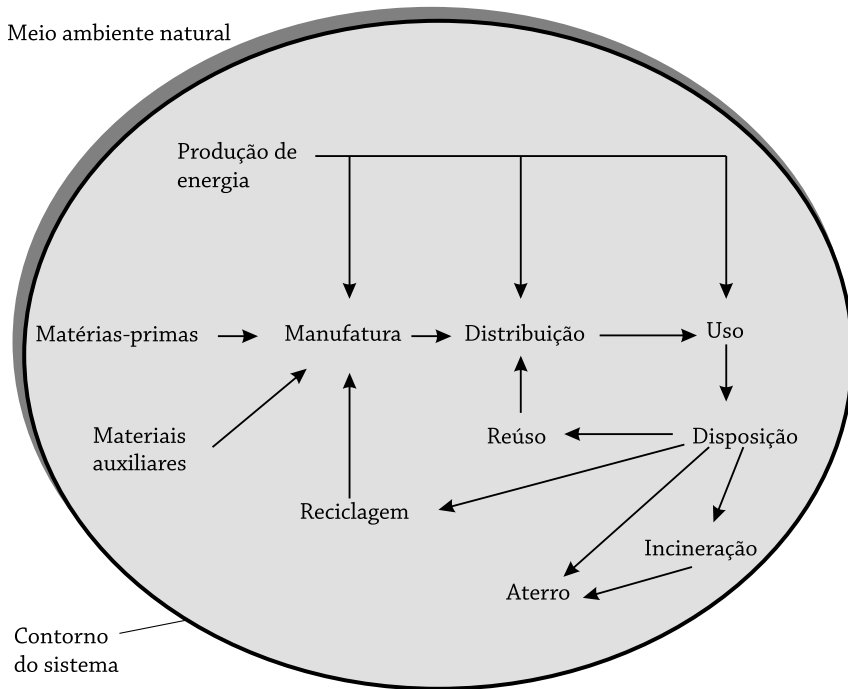


FIG. I *Ciclo de vida de um produto*

Fonte: *Helsinki University of Technology (1996).*

No início da década de 1980, a opinião pública europeia começava a alertar sobre a crescente utilização dos recursos para a produção de embalagens. Vários países europeus realizaram estudos para avaliar a carga ambiental e os potenciais impactos decorrentes de embalagens de bebidas. Tais estudos contribuíram para consolidar os princípios que envolvem a ACV e levaram à análise do ciclo de vida de vários materiais utilizados em embalagens.

O final da década de 1980 e toda a década de 1990 foram pautados pelo esforço internacional para normalizar os princípios e as técnicas da ACV e para desenvolver procedimentos de boa conduta. A normalização da ACV começou na International Organization for Standardization (ISO) e no European Committee for Standardization (CEN).

Apenas recentemente a ACV tem despertado a atenção para sua aceitação e utilização. Para facilitar o uso e a aplicação das normas, foram desenvolvidos alguns *softwares* que realizam uma avaliação ambiental pautada pela seleção de categorias de impacto ambiental nos níveis local, regional e global.

Esta publicação visa desenvolver uma metodologia para avaliação ambiental de processos industriais baseada na técnica de análise do ciclo de vida, descrita pelas normas da série ISO 14000, permitindo o cálculo de um índice representativo do impacto ambiental causado pelas indústrias.

Para facilitar e ampliar a utilização do procedimento de análise ambiental de um processo industrial, a metodologia desenvolvida foi implementada em um *software* em linguagem visual, possibilitando o cálculo do índice de pressão ambiental a partir dos dados do inventário ambiental de um processo. As instruções para *download* do *software*, denominado “SAAP – Sistema de Avaliação Ambiental de Processos – Versão 1.0”, estão disponíveis na página do livro no *site* da editora (<http://www.ofitexto.com.br/produto/avaliacao-ambiental-de-processos-industriais-.html>).

Capítulo I

Análise do ciclo de vida e as normas da série 14000

1.1 A ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL PARA NORMALIZAÇÃO

1.1.1 Estrutura da ISO

A Organização Internacional para Normalização (International Organization for Standardization – ISO) é uma federação mundial composta por 130 membros de entidades nacionais de normalização, sendo um membro de cada país associado. De acordo com a sigla, esta organização deveria se chamar IOS e não ISO; porém, optou-se pelo nome ISO, derivado da palavra grega *isos*, cujo significado é “igual”.

A ISO é uma organização não governamental criada em 23 de fevereiro de 1947, cuja missão é promover o desenvolvimento da normalização mundial com o objetivo de facilitar o comércio internacional de bens e serviços e desenvolver a cooperação de atividades científicas, tecnológicas e econômicas. O trabalho da ISO resulta em acordos internacionais, os quais são publicados como normas internacionais.

A existência de normas distintas para tecnologias similares em diferentes países e regiões pode contribuir para a imposição de barreiras técnicas ao comércio internacional. A origem da ISO está, portanto, ligada à necessidade de derrubar tais barreiras, de modo a incrementar o intercâmbio comercial mundial.

A normalização internacional está bem estabelecida para muitas tecnologias em diversos campos da economia. Ela continuará a crescer em importância para todos os setores da atividade industrial. Os usuários e clientes têm maior confiança em produtos e serviços em conformidade com as normas internacionais.

Cada país componente da ISO possui um membro proveniente da mais representativa entidade normalizadora de seu país. O Brasil possui

Capítulo III

Medição do desempenho ambiental de um processo

3.1 O SOFTWARE SAAP

O *software* SAAP (Sistema de Avaliação Ambiental de Processos) versão 1.0 foi desenvolvido em linguagem Delphi versão 5.0, que utiliza compilador pascal orientado a objeto, permitindo compatibilidade com ambiente Windows. Ele é instalado no computador pelo duplo clique no arquivo *Setup*, que é executável e automaticamente instalará o programa e seus arquivos de suporte no diretório “Arquivos de Programas”, dentro do qual será criado o diretório “SAAP” e, dentro deste, o diretório “Sistema de Avaliação Ambiental de Processos”. Durante a instalação, também é criado o ícone do programa (Fig. 3.1), que pode ser utilizado como atalho na área de trabalho do computador.

Ao entrar no programa, aparece a tela de abertura com o nome “SAAP – Sistema de Avaliação Ambiental de Processos – Versão 1.0” (Fig. 3.2). Essa tela permanece ativa durante cinco segundos, até que a tela de seleção dos índices ambientais (Fig. 3.3) seja carregada pelo computador.

Os índices são mostrados com as respectivas abreviações. Ao se posicionar o ponteiro do *mouse* sobre cada um deles, aparece o nome por extenso. Selecionado um índice ambiental, abre-se a sua respectiva tela.

A seleção dos índices encontra-se sempre ativa quando se estiver em uma tela de algum índice. Entretanto, alguns índices abrem telas internas para a entrada de dados. Quando acionada alguma tela interna de um índice, a seleção dos outros índices torna-se inativa. Para haver a seleção de outro índice, deve-se acionar o botão “voltar” e retornar à tela inicial do índice. O botão “calcular” também faz retornar à tela inicial do índice, ativan-



FIG. 3.1 Ícone do software SAAP

do a seleção dos outros índices, porém transfere valores que porventura tenham sido digitados.

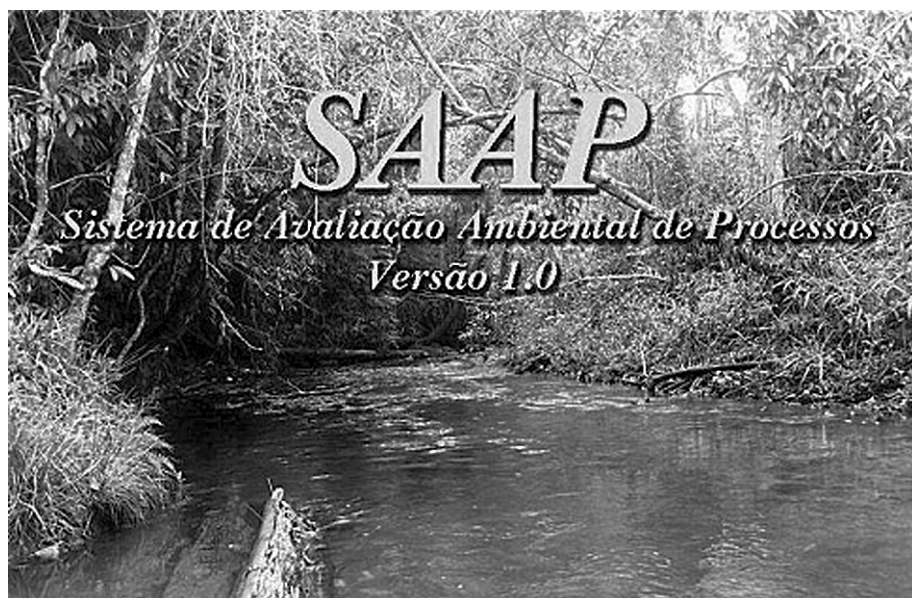


FIG. 3.2 Tela de abertura do programa SAAP



FIG. 3.3 Tela de seleção dos índices ambientais

Os fatores de conversão são utilizados para calcular os efeitos diretos do composto original emitido. Podem existir efeitos indiretos tanto negativos quanto positivos quando os compostos individuais reagem quimicamente na atmosfera. Um exemplo é a oxidação do metano para dióxido de carbono. Os efeitos indiretos podem mudar os resultados de compostos particulares, mas não podem, no momento, ser incluídos nos cálculos, em razão de incertezas científicas (Chehebe, 1998).

Guinée (1998) recomenda, porém, que seja utilizado o tempo de integração de 100 anos para o cálculo dos fatores de equivalência, o que tem sido aceito mundialmente. A Tab. 3.3 apresenta os fatores de equivalência (PAG) utilizados no programa computacional para o horizonte de 100 anos.

O valor total do indicador de aquecimento global (Vag) é calculado pela Eq. 3.2, cuja unidade é expressa em kg CO₂ equivalente:

$$V_{ag} = \sum_{j=1}^m K_{1,j} \times X_{1,j} = \sum_{j=1}^m PAG_{1,j} \times m_{1,j} \quad (3.2)$$

onde $m_{1,j}$ é a massa da substância em kg.

Atualmente as indústrias estrangeiras e brasileiras têm encontrado muitas dificuldades em quantificar as emissões de gases de efeito estufa dos seus processos produtivos. Para facilitar essa quantificação, o IPCC, em conjunto com o IISI (International Iron and Steel Institute), desenvolveu uma metodologia para o cálculo das emissões de CO₂ equivalente em função do consumo de combustíveis do processo, que foi ratificada pelo IBS (Instituto Brasileiro de Siderurgia).

O consumo de cada combustível em sua unidade original deve ser convertido para uma unidade comum

TAB. 3.3 FATORES DE CONVERSÃO (PAG) PARA O HORIZONTE DE 100 ANOS

COMPOSTO	PAG (kg CO ₂ eq./kg gás)
CO ₂	1
CH ₄	21
NO ₂	290
CFC-11	3.500
CFC-12	7.300
CFC-113	4.200
CFC-114	6.900
CFC-115	6.900
HCFC-22	1.500
HCFC-123	85
HCFC-124	430
HFC-125	2.500
HFC-134a	1200
HCFC-141b	440
HCFC-142b	1.600
HFC-143a	2.900
HFC-152a	140
CCl ₄	1.300
CH ₃ CCl ₃	100
CF ₃ Br	5.800

Fonte: *Helsinki University of Technology (1996).*

de energia. Para isso, deve-se multiplicar o consumo pelo poder calorífico inferior do combustível (PCI). A unidade comum de energia adotada pelo IPCC é o terajoule (TJ) (IBS, 2000). A Tab. 3.4 apresenta os valores do PCI recomendados pelo IPCC, pelo Balanço Energético Nacional e pelos Balanços Energéticos Globais e Utilidades da Associação Brasileira de Metalurgia e Materiais.

TAB. 3.4 PODER CALORÍFICO INFERIOR (PCI) PARA DIVERSOS COMBUSTÍVEIS

	COMBUSTÍVEL	PCI (TJ/10 ³ ton)
Fóssil líquido	Óleo cru	42,54
	Gás natural líquido	45,22
	Gasolina	44,80
	Querosene para aviação	44,59
	Outro querosene	44,75
	Óleo diesel	43,33
	Óleo combustível residual	40,19
	Gás liquefeito de petróleo	47,31
	Etano	47,49
	Nafta	45,01
	Betume	40,19
	Lubrificantes	40,19
	Coque de petróleo	31,00
	Gás de refinaria	48,15
	Outros óleos	40,19
Fóssil sólido	Antracito	27,20
	Carvão coqueificável	-
	Outros carvões betuminosos	27,20
	Carvões sub-betuminosos	-
	Linhito	-
	Turfa	-
	Combustíveis patenteados	-
	Coque	28,88
	Gás de coqueria	36,70
Gás de alto-forno	-	
Fóssil gasoso	Gás natural	37,31
Biomassa	Biomassa sólida	28,46
	Biomassa líquida	-
	Biomassa gasosa	-

Fonte: IPCC (1996); IBS (2000).

fera pode ser parcialmente compensada pelo aumento da radiação solar ultravioleta, a qual leva a um aumento na taxa de geração de ozônio na baixa estratosfera.

A descoberta, em 1985, do buraco na camada de ozônio sobre a Antártica, alertou a população mundial sobre os riscos inerentes a esse processo. Na época, medidas feitas pelo satélite americano Nimbus-7 demonstraram uma diminuição de 40% na quantidade de ozônio sobre a Baía de Halley, na costa Antártica. Na primavera de 1987, os níveis de ozônio diminuíram em 60% em alguns pontos sobre o continente. Em 1992, medidas feitas pelo mesmo satélite constataram um buraco na camada abrangendo uma área de 23,4 milhões de km² sobre o polo Sul (Mycock et al., 1995). Em setembro de 2000, o satélite americano Toms-EP constatou que a destruição da camada de ozônio sobre a Antártica atingiu um recorde de 28,3 milhões de km², como mostra a Fig. 3.12. O ponto máximo é estimado em 20 anos, quando o atual processo destrutivo da camada de ozônio começará a se reverter.

Explosões nucleares também foram outro fator que contribuiu para a destruição da camada de ozônio. Entre 1961 e 1962, os Estados Unidos e a então União Soviética detonaram 340 megatons de explosivos nucleares na atmosfera (Mycock et al., 1995). A onda de choque da explosão aquece o ar a temperatura em milhares Kelvin, e a concentração de NO_x em equi-

líbrio com o nitrogênio e o oxigênio atmosféricos torna-se significativa, contribuindo para a destruição do ozônio.

O buraco na camada de ozônio sobre a Antártica começa no final de agosto, aumenta em setembro, atinge seu ponto máximo no início de outubro e desaparece em novembro. A maior parte do ozônio sobre as regiões polares é formada nos trópicos e transportada até lá pela circulação das massas de ar na estratosfera. Durante o inverno e parte da primavera, predomina na estratosfera Antártica um tipo de circulação das

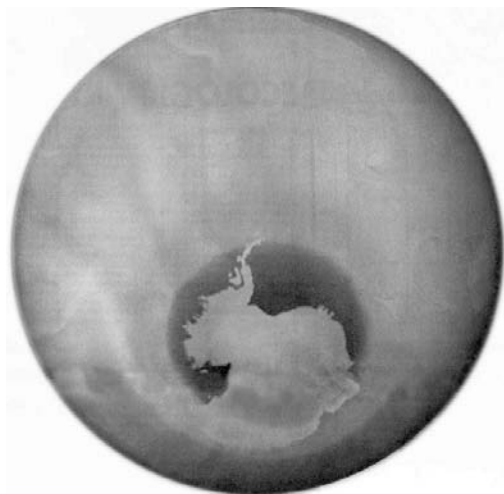


FIG. 3.12 Buraco da camada de ozônio medida pelo satélite Toms-EP em setembro de 2000

massas de ar em forma de redemoinho, chamado vórtice polar. O vórtice isola a estratosfera sobre a Antártica da estratosfera do resto do planeta, ou seja, não deixa entrar o ozônio formado nos trópicos e não deixa sair a massa de ar presa em seu interior. No interior do vórtice, inicialmente há níveis normais de ozônio, que decaem pela presença dos CFCs. À medida que os CFCs vão chegando à estratosfera do polo Sul, suas moléculas vão sendo quebradas e os átomos de cloro, liberados. Esses átomos, por sua vez, reagem com o dióxido de nitrogênio (NO_2) e o metano (CH_4) para formar os compostos químicos ClNO_3 e HCl , que não destroem a camada de ozônio (Araújo, 1993).

Dentro do vórtice, a temperatura pode atingir, do início do inverno ao início da primavera, valores abaixo de 78°C negativos, propiciando a formação de nuvens estratosféricas de cristais de gelo e de cristais de ácido nítrico tri-hidratado ($\text{HNO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$). Pelas reações químicas que ocorrem nas superfícies desses cristais, os compostos químicos ClNO_3 e HCl , inofensivos ao ozônio, são transformados nas formas Cl_2 , HOCl e ClNO_2 , que destruirão quase todo o ozônio dentro do vórtice, dando origem ao buraco, nos meses de julho e agosto. Em setembro, com o começo da primavera e o retorno da luz solar ao centro do vórtice, as nuvens desaparecem e ocorre a fotólise do ClNO_2 , do Cl_2 e do HOCl , liberando grandes quantidades de Cl e ClO , que começam a destruir o ozônio (Araújo, 1993). Em outubro, ocorrem os mais baixos níveis de ozônio e, em novembro, o desaparecimento do buraco devido à quebra do vórtice polar, que permite a entrada das massas de ar ricas em ozônio, provenientes dos trópicos, e a diluição da massa de ar pobre em ozônio que estava confinada no interior do vórtice polar.

Nas latitudes tropicais e temperadas do planeta, não há a formação de nuvens estratosféricas, e os átomos de cloro liberados dos CFCs são rapidamente imobilizados nas formas ClNO_3 e HCl , que não destroem o ozônio. Não há a formação de um buraco na camada, mas já ocorreram perdas maiores que 10% na concentração do ozônio, nas latitudes temperadas do planeta.

Impactos ambientais causados pela destruição da camada de ozônio

A destruição da camada de ozônio tem como consequência o aumento da radiação ultravioleta na faixa de 280 a 320 nm (UV-B), que possui energia suficiente para lesar estruturas biológicas muito importantes como o DNA

tos importantes e do desenvolvimento de novas técnicas. Somente agora se começa a compreender os efeitos a longa distância da poluição, que podem influenciar processos físicos e químicos fundamentais da atmosfera e do clima terrestre, e a se reconhecer a importância desses fenômenos na manutenção da vida terrestre. Diversos organismos internacionais participam de projetos visando ao emprego seguro de produtos químicos, e numerosos países criaram programas de trabalho de repercussão internacional sobre essa questão, pois os riscos ligados às substâncias químicas ultrapassam as fronteiras geográficas e políticas (Pereira, 1999).

Cálculo do índice de toxicidade

Heijungs et al. (1992) elaboraram, para os meios ar, água e solo, fatores de caracterização para a emissão de substâncias tóxicas ao ser humano, utilizando os consumos *per capita* diários de ar e água, a população mundial e os volumes de ar, água e solo terrestres. Usa-se também, para o cálculo do indicador, o consumo diário aceitável de uma substância por quilo de peso. A soma do produto dos três fatores de emissão para o ar, o solo e a água resulta no valor do indicador. Heijungs et al. (1992) consideram que esses fatores de caracterização para a toxicidade humana deveriam ser considerados como uma indicação, até que métodos melhores sejam desenvolvidos.

A toxicidade é um efeito combinado das intoxicações crônica e aguda, que, por sua vez, são função de bioacumulação e mobilidade no meio ambiente. Os impactos toxicológicos estão em uma categoria para a qual o transporte de substâncias entre os meios representa um papel importante. As substâncias químicas não permanecem estáticas no compartimento ambiental para o qual foram emitidas. Elas tendem a se espalhar para os outros compartimentos. Uma substância tóxica pode trazer mais riscos a outro compartimento ambiental do que no compartimento para o qual foi emitida originalmente. Por exemplo, uma substância tóxica volátil emitida para a água evapora, em grande parte, para o ar, onde pode trazer riscos à saúde dos indivíduos que vierem a respirar o ar contaminado. Vários autores recomendam incorporar a dispersão de poluentes nesta categoria (Heijungs et al., 1992; Lindfors et al., 1995; Hauschild; Wenzel, 1998; Guinée, 1998).

Hauschild e Wenzel (1998) e Huijbregts (1999) desenvolveram fatores de caracterização para as toxicidades humana, terrestre e aquática considerando a dispersão de poluentes em regiões de clima temperado.

Esses fatores foram desenvolvidos com base no sistema climático europeu e tendo como substância referência o composto 1,4-diclorobenzeno. Portanto, não é confiável utilizar esse modelo em regiões tropicais. Além disso, os limites máximos de emissão da substância 1,4-diclorobenzeno não são definidos para nenhuma legislação ambiental estrangeira.

Seppälä (1999) avalia a ecotoxicidade nas subcategorias toxicidade aquática aguda, toxicidade aquática crônica e toxicidade terrestre crônica. São utilizados na avaliação a emissão de metais pesados e compostos orgânicos persistentes, para a atmosfera e para a água.

Goedkoop et al. (1995) utilizam os fatores de caracterização para metais pesados e compostos carcinogênicos. Os metais pesados são convertidos em chumbo equivalente e os compostos carcinogênicos, em hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Oliveira (2000) utiliza esses fatores de caracterização para avaliar a toxicidade humana crônica decorrente da emissão de processos metalúrgicos.

O modelo desenvolvido neste trabalho avalia a toxicidade humana crônica e aguda utilizando os fatores de caracterização definidos por Goedkoop et al. (1995) para metais pesados e compostos carcinogênicos, e os fatores para emissão de dioxinas e geração de resíduos sólidos perigosos.

Os fatores de conversão k_{ij} para transformação dos compostos causadores de toxicidade em unidade equivalente são denominados Potenciais de Toxicidade (PT). Eles foram desenvolvidos para comparar as emissões de diferentes compostos. O potencial de toxicidade é a relação entre o consumo *per capita* de ar ou água (CP) multiplicado pela população mundial (M), dividido pelo volume mundial de ar ou água (V) e pela ingestão diária máxima aceitável da substância tóxica (IDMA), como descrito pela Eq. 3.11 (Goedkoop et al., 1995; Guinée, 1998):

$$PT = \frac{CP}{V} \times \frac{M}{IDMA} \quad (3.11)$$

onde:

PT = potencial de toxicidade;

CP = consumo *per capita* de ar ou água;

M = população mundial;

V = volume mundial de ar ou água;

IDMA = ingestão diária máxima aceitável da substância tóxica.