CONTABILIDADE

AMBIENTAL:

TEORIA,
METODOLOGIA
E ESTUDOS
DE CASOS

NO

BRAJIL

RONALDO SEROA DA MOTTA

Coordenador



Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

Ministério do Planejamento e Orçamento

IPEA

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA

O IPEA é uma fundação pública vinculada ao Ministério do Planejamento e Orçamento cujas finalidades são: auxiliar o ministro na elaboração e no acompanhamento da política econômica; e prover atividades de pesquisa econômica aplicada nas áreas fiscal, financeira, externa e de desenvolvimento setorial.

SERVIÇO EDITORIAL

Brasília: Ed. BNDES, 10º andar, sala 1005 Setor Bancário Sul - 70076-900 - Brasília, DF. Rio de Janeiro: Av. Pres. Antônio Carlos, 51 14º andar - 20020-010 - Rio de Janeiro, RJ. PRESIDENTE Andrea Sandro Calabi

DIRETOR EXECUTIVO Fernando Antonio Rezende da Silva

DIRETOR DE ADMINISTRAÇÃO E DESENVOLVIMENTO INSTITUCIONAL Luiz Antônio de Souza Cordeiro

DIRETOR DE PESQUISA Claudio Monteiro Considera

SERVIÇO EDITORIAL

COORDENAÇÃO Marilda Delayti Barroca

PROGRAMAÇÃO VISUAL Nelson Cruz Luiz Carlos Dias

REVISÃO
Lucia Duarte Moreira
Elaine O. Couto*
Elisabete C. Soares*
Jerônimo E. Santo*
Luiz Carlos Palhares*
Míriam Nunes da Fonseca
Nilson Souto Maior

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA Jorge Luís Morandi Mário César Schössler Barboza Henrique Costa Correia da Silva Carlos José de Almeida Pereira* Carlos Henrique Santos Vianna*

DIGITAÇÃO Roberto das Chagas Campos Maria Hosana Carneiro Cunha



Contabilidade Ambiental: Teoria, Metodologia e Estudos de Casos no Brasil

RONALDO SEROA DA MOTTA Coordenador

^{*} Bolsistas Anpec.

CONTABILIDADE AMBIENTAL: TEORIA, METODOLOGIA E ESTUDOS DE CASOS

333.7

RONALDO SEROA DA MOTTA

Coordenador



ADCHA

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada DIPES - Diretoria de Pesquisa

Rio de Janeiro, dezembro de 1995

© Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÓMICA
APLICADA
TOMBO
N.º 21624-0
DATA 29 / 8 / 96

500 ros

MOTTA, Ronaldo Seroa da, coord.

Contabilidade ambiental: teoria, metodologia e estudos de casos no Brasil: Rio de Janeiro, IPEA, 1995. VI, 126 p.

1. Economia do meio ambiente. 2. Contas ambientais - Brasil.

CDD 333.7152

CDU 333.7 (81)

Este trabalho é da inteira e exclusiva responsabilidade de seus autores. As opiniões nele emitidas não exprimem, necessariamente, o ponto de vista do Ministério do Planejamento e Orçamento.

Índice

Agradecimentos	1
Introdução	5
PARTE I Aspectos Teóricos e Metodológicos	
CAPÍTULO 1 Sistemas de Contas Nacionais	11
1.1 - Definição	11
1.2 - Origem dos SCNs	
1.3 - O Produto Interno Bruto	12
1.4 - A Fronteira de Produção	13
1.5 - O Conceito de Renda	13
1.6 - A Questão dos Recursos Naturais	14
CAPÍTULO 2	
Sistemas de Contas Ambientais	
2.1 - Abrangência das Contas Ambientais	
2.2 - Classificação dos Recursos Naturais	18
Anexo	25
CAPÍTULO 3	
Sistemas Integrados	
 3.1 - Objetivos do Sistema Integrado de Contabilidade Econômica Ambiental (Sicea) 	e 31
3.2 - Estrutura do Sicea	
3.3 - Procedimentos de Valoração	

CAPÍTULO 4	
Principais Contribuições da Literatura	3
4.1 - Custos de Degradação	3
4.2 - Custos de Exaustão	_ 43
PARTE II Estudos de Casos no Brasil	
CAPÍTULO 5 Estimativas dos Custos de Exaustão dos Recursos Minerais no Brasil	E0
5.1 - Método	_ 58
5.2 - Base de Dados	_ 58
5.3 - Resultados	_ 63
CAPÍTULO 6 Estimativas dos Custos de Exaustão dos Recursos Florestais	
no Brasil	_ 67
6.1 - Método	_67
6.2 - Base de Dados6.3 - Resultados	_68
CAPÍTULO 7 Estimativas dos Custos de Degradação dos Recursos Hídricos	
no Brasil	_71
7.1 - Método	_71
7.3 - Resultados	_ 72
CAPÍTULO 8 Estimativas de Custos de Saúde Associados à Poluição Hídrico	
IIO DIASII	81
8.1 - Procedimentos Estimativos	82
8.2 - Resultados	88
CAPÍTULO 9	
Custos de Saúde Associados à Poluição do Ar no Brasil	93
9.1 - A Poluição do Ar em São Paulo	98
9.2 - A Poluição Atmosférica Urbana no Brasil — Uma Visão Geral	106
9.3 - Custos de Saúde	110
9.4 - Considerações Finais	115
Bibliografia	110

Agradecimentos

Este livro apresenta uma versão consolidada do relatório e respectivas publicações do projeto Estimativas de Contas Ambientais no Brasil, da Coordenadoria de Estudos do Meio Ambiente da Diretoria de Pesquisa do IPEA.

Esta pesquisa foi financiada com recursos do CNPq (Projeto 502.345/91) e do Pnud (Projeto IPEA-BRA 89/008).

A decisão de iniciar um projeto de Contabilidade Ambiental no IPEA surge em 1991 como resultado de uma coincidência de interesses do programa de trabalho da Diretoria de Pesquisa do IPEA e do Ministério do Meio Ambiente.

O arcabouço das Contas Ambientais era, à primeira vista, uma oportunidade de aproximação entre os gestores econômicos e ambientais na administração federal. A proximidade da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento a ser realizada no Rio de Janeiro (RIO-92) serviria também como um estímulo e prioridade para tal projeto.

A proposta do estudo do IPEA aqui relatada seria a de estudar e avaliar a literatura e definir orientações no sentido de estabelecer futuramente no país a sistematização da Contabilidade Ambiental, possivelmente no IBGE.

No sentido de atender a estas prioridades em curto prazo de execução, os resultados da pesquisa foram apresentados em diversas formas de

publicação e em vários seminários e conferências, inclusive durante a RIO-92 [May e Seroa da Motta (1994)].

Embora a pesquisa do IPEA, conforme este livro demonstra, tenha sido executada no prazo previsto e gerado os resultados esperados, infelizmente a parceria com o Ministério do Meio Ambiente não se concretizou, como também não se concretizaram os esforços do IBGE em sistematizar a Contabilidade Ambiental dentro do seu Plano Estatístico.

Falta de recursos, descontinuidade administrativa e inversão de prioridades explicam por que os objetivos de inserção da Contabilidade Ambiental no planejamento econômico não aconteceram no Brasil. Aliás, foram poucos os países que conseguiram atingir este estágio.

Ironicamente, mas esperado pelos executores do projeto, tal situação também pode ser explicada pela própria disputa teórica e metodológica que cerca a temática de Contas Ambientais, principalmente quanto à necessidade de adoção de princípios precisos de sustentabilidade. Seria lícito afirmar que a divulgação dos resultados da pesquisa e a exposição que eles trouxeram para a controvérsia do tema demonstraram aos parceiros do projeto que a prática da Contabilidade Ambiental requer um esforço institucional e técnico que não se realiza em cenários de descontinuidade de política econômica e ambiental.

Acreditando que tal cenário hoje se modifica, os executores do projeto esperam que a publicação deste livro sirva de orientação básica e essencial para os esforços futuros de geração de indicadores econômicos ambientais no país.

O coordenador da pesquisa gostaria de agradecer aos seus colaboradores. Equipe formada no bojo do projeto e que sempre demonstrou dedicação competente. Foi com extrema satisfação que orientou e aprovou três teses de mestrado dentro dos temas do próprio projeto.

Mais satisfação ainda foi observar que esta parceria continua gerando resultados promissores em vários outros projetos de pesquisa na Coordenadoria de Estudos do Meio Ambiente do IPEA.

Os créditos nos capítulos indicam claramente a decisiva colaboração da equipe.

Carlos Eduardo Frickmann Young, Professor de Contas Nacionais e Macroeconomia da FEA/UFRJ, hoje doutorando-se na University College London, sempre brilhante e criativo, foi certamente o mais próximo colaborador nas discussões teóricas e metodológicas.

Francisco Eduardo Mendes, oceanógrafo e mestre pela Coppe/PPE, foi nosso valioso e sempre competente especialista em meio ambiente e agora,

contaminado por devaneios da teoria econômica, continua participando de nossos projetos.

Peter May, doutor e professor de economia ecológica do CPDA/UFRJ e especialista em recursos florestais, sempre participante em nossos trabalhos de pesquisa, tem sido nosso maior divulgador e estimulador nos seminários da ECO-ECO que preside.

Ana Paula Mendes, economista mestre pelo IEI/UFRJ, atualmente no setor privado, tornou-se nossa especialista em custos de saúde e soube com toda competência operar sofisticadamente os métodos quantitativos que decidimos adotar.

Na parte quantitativa, todos gostaríamos de agradecer especialmente a Leonardo Rezende pela sua competência em analisar e processar as nossas ferramentas estatísticas. Na época nosso estagiário, Leonardo é atualmente mestrando e professor do Departamento de Economia da PUC/RJ, além de continuar participando de nossos projetos.

Conforme a leitura desse livro indicará, o esforço de pesquisa foi imenso. Para tal contamos com vários bolsistas do CNPq que, muitas vezes por curto espaço de tempo, estiveram nos ajudando sempre de forma dedicada e competente. Agradeço a Cynthia Araujo Nascimento, Edgar Menezes de Assis, Gustavo Marcio Gontijo Albergaria, Ana Lúcia Pinto Soares, Marco Aurélio Santos Cardoso, Tatiana Rosito, Renata Soares Dias de Souza, Paula Holzer Rennó, Adriana Expósito da Silva e Clician do Couto.

Reconheço também a competência e carinho do serviço editorial do IPEA, particularmente a Lucia Duarte Moreira, Luiz Carlos Palhares, Carlos Henrique Santos Vianna e Luiz Carlos Dias.

Gostaria de manifestar um agradecimento especial a Ricardo Varsano, ex-Diretor de Pesquisa do IPEA, que foi o primeiro a me incentivar a executar este projeto pioneiro. A Claudio Considera, atual Diretor, agradeço também o estímulo que ofereceu para que este livro fosse publicado.

Foram muitos os órgãos e pessoas que nos ajudaram no levantamento de dados e informações. Igualmente fomos beneficiados por zelosos amigos que leram e comentaram diversas partes da pesquisa. A estes dedicamos os agradecimentos nos capítulos específicos.

Introdução

Crescimento econômico e preservação ambiental são freqüentemente considerados objetivos antagônicos. Existem evidências suficientes para comprovar que industrialização e urbanização criam pressões significativas na base natural de uma economia, seja pela utilização acelerada de recursos naturais exauríveis nos processos produtivos, seja devido à geração de poluição que degrada a qualidade ambiental. Advoga-se, também, com evidências igualmente irrefutáveis, que as nações alcançaram níveis satisfatórios de crescimento à custa destas perdas ambientais. Portanto, tal padrão de crescimento se torna inevitável para aquelas nações que hoje se encontram ainda em processo de desenvolvimento.

No entanto, a questão ambiental não deve ser necessariamente entendida dentro dessa contradição. Embora ainda carente de evidências igualmente fortes, existem argumentos teóricos consolidados que permitem refutar as posições extremas já mencionadas. Esta alternativa tem sido denominada desenvolvimento sustentável. Nos últimos anos uma vasta literatura foi elaborada no sentido de construir as bases de um crescimento econômico dissociado da degradação ambiental [ver Pearce e Atkinson (1992), Turner (1992), Victor (1991) e Common e Perrings (1992)].

Dentro de uma perspectiva econômica, ¹ no cerne deste novo paradigma do crescimento — desenvolvimento sustentável — observam-se dois aspectos: *a*) a escassez dos recursos naturais e a dos serviços ambientais já se encontram em níveis suficientemente elevados para constituir uma ameaça à continuidade do padrão de crescimento até aqui observado;

¹ Para uma visão mais associada à ciência política ou à sociologia, ver Colby (1990).

b) isso implica que um novo padrão deve ser incentivado através do estabelecimento de novos preços relativos destes recursos naturais e serviços ambientais.

Embora tais aspectos permeiem esta nova literatura e em grande parte as ações das Organizações Não-Governamentais (ONG), a dimensão em que estes são colocados diverge em substância e delimitação. Nos extremos estão duas correntes: uma que segue o padrão de fraca sustentabilidade, no qual se encontra a hipótese de que existe substituibilidade perfeita entre capital natural e capital material. Ou seja, existe a possibilidade tecnológica de crescimento contínuo, desde que parte da renda econômica seja reinvestida de forma a manter o nível total de capital - natural e material - de uma economia. Desta forma, garante-se uma capacidade produtiva (e de acesso a recursos naturais de consumo direto) a gerações futuras equivalente ao que é disponível à geração presente.² No outro extremo, situa-se o padrão de forte sustentabilidade, no qual as duas formas de capital não são substituíveis e, portanto, o crescimento sustentável só se daria se o nível do estoque de capital natural fosse mantido constante. Ou seja, como seriam muito restritas as possibilidades tecnológicas de compensar perdas de capital natural por capital material, o bem-estar de gerações futuras somente estaria garantido se o estoque de capital natural fosse mantido intacto.3

Conforme se observa, o nível de consumo de capital natural torna-se, assim, um importante índice de sustentabilidade. Entretanto, na medida em que o uso do meio ambiente não é normalmente valorado via mercado, os valores da utilização, exaustão ou degradação dos recursos naturais não se revelam nos custos de produção ou consumo e, portanto, não são imputados nas Contas Nacionais. Ou seja, as medidas de renda não refletem os custos ambientais associados a produção e consumo. Como a preocupação fundamental está centrada na produção, a degradação/exaustão dos recursos naturais só é considerada como ganho à economia: nenhuma perda é imputada.

O emprego de recursos ambientais na produção interfere de duas formas distintas nas relações econômicas:

a) A utilização dos recursos ambientais como insumos (*inputs*) pelo setor produtivo corresponde a serviços ambientais que o meio ambiente presta. No caso de não ocorrer o pagamento respectivo, transformam-se em subsídios que deveriam ter seu valor imputado (acrescido) aos custos de produção. Quando a comercialização deste serviço ocorre, o serviço resultante já está

considerado na medida da renda como, por exemplo, a venda de minérios ou a extração de madeira.

b) Todavia, a utilização de recursos ambientais por agentes econômicos pode implicar perdas ambientais. Para os recursos renováveis, estas perdas, em termos intratemporais, podem ser imputadas como custos adicionais para solucionar problemas por elas desencadeados ou em perdas de produção em setores dependentes destes recursos ou, ainda, por sacrificar outros possíveis usos dos recursos naturais. Isso reduziria o nível de bem-estar dos agentes econômicos afetados. As perdas ambientais representam, assim, um custo externo negativo e, portanto, devem ser abatidas do produto. No caso de recursos exauríveis, a perda ambiental tem dimensão intertemporal e se resume ao custo de uso que as gerações presentes devem pagar ou deduzir da sua renda, de forma a compensar as gerações futuras pelo esgotamento desses recursos.

Assim, é possível definir uma medida de renda sustentável como aquela em que o consumo (ou depreciação) do capital natural é considerado ao incorporar:

- a) a dimensão intertemporal do uso do meio ambiente, entendida como o custo de uso devido ao esgotamento de um recurso finito;
- b) a dimensão intratemporal, que reflete o decréscimo corrente do nível de utilidade ou de produção dos agentes econômicos devido às externalidades geradas pela degradação ambiental.

A proposta de um desenvolvimento econômico ambientalmente sustentável não somente diz respeito a como se deve utilizar os recursos naturais, mas também em que nível se deve aproveitá-los. E essa é uma questão essencialmente macroeconômica. Em outras palavras, a tentativa de estabelecer algum procedimento em nível da Contabilidade Social para estimar o impacto, em termos agregados, do uso dos recursos naturais deve, como conseqüência, resultar em novas formas de cálculo da renda e seus agregados.

A questão da mensurabilidade da renda sustentável se constitui na etapa mais controvertida da Contabilidade Ambiental. Entretanto, a introdução da variável ambiental nas Contas Nacionais não deve ser reduzida somente à finalidade de apresentar agregados de renda. Na realidade a Contabilidade Ambiental deve ser entendida como um instrumental poderoso para o planejamento. Conforme será discutido neste livro, as estimativas de Contas Ambientais geram importantes indicadores para a avaliação das políticas econômicas e ambientais [ver Seroa da Motta (1991a e b) e Seroa da Motta e Reis (1994)].

O principal objetivo deste livro é então oferecer uma versão clara e completa da temática de Contabilidade Ambiental de forma a orientar esforços futuros em outras instituições e projetos acadêmicos.

² Esta é a premissa dos textos seminais de Solow (1978) e Hartwick (1977) sobre equidade intertemporal na alocação de recursos naturais.

³ Uma hipótese intermediária de sustentabilidade seria aquela em que determinaria que tipo de capital é substituível ou qual o nível de substituição possível.

O livro está dividido em duas partes. A primeira procura oferecer uma dimensão detalhada dos aspectos teóricos e metodológicos da Contabilidade Ambiental. A segunda parte apresenta alguns estudos de caso de Contas Ambientais realizados para o Brasil.

Na Parte I, uma longa dissertação se faz necessária na medida em que a literatura do tema está repleta de controvérsias. Conforme será observado, as controvérsias analisadas abrangem tanto as formas de classificação dos recursos naturais quanto as formas de contabilização e valoração. Além destas disputas, há que se considerar também as implicações do princípio da sustentabilidade adotado em cada preferência metodológica.

O Capítulo 1 apresenta uma breve resenha dos Sistemas de Contas Nacionais no sentido de apontar o vazio conceitual e metodológico destes sistemas no que tange à contabilização dos recursos naturais.

O Capítulo 2 introduz as principais questões teóricas e metodológicas dos sistemas propostos de Contas Ambientais e procura classificá-los de acordo com a literatura pertinente.

O Capítulo 3 discute uma proposta do Escritório Estatístico das Nações Unidas para um sistema integrado de estatísticas econômicas e ambientais. Conforme será discutido, esta proposta, apesar de harmonizar conceitos, não oferece ainda uma metodologia ausente de disputas teóricas e metodológicas.

O Capítulo 4 apresenta uma crítica detalhada das principais contribuições teóricas, metodológicas e empíricas da literatura.

A Parte II apresenta versões resumidas dos estudos de casos de Contas Ambientais realizados na Coordenadoria de Estudos do Meio Ambiente da Diretoria de Pesquisa do IPEA sob coordenação de Ronaldo Seroa da Motta. Estes trabalhos já foram publicados em outras formas na literatura e as versões aqui apresentadas foram elaboradas no sentido de oferecer exemplos práticos das dificuldades e controvérsias discutidas na Parte I.

Os Capítulos 5, 6 e 7 apresentam os estudos mais abrangentes de estimativas de consumo de capital natural no Brasil no sentido de internalizar os resultados encontrados no interior das Contas Nacionais. Todavia, o esforço de estimação não é exaustivo e engloba apenas alguns aspectos do uso dos recursos minerais, florestais e hídricos.

Os Capítulos 8 e 9 tratam de estimativas de custos de saúde associados à poluição da água e do ar com o objetivo de oferecer indicadores econômicos ambientais e não somente formas ajustadas de renda e produto.

Ronaldo Seroa da Motta

PARTE I

Aspectos Teóricos e Metodológicos

Sistemas de Contas Nacionais

Carlos Eduardo Frickmann Young Ronaldo Seroa da Motta

1.1 - Definição

s Sistemas de Contas Nacionais (SCNs) são conjuntos integrados de identidades, tabelas e balanços macroeconômicos que buscam representar os processos de geração, circulação e apropriação de riqueza através de informações quantitativas sobre as transações econômicas efetuadas entre os agentes de uma economia, agrupados em categorias relevantes, durante determinado período de tempo, normalmente convencionado em um ano.

A grande aceitação e interesse despertado pelos Sistemas de Contas Nacionais levou à sua difusão por todos os países ao longo da segunda metade deste século. A fim de tornar possível a comparação dos resultados obtidos entre países distintos, a ONU empreendeu um esforço de definir conceitos, classificações e regras contábeis comuns a qualquer sistema econômico atual. Essas recomendações resultaram em um manual denominado *A System of National Accounts* (SNA) a ser seguido pelos organismos responsáveis pela elaboração das Contas Nacionais em cada país membro e que é periodicamente revisado. Embora existam diferenças metodológicas na aplicação dessas normas, a sua aceitação tornou possível obter medidas comparáveis do desempenho das diversas economias do planeta.

1.2 - Origem dos SCNs

A origem dos Sistemas de Contas Nacionais deve-se à preocupação em obter medidas de desempenho do sistema econômico como um todo. A despeito de trabalhos pioneiros buscando quantificar a riqueza das nações existirem desde o século XVII, o desenvolvimento sistemático das Contas Nacionais

data das décadas de 30 e 40 deste século. Até então a coleta de informações e a geração de estatísticas primárias e derivadas eram de responsabilidade de instituições independentes, públicas ou privadas, sem um elemento coordenador e sem grandes preocupações de compatibilização metodológica. A elaboração de estatísticas econômicas agregadas era resultado de esforços individuais de pesquisa.

O desenvolvimento da teoria macroeconômica keynesiana e a difusão de técnicas de planejamento no pós-guerra despertaram a necessidade de se dispor de um sistema integrado de informações econômicas. O surgimento dos Sistemas de Contas Nacionais visava atender à demanda de técnicas de quantificar o impacto e eficácia das políticas econômicas. A primeira versão do Sistema de Contas Nacionais proposta pela ONU (A System of National Accounts) foi apresentada em 1953, sendo seguida pelas revisões de 1958 (Revisão 2), 1968 (Revisão 3) e 1991 (Revisão 4).

No Brasil, os primeiros trabalhos de Contabilidade Nacional foram iniciados pela Fundação Getulio Vargas (FGV) em 1949. Esse organismo foi responsável pelas Contas Nacionais brasileiras até dezembro de 1986, quando essa incumbência foi transferida para o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). As alterações metodológicas também são freqüentes nas Contas Nacionais do Brasil e atualmente o IBGE está implantando uma nova versão, denominada Novo Sistema de Contas Nacionais, formulada ainda sob as recomendações da Revisão 3 do SNA.

1.3 - O Produto Interno Bruto

A variável-síntese das Contas Nacionais é o Produto Interno Bruto (PIB). Como aponta a Revisão 4 do SNA [ONU (1991, p.69)], o PIB é o resultado da soma do valor adicionado bruto de todas as unidades produtoras residentes em uma economia, acrescido dos impostos indiretos líquidos de subsídios. O valor adicionado bruto é definido pela diferença entre o valor da produção e o consumo intermediário.

O PIB é também igual à demanda final da economia. Ou seja, é igual ao montante de bens e serviços destinados ao uso final: consumo das famílias e da coletividade, acumulação e exportação medidos a preços de comprador (purchase prices), menos o valor dos bens e serviços importados. O PIB é ainda igual ao somatório das rendas primárias que são distribuídas pelas

1 A valoração adotada pelas Contas Nacionais baseia-se nos preços observados no mercado, logo, após a incidência de impostos indiretos e subsídios. Seguindo essa convenção, a expressão *valoração* é aqui usada referindo-se a preços de mercado, observados ou imputados, e nunca no sentido atribuído pelas distintas teorias sociais do valor (valor-trabalho, valor-utilidade etc.).

1.4 - A Fronteira de Produção

O centro de preocupação das Contas Nacionais é sempre a atividade econômica, observada pelo lado da produção. Esta é contabilizada tanto pelo lado físico ou real, através do balanço entre insumos e o fluxo de bens e serviços produzidos e que possuem um destino final, quanto pelo lado econômico, que explicita a geração da renda e seu primeiro estágio de apropriação. O volume/valor do PIB depende fundamentalmente, portanto, do que se conceitua como produção. A definição da fronteira de produção possui esse papel, delimitando o conjunto de atividades consideradas produtivas.

Uma atividade só pode gerar produto/renda se estiver compreendida dentro de uma fronteira de produção. As atividades que estão excluídas dessa classificação, portanto, não são consideradas pelas Contas Nacionais e, por esse motivo, não afetam a medida do PIB.

Historicamente percebe-se que a definição de fronteira de produção tem variado consideravelmente. Na visão fisiocrática, a fronteira de produção ficava restrita à produção agrícola. Passou depois a incluir as atividades industriais e, por último, os serviços. Seguindo essa evolução, o SNA adota uma concepção bastante abrangente do que seja produção:

"This production covers all goods and services which are actually delivered to other economic units whether paid for in money or not; it covers also goods which are retained by the producer for his own use but which could have been offered to other economic units on the market; finally it also includes services produced for own use by processes of production in which the factors of production employed are remunerated by the producer" [ONU (1991, p.28)].

1.5 - O Conceito de Renda

O cálculo da renda acompanha as convenções adotadas para a determinação da fronteira de produção. A renda nas Contas Nacionais é definida como resultado da atividade produtiva e se expressa no conjunto de remunerações primárias. Porém, a despeito de assumir valores idênticos aos do produto, a renda possui, ainda, um outro significado. A renda indica também a variação da riqueza ou acumulação de ativos produzidos em uma economia, não

devendo ser confundida com receita, que representa uma troca ou transferência de ativos, simétrica à receita. Conforme Boulding (1949, p.77-78):

"There is no change in the total of assets as an imediate result of the receipt or expenditure, for it is a fundamental accounting convention that in exchange equal values are exchanged. A receipt or an expenditure merely represents a change in the form of assets - from non-liquid to liquid in the case of a receipt, from liquid to non-liquid in the case of an expenditure.(...) Money income is the money value of the gross growth in assets. Real income is the gross growth in assets in physical therms."

Esse princípio norteia as relações entre produção, riqueza e renda nas Contas Nacionais: a produção é a única fonte de variação da riqueza, e essa variação da riqueza, disponível para consumo ou acumulação, é a renda. Não pode haver geração de renda sem haver produção, e vice-versa. Receitas obtidas de forma outra que não a produção não podem ser consideradas como renda.

Por exemplo, a receita auferida pela venda de parte do estoque de capital herdado do período anterior não significa acréscimo de riqueza para a economia, mas simplesmente uma troca de ativos entre dois agentes, um preferindo preservar sua riqueza sob forma líquida e outro optando por preservá-la sob forma não-líquida. Qualquer acréscimo de riqueza percebido por um dos agentes envolvidos na troca corresponderá a uma perda automática do outro.

De acordo com o exposto anteriormente, os estoques de bens acumulados ao final de um determinado período contábil só podem ser considerados como adição de riqueza à economia como um todo quando tratados em termos de variações líquidas em relação ao período anterior. Assim, se ocorre uma variação negativa nos estoques, é porque houve uma perda de riqueza, o que deve diminuir a renda do período em questão. Pela mesma razão considera-se a renda líquida melhor indicador da variação da riqueza do que a renda bruta, pois esta última admite como aumento efetivo do estoque de capital os investimentos que se destinam apenas a repor o capital fixo depreciado no período.

1.6 - A Questão dos Recursos Naturais

Existe, contudo, um conjunto de ativos que são utilizados como insumos dentro da fronteira de produção mas que não podem ser produzidos dentro dela. A Revisão 4 do SNA [ONU (1991)] classificou-os como ativos não-produzidos, podendo ser tangíveis ou intangíveis. Dentre eles, destacam-se os recursos naturais. Uma vez que sua geração não é fruto de atividades produtivas, a variação de seus estoques não pode afetar a renda conforme é convencionalmente calculada. Por esse motivo, as Contas Nacionais ignoram

a exaustão² ou degradação dos recursos naturais, muito embora esses processos possam ter importância econômica para o país em questão. Como apontam Repetto *et alii* (1989, p.2):

"A country could exhaust its mineral resources, cut down its forests, erode its soils, pollute its aquifers, and hunt its wildlife and fisheries to extinction, but measured income would not be affected as these assets disappeared."

Como consequência, o cálculo do PIB só considera os ganhos que se obtêm na exploração desses recursos, gerando uma falsa sinalização quanto à sua utilização. Pelas atuais convenções, quanto mais utilizados os recursos naturais maior será o crescimento do produto. Mas, desta forma, não são levadas em conta as perdas de ativos não-produzidos decorrentes do processo de exaustão. Além disso, os custos de mitigação decorrentes de problemas ocasionados pela degradação dos recursos naturais são vistos como acréscimos do nível de atividade, como é o caso das despesas ocasionadas por despoluição ou descontaminação do meio ambiente.

Em outras palavras, a arquitetura adotada pelos Sistemas de Contas Nacionais deu ênfase à determinação do nível corrente de atividade, mas não apresentou soluções satisfatórias para lidar com a possível exaustão ou contínua degradação dos recursos naturais no longo prazo. Pode ser que, em parte, isso se deva a que a preocupação dos *policy makers* à época da formulação dos primeiros modelos de Contas Nacionais estava centrada em garantir níveis de atividade próximos ao pleno emprego através de mecanismos de política econômica de curto prazo. A capacidade de a economia manter o mesmo ritmo de atividades relacionadas à utilização de recursos naturais em períodos futuros poderia, nesse contexto, não ser uma questão preocupante.

Um exemplo claro da não preocupação com as perdas de recursos naturais é o que se refere ao tratamento dispensado à extração de recursos minerais. A estimativa do valor adicionado para essa atividade é obtida pela diferença entre o valor bruto da produção e o consumo intermediário, que leva em consideração despesas com insumos e operações industriais, e outras despesas correntes que não envolvem o pagamento de rendas primárias. O valor adicionado assim obtido é distribuído entre remunerações a empregados e excedente operacional. Em outras palavras, o excedente da extração mineral equivale à diferença na "boca da mina" (run of mine) do valor de venda do minério menos os custos correntes de extração, inclusive com mão-de-obra. Todavia, a extração do minério implica uma diminuição do estoque de ativos não-produzidos. O valor monetário dessa perda está embutido na receita

² O termo exaustão é empregado ao longo desta dissertação com o mesmo significado do anglicismo depleção, ou seja, esgotamento do recurso devido a sua exploração econômica.

obtida pelo minerador, mas não deveria fazer parte de sua renda. Nenhum esforço é feito para retirar do excedente o valor econômico dessa perda,³ o que equivale a considerar inalterado o estado da reserva mineral mesmo após a extração. Assim, o procedimento hoje vigente só pode ser considerado válido caso o recurso seja considerado inesgotável.⁴

Em outras palavras, esse tipo de procedimento se fragiliza quando a sustentabilidade das atividades econômicas baseadas na exploração de recursos naturais é colocada em questão. A sustentabilidade, entendida como a capacidade de explorar presentemente os recursos sem comprometer os níveis futuros de atividade, envolve uma perspectiva de tempo bem mais ampla do que as Contas Nacionais estão aptas a lidar. Com o intuito de introduzir essa nova dimensão no cálculo do produto, um número cada vez maior de estudos tem sido produzido propondo correções no tratamento dispensado aos recursos naturais dentro das Contas Nacionais. Esses estudos são conhecidos como Contas Ambientais e serão brevemente descritos no próximo capítulo.

3 Essa perda seria facilmente identificável se os preços de mercado desses minérios incorporassem a sua escassez futura através da chamada "renda de Hotelling" (o preço do minério supera o custo marginal de extração, devendo crescer ao mesmo ritmo da taxa de desconto da economia). Entretanto, essa hipótese pressupõe propriedade privada das reservas e a existência de concorrência perfeita na indústria extrativa mineral, premissas bastante distantes da realidade dos mercados de *commodities*, principalmente em países não-desenvolvidos. Ver Hotelling (1931), Hartwick e Hageman (1991) e Seroa da Motta (1992).

4 Esse raciocínio não se aplica ao consumo de insumos de origem mineral obtidos através de reciclagem, que é embutido dentro do consumo intermediário. A razão dessa diferença está em considerar os resíduos recicláveis como um produto da indústria de transformação, pertencendo ao conjunto de ativos que são originados dentro da fronteira de produção.

Ronaldo Seroa da Motta Carlos Eduardo Frickmann Young

omo apontam as resenhas disponíveis sobre o tema [El Serafy e Lutz (1989), Peskin e Lutz (1990), Seroa da Motta (1991a), Mueller (1991)], os diversos estudos de Contas Ambientais não apresentam formas consensuais sobre o tratamento a ser dispensado ao meio ambiente e recursos naturais e sobre a forma de inseri-lo dentro das Contas Nacionais. Este capítulo tem o intuito de apresentar os principais pontos divergentes entre tais estudos. O capítulo seguinte expõe o quadro contábil sugerido pelo United Nations Statistical Office (Unso) como forma de padronizar os estudos de Contas Ambientais, com aplicações para o México e Papua-Nova Guiné. O Capítulo 4 aprofunda a discussão teórica sobre alguns desses pontos, exemplificando através da exposição dos resultados alcançados em estudos para diversos países.

2.1 - Abrangência das Contas Ambientais

O primeiro ponto divergente refere-se aos objetivos propostos pelos autores que trabalham com Contas Ambientais. Percebe-se que o alcance pretendido de mudança sobre os SCNs varia consideravelmente, oscilando desde a construção de contas periféricas (contas satélites), que mantêm inalterado o cálculo do PIB convencional, até a formulação completa de um novo sistema de agregação de informações que não se restrinja apenas às transações de natureza econômica.

A origem dessa discordância está relacionada ao ponto de vista assumido pelo pesquisador sobre a relação economia/meio ambiente [ONU (1992, Cap. 1)]. Sob uma ótica estritamente ecológica, as transações econômicas constituem um subconjunto das inter-relações entre os seres humanos e os demais

componentes dos ecossistemas nos quais estão inseridos. Nesse sentido, a contabilidade econômica deveria ser tratada como uma parte de um sistema de contabilidade ambiental mais amplo, baseado nos balanços de troca entre o homem e a natureza. As propostas nessa linha sugerem, portanto, uma transformação radical dos SCNs, abandonando a lógica de valoração econômica para incorporar indicadores não-monetários, que só estariam equilibrados caso as ações humanas não implicassem distúrbios das funções naturais do ecossistema.

Já sob um ponto de vista econômico, a existência dos sistemas contábeis está subordinada às atividades econômicas. O meio ambiente deveria ser observado como um provedor de serviços que atuam para o bem-estar social. O propósito das Contas Ambientais seria, então, estabelecer funções econômicas para o meio ambiente e recursos naturais de modo a captar a variação na qualidade ou quantidade dos benefícios ofertados aos seres humanos. Tais funções econômicas, após serem valoradas e consolidadas em contas satélites aos SCNs, deveriam ser acrescidas ao PIB medido em seus moldes convencionais visando à criação de uma nova medida de produto e renda. Essa visão é majoritária entre os modelos de Contas Ambientais desenvolvidos, entre eles o proposto pelo Unso.

2.2 - Classificação dos Recursos Naturais

Um segundo aspecto de diferenciação nos estudos de Contas Ambientais diz respeito às formas de classificação dos recursos naturais. A prática tem sido separá-los em duas grandes categorias: recursos exauríveis e recursos de fluxo.

Os recursos exauríveis são aqueles cuja exploração pela atividade humana leva necessariamente a uma redução na sua disponibilidade futura, como é o caso dos recursos minerais e florestais. A disponibilidade futura varia inversamente com o ritmo de exploração dos recursos; logo, o enquadramento de um recurso como exaurível pressupõe a possibilidade de sua escassez futura. Conforme discutido em Seroa da Motta (1991a e 1992), o enfoque deve ser intertemporal: a preocupação deve ser com as variações ao longo do tempo nos estoques desses recursos e com a perda de riqueza decorrente de sua não disponibilidade para as gerações futuras.

Em contraste, os recursos de fluxo são aqueles que podem ter suas condições originais restauradas pela ação natural ou humana, como o ar e a água. A utilização desses recursos não reduz os seus estoques, ao menos no curto

prazo. No entanto, pode ocasionar sua degradação ou contaminação, gerando, dessa forma, perdas na capacidade produtiva e na qualidade de vida dos indivíduos das comunidades afetadas em um período de tempo. Em geral, essas questões podem ser tratadas como externalidades negativas que geram custos de degradação. O problema a ser equacionado pelas Contas Ambientais é como calcular e que significado têm essas externalidades. De acordo com Seroa da Motta (1991a e 1992), o enfoque deve ser intratemporal: a preocupação deve estar centrada nas externalidades geradas pelos fluxos de emissão e descarga que ocorrem dentro de um período e não no potencial esgotamento do recurso ao longo do tempo.

Outra forma de classificação está baseada na existência de mercados organizados de compra e venda para os recursos naturais. Esses mercados restringem-se apenas aos recursos exauríveis, inexistindo para os recursos de fluxo, sobre os quais não há direitos de propriedade. Os efeitos da degradação desses recursos sobre as atividades econômicas são indiretos e muitas vezes perceptíveis somente no longo prazo. As técnicas de imputação de valor passam a ter importância vital no estudo desses recursos, e a principal questão que tentam responder é saber quais seriam os preços de mercado que os recursos de fluxo assumiriam.

A exploração dos recursos exauríveis, ao contrário, visa a sua venda no mercado. Os efeitos da exaustão sobre os níveis correntes de produto e renda são diretos e os preços de mercado funcionam como primeira aproximação para sua valoração. No entanto, essa exploração traz uma redução imediata na disponibilidade das reservas, diminuindo a capacidade futura de produção e geração de renda. A questão crucial está em saber como os níveis correntes de renda podem variar em termos de intensidade, velocidade e direção, dada uma expectativa de decréscimo futuro na capacidade de produção.

Essa última forma de classificação possui a vantagem de associar a diferenciação entre os recursos naturais aos métodos pelos quais estão sendo valorados. Mas também é sujeita a situações nebulosas, pois se pode comercializar o direito de acesso a um recurso, sem que se esteja comercializando o próprio recurso. Por exemplo, pode-se cobrar uma taxa de visita a um parque florestal, mas isso não significa que a floresta esteja sendo comercializada. Logo, ainda que se opte por esse procedimento, o enquadramento dos recursos naturais em exauríveis ou de fluxo não fica isento de arbitrariedades, podendo variar de acordo com a classificação adotada para cada estudo.

2.2.1 - Recursos de Fluxo

Existem três proposições básicas visando ajustar as Contas Nacionais ao problema da degradação dos recursos de fluxo. A primeira sugere que sejam

¹ Recursos de estoque e recursos comercializáveis são outras denominações para esses recursos [ver Seroa da Motta (1991a)].

excluídos da demanda final todos os custos que a economia incorreu a fim de se precaver contra a poluição ou degradação decorrente do uso dos recursos de fluxo. São as chamadas "despesas defensivas" (defensive expenditures): gastos que hoje são classificados como consumo pessoal ou formação de capital mas que não refletem melhorias nas condições de vida ou de produção da economia. Por isto, essas despesas devem ser tratadas como um tipo específico de consumo intermediário, referente ao consumo ambiental envolvido na produção. O objetivo dessa proposta é impedir que o conjunto das atividades decorrentes da degradação ambiental, tais como despesas médicas ou instalação de equipamentos antipoluentes, seja visto como acréscimo de riqueza à economia.

A valoração das despesas defensivas é definida pelos gastos que a economia efetivamente incorreu para se preservar da degradação ambiental. Trata-se de gastos já realizados e que devem ser reclassificados; por isso, os próprios preços observados no mercado podem ser utilizados para a valoração das despesas defensivas.

O resultado desse ajuste é a diminuição da demanda final da economia e, conseqüentemente, do produto. Os trabalhos de Leipert (1986 e 1987) constituem a referência básica sobre a utilização do conceito de despesas defensivas para ajuste do produto.

Outra forma possível de ajuste é retirar do produto as despesas que seriam necessárias para evitar a degradação ou restaurar e substituir os elementos degradados do meio ambiente no período de referência. São as despesas ambientais e de manutenção (environmental and maintenance expenditures), e referem-se ao montante que a economia deveria despender para evitar a degradação, mantendo o meio ambiente intacto ou plenamente restaurado [ver Bartelmus (1994)]. Por serem gastos virtuais, que deveriam ter sido realizados mas que não ocorreram, eles se diferenciam das despesas defensivas, que são gastos efetivos. O sentido do ajuste proposto, contudo, é o mesmo: diminuição do produto.

A valoração das despesas ambientais se dá pela estimativa de gastos que seriam necessários para manter intacto o meio ambiente. Essa estimativa diz respeito ao custo de recuperar os elementos degradados durante um período, baseados em padrões técnicos de tolerância determinados pelas agências de fiscalização ambiental.

A disponibilidade de trabalhos nessa linha é maior, e a principal referência conceitual é o trabalho de Bartelmus (1994). Aplicações foram feitas por Uno (1988) para o Japão, Daly e Cobb (1990) para os Estados Unidos² e por

2 Pode-se citar, também, estudos anteriores de Nordhaus e Tobin (1972) e Zolotas (1981) para os Estados Unidos, que utilizaram procedimento semelhante. Ver Seroa da Motta (1991a).

Tongeren et alii (1991) para o México. Este último é um estudo de caso realizado com assistência técnica do United Nations Statistical Office com o intuito de constituir-se como proposta metodológica a ser recomendada aos demais países.

Uma terceira maneira de introduzir a utilização dos recursos de fluxo dentro das Contas Nacionais é através do tratamento do meio ambiente como agente econômico, cujas transações com os demais agentes são valoradas e consolidadas em uma conta específica [Peskin (1989)]. Como as contas dos demais agentes da economia, a conta de meio ambiente é dividida em duas partes. A crédito são computados os subsídios que o meio ambiente presta a determinados agentes que se beneficiam do uso gratuito dos recursos de fluxo. O montante que deveria ser gasto pelo usuário em termos de recuperação dos recursos corresponde ao serviço prestado pelo meio ambiente, e que deve ser acrescido ao produto como produção ambiental. A débito, são lançados os custos impostos aos demais agentes econômicos que tiveram vedado o acesso aos recursos de fluxo devido à sua degradação ocasionada por terceiros, e que são denominadas perdas ambientais. As perdas ambientais, por serem externalidades negativas que acarretam em perdas de bem-estar dos agentes, são subtraídas do produto sob forma de consumo ambiental. O saldo entre serviços e perdas ambientais representa o benefício líquido da utilização dos recursos naturais e é incorporado à produção ambiental.

No caso dos recursos de fluxo, que não dispõem de preços de mercado, deve-se usar técnicas de análise custo-benefício que utilizam mercados de recorrência (surrogated markets) ou mercados hipotéticos (contingent valuation method) de forma a mensurar a disposição a pagar ou aceitar (willingness to pay or to accept) pela eliminação das perdas ambientais. Os serviços ambientais seriam, dessa forma, calculados pela disposição a pagar pelo tratamento do recurso, e as perdas estimadas pela disposição a pagar dos agentes pelo consumo daqueles recursos. Uma taxa de desconto intertemporal deve ser introduzida para o caso de a perda ambiental não ocorrer no presente, mas ser esperada no futuro (ver Anexo).

A fundamentação desse procedimento está na aplicação da Teoria do Bem-Estar no princípio da maximização do bem-estar social na utilização dos recursos naturais. O ponto de utilização ótima seria determinado igualando-se o serviço ambiental marginal à perda ambiental marginal, ou seja, quando o benefício marginal da utilização do recurso for nulo.

O Quadro 2.1 sintetiza as propostas de contabilização dos custos ambientais e as respectivas técnicas de valoração dos impactos decorrentes do uso de recursos de fluxo.

³ Para uma resenha destas técnicas ver, por exemplo, Seroa da Motta (1991a).

QUADRO 2.1

Propostas de Contabilização dos Custos Ambientais e Valoração do Uso de Recursos de Fluxo

TÉCNICA DE VALORAÇÃO	FORMA DE CONTABILIZAÇÃO DOS CUSTOS AMBIENTAIS	
Gasto Efetivo Decorrente da Mitigação da Degradação	(-) Despesas Defensivas	
Gasto Necessário para Evitar a Degradação	(-) Despesas Ambientais	
Disposição a Pagar ou Aceitar dos Indivíduos pela Eliminação da Degradação	(-) Benefício Ambiental Líquido	

Contudo, a aplicação de uma determinada forma de correção das Contas Nacionais não implica necessariamente a aceitação da correspondente técnica de valoração. Os estudos de natureza empírica acabam, por vezes, adotando saídas híbridas que usam técnicas de valoração distintas das que seriam inicialmente compatíveis com a forma de ajuste proposto.

2.2.2 - Recursos Exauríveis

O problema central dos estudos nessa linha refere-se ao possível esgotamento dos recursos não-renováveis. Eles enfatizam que a opção de explorar e consumir tais recursos no presente leva necessariamente a uma diminuição na capacidade futura de se usufruir desses recursos. Trata-se, portanto, de uma questão de decidir como determinado recurso será aproveitado intertemporalmente, tendo implícita a idéia de que o incremento no ritmo atual de extração leva ao sacrifício das gerações futuras.

As primeiras tentativas de avaliação do esgotamento de recursos exauríveis referem-se a balanços patrimoniais desses recursos medidos em unidades físicas, em alguns países desenvolvidos — Noruega, França e Canadá [Peskin e Lutz (1990)]. As diferenças entre o estoque de abertura e o estoque de encerramento indicam a perda de patrimônio natural ocorrida em cada período, medida pela variação de quantidades do recurso em questão.

O problema desse tipo de abordagem é que, ao expressar os fluxos em unidades de massa ou volume de cada recurso, não consegue estabelecer uma unidade comum de mensuração capaz de agregar os resultados de recursos diferentes. E mesmo que se conseguisse adotar alguma unidade física comum, por exemplo em termos de energia, ainda assim não se conseguiria

estabelecer correções nos Sistemas de Contas Nacionais, que são expressos em unidades monetárias.

A introdução de técnicas de valoração dos estoques de recursos naturais visa sanar as dificuldades antes apontadas, ao buscar agregar os fluxos de recursos exauríveis utilizando uma unidade comum com as Contas Nacionais. Porém, também existem divergências quanto ao significado econômico do esgotamento dos estoques de recursos exauríveis e quanto aos procedimentos de valoração a serem adotados para calculá-la.

Uma primeira forma de interpretação associa os estoques de recursos exauríveis ao patrimônio natural, que é uma forma específica de capital (capital natural) que não pode ser substituído pela atividade humana [Repetto et alii (1989)]. O esgotamento dos recursos exauríveis, por levar a uma diminuição dos seus estoques, é encarado como uma forma de depreciação do capital natural. Há, também, contrapartidas para variações dos estoques de recursos exauríveis que não se devem à atividade extrativa, tais como descobertas e reavaliações. Caso representem uma diminuição das reservas, são encaradas como depreciação do capital natural; caso signifiquem adição, são vistas como apreciação do capital natural.

A forma de valoração do capital natural é baseada nas quantidades de recursos exauríveis disponíveis multiplicadas pelo seu preço líquido de custos de extração em um período determinado. A depreciação ou apreciação do capital natural é obtida pela diferença entre os valores iniciais e finais do capital natural nesse período. A depreciação do capital natural significa diminuição do produto sustentável e a apreciação significa seu aumento. Este método é denominado na literatura como o método do preço líquido.

Outro procedimento é encarar os recursos exauríveis como ativos que geram rendimentos enquanto durar sua exploração [El Serafy (1989)]. O esgotamento do recurso é considerado uma perda de ativo que pode ser compensada caso o rendimento obtido com a extração seja destinado para a aquisição de outros ativos. Uma vez que a aquisição desses outros ativos se dê através da incorporação de bens de capital novos (que são ativos produzidos), levando ao aumento do estoque de capital fixo da economia, estará ocorrendo um processo de investimento que pode compensar o desinvestimento ocasionado pela perda de ativos não-produzidos.

A perda decorrente do esgotamento não deve ser considerada depreciação de capital natural, mas um custo de uso que representa o valor dos rendimentos futuros que são sacrificados pelo fato de se estar exaurindo a reserva no presente.⁴

⁴ Seroa da Motta (1991a) propõe a aplicação dessa metodologia para uma estimativa de Contas Ambientais no Brasil.

O custo de uso é calculado pelo valor presente da série de rendimentos que se espera obter da extração futura. Trata-se do mesmo procedimento de valoração dos demais ativos da economia, tornando a valoração dos recursos exauríveis dependente da capacidade de manter níveis futuros de extração e do custo de oportunidade do capital da economia. O produto sustentável é igual ao produto calculado de forma convencional menos o custo de uso. Por isso, o ajuste é sempre no sentido de diminuir ou, no máximo, manter o mesmo nível do produto, nunca podendo aumentá-lo.

Uma terceira proposição é descontar do PIB a perda de bem-estar futuro que é decorrente da extração de recursos exauríveis em um nível não-ótimo de produção [Devarajan e Weiner (1991)]. Os autores partem da premissa de que, se todos os agentes maximizam suas funções de produção (ou seja, não há falhas de mercado ou de direitos de propriedade), o Produto Interno Líquido é a medida adequada de bem-estar da economia. Por isso, se a produção não for gerada em seu nível ótimo, estará ocorrendo uma perda de bem-estar, presente ou futuro.

A proposta é, então, criar uma penalidade de ajustamento equivalente ao valor presente da diferença entre o nível de produção futuro, mantidas as atuais condições de extração, e o nível de produção que garantiria uma estratégia de extração ótima. Esse valor deve ser descontado tanto do PIB quanto do Produto Interno Líquido como forma de responsabilizar as atuais medidas de renda pela queda dos níveis futuros de bem-estar proporcionado pelos rendimentos gerados pela extração.

O Quadro 2.2 sintetiza as três propostas de ajuste das Contas Nacionais em função do esgotamento dos recursos exauríveis.

QUADRO 2.2

Propostas de Contabilização dos Custos Ambientais e Valoração do Esgotamento de Recursos Exauríveis

TÉCNICA DE VALORAÇÃO	FORMA DE CONTABILIZAÇÃO DOS CUSTOS AMBIENTAIS		
Quantidade x Preço Líquido de Custos	(-) Depreciação (+) Apreciação do Capital Natural		
Valor Presente da Série Esperada de Rendi- mento Futuro	(-) Custo de Uso		
Valor Presente da Diferença em Relação ao Nível Ótimo de Produção	(-) Penalidade de Ajustamento		

Anexo

Técnicas de Valoração Ambiental⁵

O valor econômico do meio ambiente tem sido objeto de intensa discussão. Entretanto, é possível obter a expressão:

valor econômico = valor de uso + valor de opção + valor de existência

em que o valor de uso é atribuído pelas pessoas que realmente usam ou usufruem do meio ambiente em risco. Por exemplo, as populações urbanas que se abastecem de um rio ou as comunidades que sobrevivem de atividades extrativas em florestas tropicais atribuem um valor de uso ao consumo direto do meio ambiente. Outras pessoas podem também usufruir de um serviço ambiental com a apreciação de uma beleza natural como uma queda-d'água ou a vista de um vale.

Aquelas pessoas, porém, que não usufruem do meio ambiente podem também valorá-lo em relação a usos futuros, seja para elas mesmas ou para as gerações futuras. Este valor é referido como valor de opção, ou seja, opção para uso futuro ao invés de presente conforme compreendido no valor de uso.

A terceira parcela, o valor de existência, é a mais difícil de conceituar, pois representa um valor atribuído à existência do meio ambiente independentemente do seu uso atual ou futuro. Na verdade, as pessoas parecem conferir valor a certos ativos ambientais, como florestas e animais em extinção, mesmo que não tencionem usá-los ou apreciá-los.

Finalmente, é importante ressaltar que as pessoas atribuem esses valores de acordo com a avaliação que fazem da singularidade e da irreversibilidade da destruição do meio ambiente, associadas à incerteza da extensão dos seus efeitos negativos.

As técnicas resumidas a seguir procuram estimar estes valores econômicos, embora, na maioria dos casos, não seja possível estimar separadamente as parcelas do valor mensurado.

A.1 - Conceito de Produção Sacrificada

Quando os efeitos ambientais são localizados ou específicos, é possível medir diretamente seus impactos negativos em termos de produção sacrificada ou perdida. Por exemplo, a perda da produção pesqueira devida ao despejo de elementos tóxicos por uma certa fábrica em um determinado rio, ou a perda

⁵ Este Anexo é parte de Seroa da Motta (1991a).

de produção agrícola causada pela poluição atmosférica de uma fábrica vizinha.

Mesmo em casos mais complexos, é possível medir diretamente alguns impactos ambientais que por si só justifiquem as medidas de controle. Por exemplo, os custos de reparos devidos à corrosão resultante da poluição do ar podem ser suficientemente elevados para compensar o controle de emissão de certos elementos tóxicos, mesmo não considerando os efeitos à saúde das pessoas e outros impactos.

Da mesma forma, o controle de emissão de chumbo tetraetila, pela combustão da gasolina, possivelmente poderia ser viabilizado levando-se em conta apenas os custos de manutenção dos carros decorrentes da corrosão que este elemento exerce sobre diversas partes do automóvel, sem se considerar os custos relacionados com a saúde humana.

Assim, o valor da produção sacrificada passa a representar o custo econômico de oportunidade do uso do meio ambiente.

É importante ressaltar, todavia, que este valor não incorpora os custos associados a questões intertemporais que consideram a disponibilidade dos recursos naturais para gerações futuras. Para tal, seria necessário estimar os impactos econômicos futuros, no caso dos recursos não-renováveis, o que exigiria uma gama variada de informações quase sempre não disponíveis. Sempre, porém, que tais custos diretamente estimados representam pequena parte dos custos totais, não autorizando a uma tomada de decisões, outros procedimentos devem ser adotados para avaliar o valor econômico total do meio ambiente.

A.2 - Conceito de Disposição para Pagar

As técnicas aqui apresentadas estimam os valores econômicos dos custos externos ambientais com base no conceito de disposição para pagar. Este conceito econômico reflete a medida de valor (ou utilidade) que os consumidores atribuem às mercadorias que desejam comprar. Como os serviços ambientais ou o uso futuro dos recursos naturais não têm mercados próprios específicos, identificam-se mercados de recorrência ou mercados hipotéticos nos quais seja possível determinar estes valores.

Conforme será visto, além das limitações de um mercado de concorrência ou hipotético para refletir estes valores, existem também as próprias limitações teóricas associadas ao conceito de disposição a pagar. Estas limitações questionam se os valores assim estimados realmente representam o valor social dos bens e serviços, quando consideradas as distorções e as imperfeições existentes na economia e as questões distributivas. Além disso, o

desconhecimento e a desinformação podem gerar bias significativos em qualquer estimativa da disposição a pagar.

Técnica do preço de propriedade

A elevação do nível de poluição sonora e do ar nas grandes cidades tem sido uma constante preocupação e vem sendo apontada como causadora de diversos problemas da saúde nas pessoas, como a perda da capacidade auditiva, distúrbios respiratórios e outros efeitos extenuantes.

No caso da poluição sonora e do ar, o diferencial de preços entre casas situadas nos lugares onde não existem tais poluições e aquelas localizadas em lugares poluídos pode permitir estimar a disposição a pagar pela redução destas poluições. Este método consiste, então, em utilizar um mercado de recorrência — no caso de mercado de imóveis — para mensurar os custos de uso associados à poluição. Estes procedimentos são denominados modelo de preços de propriedade e consistem no emprego de técnicas econométricas com o objetivo de isolar das variações de preços dos imóveis aquele efeito resultante do nível de poluição.

Como é facilmente observável, esta técnica pode ser de difícil utilização dados os diversos aspectos que afetam os preços dos imóveis, como as facilidades de comércio, de transporte e de escolas, por exemplo. Além do mais, o próprio desconhecimento dos compradores de imóveis quanto aos distúrbios causados pela poluição pode prejudicar sensivelmente as estimativas resultantes. De toda forma, esta técnica consegue oferecer algum tipo de valoração que refletia um indicador do benefício de não haver poluição para pagar pelo controle dela.

Técnica do valor contingente ou do mercado hipotético⁷

Certas atividades econômicas podem afetar a sensibilidade e a beleza natural de um parque nacional, de um rio, de um lago ou de uma reserva florestal por causa de despejo de poluentes, inundações ou explorações intensivas. Nestes casos, é possível empregar a técnica de valor contingente ou do mercado hipotético. Esta técnica se vale de pesquisas que procuram identificar o valor de uso, ou mesmo de existência, que as pessoas associam à melhoria hipotética do meio ambiente. Assim, o valor de uso de um local pode ser medido por uma pesquisa que indicasse quanto as pessoas estariam dispostas a pagar pela preservação desses ativos ambientais: por exemplo, pela entrada ou licença para usar um local livre de poluição. O valor econômico total pode também ser medido se, na pesquisa, for indagado quanto estas pessoas

⁶ Em inglês, surrogated market.

⁷ Em inglês, contingent valuation.

estariam dispostas a pagar em imposto, ou pela via do aumento de preços dos combustíveis poluentes, para que, por exemplo, parques, lagos ou rios jamais fiquem expostos à poluição ou para que a vida animal ali seja preservada. A mesma técnica pode ser aplicada à estimativa destes valores para programas de despoluição que permitam o uso específico do rio ou lago para a pescaria, natação ou outra finalidade qualquer.

É compreensível que *bias* possam influir nos resultados de pesquisas desse tipo, tanto pelas imprecisões das perguntas e do instrumento de coleta quanto pela desinformação dos que a elas respondem e suas expectativas quanto ao que está sendo pesquisado. É provável que os entrevistados que já se beneficiam destes serviços ambientais procurem estrategicamente subavaliar a disposição a pagar. Da mesma forma, a formulação das perguntas pode induzir respostas diferentes caso explicitem ou não os valores ou a forma pela qual os valores pesquisados serão transacionados (tributação, cobrança de entradas, aumento de preços etc.).

Técnica do custo de viagem

Outra forma de medir a disposição das pessoas para pagar pelo uso, por exemplo, de um parque ou de um lago livre de poluição pode ser baseada nos custos da viagem que é preciso fazer para ter acesso aos benefícios daquele parque ou lago. Ou seja, o valor de uso atribuído aos benefícios recreativos ou turísticos daquele local deve ser, pelo menos, igual ao dispêndio da viagem que se realiza para desfrutar do lugar. Tais estimativas podem apresentar certa dificuldade, pois é imprescindível separar, dos custos de viagem, as parcelas relativas a outros benefícios que se possa auferir no local em análise, como, por exemplo, visitar locais históricos ou fazer compras.

Conceito da vida estatística

Um dos mais controversos temas da economia do meio ambiente diz respeito a valores da vida. Esta valoração às vezes se faz necessária quando os efeitos ambientais negativos colocam em risco a vida humana.

Não há dúvidas de que a vida não tem preço de mercado. Por outro lado, é possível falar da *vida estatística*. Este conceito é empregado para mensurar o valor de salvar-se uma vida quando este tem que ser decidido socialmente. As técnicas adotadas são as mesmas anteriormente discutidas, com ajustes para este caso específico, e podem ser assim resumidas:

a) Da mesma forma que, com a técnica do valor associado, discutiu-se como medir quanto as pessoas estariam dispostas a pagar pela preservação ambiental, é possível também obter destas pessoas quanto estariam dispostas a pagar para reduzir, por exemplo, o número de mortos em acidentes numa estrada com despesa de manutenção e sinalização. Suponha-se que a popu-

lação de um município pesquisado revele que, no total, estaria decidida a gastar X em moeda corrente para que as mortes por acidentes na rodovia caíssem de 100 para uma por ano. Poder-se-ia então admitir que o valor da *vida estatística* seria de X/99, pois estes investimentos seriam feitos para salvar vidas em geral e não a de alguém em particular. O mesmo procedimento pode ser adotado no que diz respeito a gastos com hospitais, com o desenvolvimento de remédios e outras situações relacionadas com o risco de vida, como as tabelas de benefícios da Previdência Social nos casos de acidentes, mutilações e mortes.

- b) A técnica do preço de propriedade pode também ser ajustada ao conceito de *vida estatística* ao que se comparem os salários de trabalhos arriscados com aqueles que não envolvem risco. As limitações, neste caso, são ainda mais restritivas que aquelas apontadas para o mercado de imóveis, uma vez que as imperfeições no mercado de trabalho são ainda mais marcantes. Todavia, é prática comum sindicatos e patrões estabelecerem valores adicionais de salários para atividades insalubres e arriscadas.
- c) A técnica de produção sacrificada também tem sido bastante aplicada no caso da *vida estatística*, tentando-se mensurar a produção que seria perdida caso certa pessoa viesse a falecer prematuramente. Tal mensuração é fácil de elaboração, pois seria necessário determinar, para cada pessoa, o fluxo futuro de produção e também, para efeito de desconto, o consumo que ela realizaria se estivesse viva. Estes procedimentos são bastante criticados porque certamente discriminam os idosos e os incapazes física e mentalmente.

Sistemas Integrados

Ronaldo Seroa da Motta Carlos Eduardo Frickmann Young

3.1 - Objetivos do Sistema Integrado de Contabilidade Econômica e Ambiental (Sicea)

A recente revisão do SNA pelo Escritório Estatístico das Nações Unidas criou a possibilidade de introduzir-se contas satélites nos Sistemas de Contas Nacionais. O objetivo dessas contas satélites é expandir a capacidade analítica das Contas Nacionais para áreas de interesse que antes não eram cobertas, sem com isso romper a coerência do sistema [Bartelmus (1994)].

Em geral, as contas satélites visam prover informações adicionais sobre temas específicos, estabelecer ligações entre dados expressos em unidades físicas e o sistema de contabilidade monetária, estender a cobertura de custos e benefícios das atividades humanas e estabelecer agregados e indicadores adicionais que sejam relevantes para a análise de conjuntos de dados.

A elaboração do Sistema Integrado de Contabilidade Econômica e Ambiental obedeceu a esses princípios. Os objetivos específicos foram assim formulados [Bartelmus (1994)]:

 a) Segregação e desenvolvimento de todos os fluxos e estoques da contabilidade tradicional relacionados com o ambiente

A segregação de todos os fluxos e estoques de ativos das Contas Nacionais relacionados a questões ambientais permite a estimativa do total de gastos com a proteção ou melhoria de diversos campos do meio ambiente. Um outro objetivo desta segregação é identificar a parte do Produto Interno Bruto referente aos custos necessários a compensar os impactos negativos do crescimento econômico, isto é, as despesas defensivas [Leipert (1989)].

 b) Ligação das contas de recursos físicos com as contas e balanços monetários do meio ambiente

As contas de recursos físicos cobrem, de modo abrangente, o total dos estoques ou reservas de recursos naturais e as mudanças sofridas, mesmo que estes recursos (ainda) não tenham sido afetados pelo sistema econômico. Assim, a contabilidade dos recursos naturais oferece uma contrapartida física às contas de fluxo e balanço monetário do Sicea.

- c) Avaliação dos custos e benefícios ambientais
- O Sicea expande e complementa o SNA, no que se refere a custos de:
- uso (exaustão) de recursos naturais na produção e na demanda final; e
- mudanças na qualidade ambiental, resultantes da poluição e de outros impactos sobre a produção, consumo e acontecimentos naturais, por um lado, e proteção e melhoria ambiental, por outro.
- d) Contabilidade da manutenção de riqueza tangível
- O Sicea estende o conceito de capital para incluir o capital natural e não apenas o criado pelo homem. O capital natural inclui, além dos ativos produzidos, mas "cultivados naturalmente", da agricultura, silvicultura e pesca, os ativos naturais não-produzidos dos recursos escassos não-renováveis, tais como recursos marinhos ou florestas tropicais, recursos não-renováveis de terra, solo e subsolo (jazidas minerais) e recursos cíclicos de ar e água. A formação de capital muda do mesmo modo, dentro de um conceito mais amplo de acumulação de capital.
- e) Desenvolvimento e aferição de indicadores de produto e renda ambientalmente ajustados

O atendimento desses objetivos é pensado para se dar de forma gradual. Os primeiros passos que devem ser tomados são no sentido de aprofundar o conjunto de informações sobre a disponibilidade física de recursos naturais, relacionando-os com as Contas Nacionais, possibilitando a valoração dos efeitos ambientais.

As experiências-piloto já efetuadas — para México [ver Tongeren et alii (1991)] e Papua-Nova Guiné [ver Bartelmus et alii (1992)] atenderam a esse ordenamento. Por isso, a ênfase principal dos esquemas apresentados ficou centrada nas implicações do uso de recursos naturais sobre a produção, valor adicionado, demanda intermediária e final e riqueza tangível.

3.2 - Estrutura do Sicea²

A estrutura do Sicea é construída a partir de uma expansão da estrutura convencional das Contas Nacionais, organizadas a partir da perspectiva de insumo-produto. A principal inovação é o alargamento da fronteira de ativos que são considerados, pois o Sicea incorpora também os recursos naturais, que são ativos não-produzidos. Para tal, são imputados valores para a depleção e degradação desses recursos.

Dessa forma, levando em conta os itens imputados, o Sicea elabora conceitos modificados de produto e valor adicionado líquidos que são descontados dos custos de depleção e degradação. Por trás dessa reformulação está a mudança do conceito de formação de capital, que passa a considerar também as mudanças de quantidade ou qualidade nos estoques de ativos não-produzidos.

Tal modificação é operacionalizada através da incorporação de duas novas categorias. A primeira refere-se aos ativos não-produzidos que são utilizados "diretamente" nas atividades econômicas, junto com os demais ativos produzidos. Esses ativos são denominados ativos não-produzidos econômicos e correspondem aos recursos naturais exauríveis. A segunda categoria refere-se aos ativos que são afetados pela atividade econômica sem participar dela diretamente. São chamados ativos não-produtos ambientais e correspondem aos recursos naturais de fluxo.

O tratamento diferenciado dos recursos naturais permite a obtenção de duas medidas de produto "ambientalmente" modificadas. A primeira, denominada *Yn*1, é obtida através da diferença entre o Produto Interno Líquido (PIL) convencional e a depleção dos ativos não-produzidos econômicos. A outra medida, chamada *Yn*2, também subtrai a degradação dos ativos ambientais. Como apontam Tongeren *et alii* (1991, p.14):

"Net accumulation of economic assets is defined as the change in the productive capacity, i.e. capital used in production, including not only produced assets, but also non-produced economic assets. Net accumulation of environmental assets is the net change in the quantity and quality of environmental assets as a result of economic activities."

O elemento fundamental para a operacionalização do esquema é a existência de um elemento que representa os "investimentos" em ativos não-produzidos, que são considerados transferências de ativos ambientais para as atividades econômicas ($I.p_e$) e outro elemento que representa a depleção dos ativos econômicos não-produzidos ($Dpl.p_e$). Portanto, os acréscimos surgidos na

¹ Ver, por exemplo, a abordagem norueguesa à contabilidade de recursos naturais [Alfsen, Bye e Lorentsen (1987)] ou a contabilidade francesa do *patrimônio natural*, mais complexa—incluindo, entre outras coisas, interações no meio biofísico [Insee (1986)].

² Esta seção foi baseada em Bartelmus (1994), Tongeren et alii (1991) e Bartelmus et alii (1992).

conta de ativos econômicos gerados pela utilização de recursos naturais são compensados por perdas na coluna de ativos ambientais.

O quadro a seguir apresenta um esquema simplificado do Sicea, baseado no modelo criado para o México e Papua-Nova Guiné, explicitando a relação entre estoques de ativos e as contas de fluxo.

Sistema Integrado de Contabilidade Econômica e Ambiental (Estrutura básica)

	ATIVIDADES ECONÔMICAS					
	CONTAS DE FLUXOS			CONTAS DE ATIVOS		
	PRODUÇÃO	RESTO	CONS.	ECONÔMICOS		AMBIENTAIS
	PHODOÇAO	MUNDO	FINAL	PROD.	NÃO-PROD.	NÃO-PROD.
Estoques de Abertura				K ₀ . p _p	K ₀ . p _e	K ₀ . p _a
Oferta Econômica	P					
Usos Econômicos	C_i	M		1		
Depreciação	Depr	Ex	C	Depr		
PIL ,	Yn			In		
Usos Ambientais					I.pe	-l . pa
Depleção de Recursos Exauríveis	Ci.depl				-Dpl . p _e	-Dpl . pa
Produto Líquido Ambientalmente Ajustado — 1	<i>Yn</i> 1			l Eco		-l Amb1
Custos de Degradação	Ci.degr					-Dgr . pa
Produto Líquido Ambientalmente Ajustado — 2	Yn2			l Eco		-I Amb2
Reavaliações Estoques de Encerramento				Rev _{pp} K1 - Pp	Rev _{pe} K1 - Pe	Rev _{pa} K1 · Pa

O quadro distingue os dois tipos de acumulação de ativos não-produzidos, incorporando-os à acumulação de ativos produzidos através das seguintes relações:

$$I Eco = In + (I.p_e - Dpl.p_e)$$

 $I Amb1 = -(I.p_a + Dpl.p_a)$
 $I Amb2 = -(I.p_a + Dpl.p_a + Dgr.p_a)$

Utilizando-se essas identidades, pode-se alcançar as duas definições de produto modificado já referidas:

$$Y_n 1 = C + (I E co - I A m b 1) + (X - M)$$

 $Y_n 2 = C + (I E co - I A m b 2) + (X - M)$

3.3 - Procedimentos de Valoração

O Sicea não apresenta propostas de valoração distintas das apresentadas nos capítulos anteriores deste trabalho. As estimativas da depleção dos recursos exauríveis são calculadas tanto a partir da abordagem da depreciação do capital natural (referida como "método do preço líquido") quanto a partir da abordagem do custo de uso. A diferença encontrada entre os resultados também aponta para maior magnitude nos valores alcançados utilizando-se a abordagem da depreciação.

As perdas geradas pela degradação dos recursos naturais são obtidas através de estimativas de gastos necessários para evitar essas perdas. Ou seja, trata-se de uma aplicação do conceito de despesas ambientais. O custo da erosão da terra é avaliado pelo custo de fertilizante necessário para recompor a produtividade original da terra antes da ocorrência da erosão. A perda de água subterrânea é obtida pelo custo de reinjetar água dentro dos reservatórios subterrâneos. As perdas de ar e águas superficiais são determinadas pelos gastos necessários para reduzir a poluição para níveis aceitáveis.

Principais Contribuições da Literatura

Ronaldo Seroa da Motta Carlos Eduardo Frickmann Young

Este capítulo visa aprofundar alguns pontos levantados nos capítulos anteriores através da apresentação de contribuições de diversos autores em duas grandes áreas: custos de degradação e custos de exaustão. As considerações de natureza teórica e metodológica são examinadas em seus aspectos macroeconômicos e microeconômicos à luz também do princípio de sustentabilidade que permeia cada consideração. Sempre que possível, estudos de caso realizados para distintos países são utilizados como exemplo.

4.1 - Custos de Degradação

A inexistência de preços de mercado para os recursos de fluxo torna o problema da valoração, que é uma questão microeconômica, o ponto de partida para qualquer estudo econômico sobre o assunto. Por esse motivo, nesta seção serão apresentados inicialmente noções básicas sobre microeconomia do meio ambiente. Posteriormente é apresentado o esquema contábil proposto por Peskin (1989), que outorga uma dimensão macroeconômica ao assunto.

Sob o ponto de vista microeconômico, a degradação dos recursos de fluxo pode ser vista como um custo externo (externalidade) oriunda de uma utilização do recurso que implique perda de sua qualidade. Isso atribui um caráter intratemporal ao assunto.

1

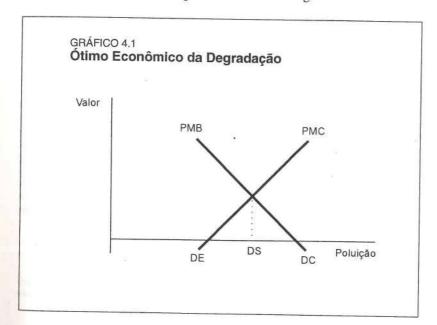
¹ Se a degradação implicar, também, a depleção do recurso, então surge um fator intertemporal e o custo da depleção deve ser tratado por um dos caminhos apontados na Seção 3.3.

O custo marginal externo só pode surgir quando a degradação ultrapassa a capacidade de assimilação natural do meio ambiente. A partir desse ponto, o aumento da degradação conduz necessariamente a perdas de terceiros, que têm seu acesso aos recursos de fluxo prejudicado pela ação poluente.

Por outro lado, existe também um benefício ocasionado pela degradação. Esse benefício só pode ser considerado a partir do ponto em que o aumento da degradação represente uma expansão da produção. Por esse motivo, reduzir a degradação pode levar a perda de produção e, conseqüentemente, do excedente econômico.

O Gráfico 4.1 exemplifica essas questões. Seja *DE* o nível máximo de poluição que o meio ambiente é capaz de absorver sem gerar danos a terceiros (ótimo ecológico). Por sua vez, *DC* é o nível máximo de poluição que pode representar aumento de produção. Acima desse limite, nenhum aumento de poluição é necessário para gerar acréscimos de excedente econômico, dados os dispositivos de controle já instalados. *PMC* é a curva dos custos marginais externos da poluição e *PMB* a curva de benefício marginal — excedente econômico [Seroa da Motta (1994)].

O ponto DS é obtido pela interseção das duas curvas. Segundo uma lógica de custo-benefício, esse ponto representa o nível ótimo econômico de poluição, pois nele o custo marginal se iguala ao benefício marginal.



Existem controvérsias sobre qual o ponto ótimo a ser considerado. Uma visão associada ao princípio da sustentabilidade forte, na qual qualquer perda dos recursos naturais em quantidade ou qualidade não pode ser contrabalançada por ganhos econômicos, considera *DE* como o nível ótimo de poluição. Já sob o ponto de vista da sustentabilidade fraca, que admite a substituição, *DS* seria o nível ótimo porque até esse ponto as perdas de qualidade dos recursos de fluxo são mais que compensadas por ganhos econômicos.

Em nível macroeconômico, o produto nacional líquido (PNL) é dado por:

$$PNL = C + I$$

onde C é o consumo final dos bens produzidos e I é a acumulação líquida de capital produzido.

Como já foi discutido anteriormente, para se levar em conta o ajustamento intertemporal, os custos de depleção (Dep.) devem ser adicionados (ou subtraídos) ao investimento líquido, gerando (I + Dep.).

Por outro lado, C é dado por:

$$C = U(G,E)$$

onde U é uma função utilidade dependente dos bens produzidos G e dos bens não-produzidos E, entre eles a qualidade do meio ambiente. Supõe-se que quanto maior a poluição, menor será E e maior será G.

Considerando-se DE como o padrão máximo de poluição determinado pelos organismos de controle ambiental e PMC como uma função utilidade de E, então duas medidas de PNL podem ser formuladas:

a) Se E = DE:

$$PNL1 = C + U(DC - DE) + (I + Dep.)$$

b) Se E = DS

$$PNL2 = C + U(DC - DS) + (I + Dep.)$$

Peskin (1989) elabora um sistema de Contas Ambientais a partir de relações análogas a essas. O seu esquema é baseado na dupla inserção do meio ambiente, como provedor gratuito de *inputs* para a produção ou consumo (serviços ambientais) e como consumidor dos danos aos recursos naturais ocasionados pela sua utilização pelos agentes econômicos, que são tratados como um *output* negativo (perdas ambientais).

O esquema contábil elaborado é similar ao sistema padrão proposto pelo SNA, estabelecendo contas específicas para cada agente representativo: empresas, famílias e governo. A inovação está na introdução de um quarto agente, o meio ambiente, responsável pela quarta conta. Nessa conta, as perdas são introduzidas a débito, totalizando o consumo ambiental, e os serviços lançados a crédito, totalizando a produção ambiental. Um termo residual, denominado benefício ambiental, é introduzido de modo a garantir o equilíbrio entre *inputs* e *outputs*. O esquema é apresentado no Quadro 4.1.

QUADRO 4.1

Conta do Meio Ambiente

OUTPUT
2. Serviços Ambientais
a. Ar
b. Água
c. Terra
3. Benefício Ambiental
Output do Setor Natural

Fonte: Peskin (1989).

A integração dessa conta com as demais contas leva a uma nova configuração do sistema contábil, como mostra o Quadro 4.2.

Com esse esquema, pode-se determinar quatro medidas distintas de produto:

a) PIB1 = PIB + Perdas Ambientais

Essa medida incorpora as perdas ambientais (por adição devido ao sinal contábil negativo) geradas nos processos produtivos e de consumo. Assim, quanto maiores forem essas perdas menor será o valor de PIB1. Desta feita, esse agregado está mais próximo de um indicador de bem-estar que o PIB convencional. Por outro lado, como não supõe a possibilidade de os benefícios ambientais contrabalançarem os custos ambientais associados, pode-se dizer que atende ao princípio da sustentabilidade forte.

A estimação do PIB1 é empregada nos trabalhos clássicos de Daly e Cobb (1990), Zolotas (1981) e Nordhaus e Tobin (1972) para os Estados Unidos.

b) PIB2 = PIB - Serviços Ambientais

QUADRO 4.2 Consolidação das Contas de Produto e Renda

INPUT	OUTPUT	
Pagamento de Fatores de Produção (Inclusive Rent)	Consumo Pessoal	
Lucros após Avaliação de Inventários e Consumo de Capital Fixo	Investimento Interno Bruto Privado Exportações	
	Importações (-)	
	Bens e Serviços Produzidos pelo Governo	
Lucro Líquido		
Renda Nacional Transferências		
Tributos Indiretos		
Subsídios (-)		
Erros e Omissões		
Renda Líquida Enviada ao Exterior		
Produto Interno Líquido Depreciação Ambiental (-)		
Produto Interno Modificado Consumo de Capital Fixo		
Depreciação Ambiental		
Descontos sobre o Produto Interno Bruto	Produto Interno Bruto	
Serviço Ambiental (-)	Perda Ambiental (-)	
a. Ar	a. Ar	
o. Água	b. Água	
:. Terra	c. Terra	
Benefício Ambiental Líquido		
Descontos sobre o Produto Interno Bruto Modificado	Produto Interno Bruto Modificado	

Fonte: Peskin (1989).

Essa modificação incorpora o argumento teórico de que, sendo os serviços ambientais oferecidos gratuitamente, o agregado convencional do PIB não os incluiria [ver Harrison (1988)]. A incorporação dos serviços (por redução devido ao sinal contábil negativo) então aumenta os valores do PIB convencional.

Todavia, essa forma de agregado pode conter dupla contagem nos dados de atividades ou firmas onde os excedentes operacionais já incluam lucros excessivos devido à vantagem adquirida pelo próprio uso gratuito do meio ambiente.

A adoção do PIB2 não serviria como indicador de bem-estar, caso não fosse calculado separadamente o seu respectivo Produto Interno Líquido de forma que a depreciação ambiental fosse considerada.

c) PIB3 = PIB + Benefícios Ambientais

Essa medida encerra um compromisso entre as duas medidas anteriores ao adicionar os benefícios ambientais resultantes nas medidas do PIB convencional. Para indicador de bem-estar, o PIB3 pode ser de grande utilidade. Observe-se que o valor do PIB3 será idêntico ao PIB convencional quando as políticas ambientais implicarem uma situação de ótimo econômico. Ou seja, aquela em que os benefícios e os custos marginais da poluição forem iguais. No caso das contas apresentadas, quando o valor dos serviços ambientais for o mesmo das perdas ambientais. Assim, quando PIB3 < PIB, as perdas ambientais excedem os serviços ambientais, isto é, ocorre um benefício ambiental líquido negativo. No caso inverso, PIB3 > PIB indica que as perdas ambientais teriam que ser maiores para se alcançar o ótimo econômico. Ou seja, ao admitir a substituição de bens naturais por bens materiais como forma de garantir bem-estar, o PIB3 obedece ao princípio da sustentabilidade fraca.

d) PIB4 = PIB

É o indicador convencional de produto, que continua sendo calculado pelo esquema proposto por Peskin.

Cada uma dessas medidas serve como indicador para objetivos distintos de política. A vantagem do esquema proposto por Peskin é que todas elas são consistentes com o mesmo sistema contábil. Uma aplicação foi feita para a Tanzânia com dados referentes ao ano de 1980. O Quadro 4.3 apresenta esses resultados.

QUADRO 4.3

Contas Nacionais Modificadas da Tanzânia — 1980*

INPUT		OUTPUT	
Remuneração a Empregados (Inclusive Produção Doméstica de Lenha)	13212	Consumo Pessoal (Inclusive Consumo Doméstico de Lenha)	33908
Excedente Operacional (-) Depreciação das Florestas Naturais	23319 -1906	Investimento Exportações (-) Importações	8748 5689 -10874
Renda Interna Modificada	34625		
Tributos Indiretos (-) Subsídios	5176 -408		
Produto Interno Líquido Modificado	39393		
Consumo de Capital Fixo	1666		
Depreciação Ambiental	1906		
Produto Interno Bruto Modificado	42965	Dispêndio Modificado Correspondente ao PIB	42965

Fonte: Peskin (1989).

4.2 - Custos de Exaustão

Esta seção apresenta os dois procedimentos mais utilizados na literatura internacional para o cálculo da renda sustentável em atividades de extração de recursos exauríveis: a abordagem do preço líquido e a abordagem do custo de uso.

4.2.1 - Método do Preço Líquido

Os trabalhos de caráter empírico e de maior divulgação e (até recentemente) aceitação na área de Contas Ambientais têm sido os que utilizam o método do preço líquido. A idéia básica, que pode ser enquadrada dentro do princípio da sustentabilidade forte, é a de que os recursos exauríveis constituem um patrimônio natural que não pode ser recuperado após sua extração. Portanto, o esgotamento desses recursos implica uma perda do estoque de capital natural da economia e que por isso deve ser tratada como uma forma de depreciação.

^{*}Em milhões de tanzanian shillings.

A metodologia mais divulgada é a adotada nos trabalhos de natureza empírica realizados por pesquisadores do World Resources Institute (WRI). À sua execução é bastante simples: multiplica-se a variação física do estoque não-renovável pelo preço de mercado do recurso líquido de custos de produção, acrescentando um fator de correção referente às variações dos preços e dos estoques ao longo do período observado. Este preco líquido de custos nada mais é que o rent auferido pelo detentor do recurso e que representaria o valor da parcela do capital natural que estaria se reduzindo em função da extração. O que se objetiva com isso é deduzir da renda bruta todo o rent de exploração do recurso na suposição de que este rent reflete a depreciação (desinvestimento) do recurso em questão. Como a reserva de um recurso não-renovável diminui da quantidade extraída durante o ano, poder-se-ia deduzir o montante exaurido (avaliado a preços correntes) do rendimento bruto, assim como se subtrai o consumo de capital do valor adicionado bruto nas atividades manufatureiras. Os ganhos da extração mineral seriam contabilizados no produto bruto, enquanto a dedução do valor do esgotamento seria contabilizada no produto líquido.

Repetto et alii (1989) adotam este procedimento para avaliar as perdas de riqueza resultantes da extração de petróleo e madeira na Indonésia, adaptado com pequenas variações por Solönzano et alii (1992) para a Costa Rica. A contabilidade "econômica" dos recursos naturais é derivada diretamente das contas expressas em unidades físicas, imputando-se valores monetários aos níveis de estoque e suas variações. As variações líquidas no valor dos estoques são atribuídas a adições correntes das reservas no ano (descobertas, revisões líquidas, crescimento ou reproduções) menos deduções (exaustão, degradação ou desflorestamento) mais as variações de preços dos recursos durante o ano. A equação (1) sintetiza o seu procedimento:

$$X_{t+1} \cdot P_{t+1} = X_t \cdot p_t + (X_{t+1} - X_t) \cdot p^* + X_t \cdot (p_{t+1} - p_t) +$$

$$+ (X_{t+1} - X_t) \cdot (p_{t+1} - p^*)$$
(1)

onde:

 X_t é o estoque de abertura do recurso em unidades físicas; X_{t+1} é o estoque de fechamento do recurso em unidades físicas; p_t é o *rent* por unidade física na abertura do período; p_{t+1} é o *rent* por unidade física no fechamento do período; p^* é o *rent* unitário médio durante o período; A partir da equação (1) poder-se-ia definir as seguintes relações:

a) Variação líquida de estoques:

$$X_{t+1} \cdot p_{t+1} - X_t p_t = (X_{t+1} - X_t) \cdot p^* + X_t \cdot (p_{t+1} - p_t) +$$

 $+ (X_{t+1} - X_t) \cdot (p_{t+1} - p^*).$ (1a)

b) Adições correntes líquidas no ano:

$$(X_{t+1} - X_t) \cdot p^* = (Ad - Rd) \cdot p^*$$
 (1b)

onde:

Ad representa as adições de reserva (descobertas, revisões líquidas, extensões, crescimento e reprodução);

 $\it Rd$ representa as reduções de reserva (produção, desflorestamento e degradação).

c) Reavaliações:

$$Rv = X_t \cdot (p_{t+1} - p_t) + (X_{t+1} - X_t) \cdot (p_{t+1} - p^*)$$
 (1c)

onde:

 X_t . $(p_{t+1} - p_t)$ corresponde à reavaliação do estoque de abertura;

 $(X_{t+1}-X_t)$. $(p_{t+1}-p^*)$ corresponde à reavaliação das transações ocorridas durante o período.

A renda sustentável (renda líquida ajustada na terminologia adotada) é determinada pela renda bruta no período mais a variação do estoque de capital natural (X^{t+1} $p^{t+1} - X^t p^t$). A simplicidade deste procedimento, que utiliza apenas variáveis ex-post medidas ao final do período, torna sua aplicação bastante atraente, particularmente para países com Sistemas Estatísticos deficientes. Contudo, esse procedimento pode levar a resultados de difícil interpretação, em que a renda sustentável é superior ao produto da atividade econômica ou, então, é negativa.

O primeiro caso se dá quando as descobertas de novas reservas superam a exaustão ocorrida no período. Como o capital natural em cada instante é medido pelo total de reservas multiplicado pelo *rent* unitário, a renda sustentável poderá ser superior ao PIB devido à apreciação do capital natural. Esse resultado é encontrado por Repetto *et alii* (1989) para a Indonésia nos anos de 1971 e 1974 (ver Tabela 4.1). O ajuste proposto nesses casos considera o produto sustentável superior ao nível efetivo de atividade da economia, sem que os agentes tenham se apropriado de mais renda por causa disso.

TABELA 4.1

Produto Bruto e Produto Líquido Ajustado segundo o Método do Preço Líquido para a Indonésia — 1971/84

ANO	PIB*	DEPREC.(-) OU APREC.(+) CAPITAL NATURAL*	PRODUTO LÍQUIDO AJUSTADO
1971	5.545	+ 1.126	6.671
1972	6.067	- 100	5.967
1973	6.753	- 279	6.474
1974	7.296	+ 2.605	9.901
1975	7.631	- 1.121	6.510
1976	8.156	- 684	7.472
1977	8.882	- 1.711	7.171
1978	9.567	- 1.607	7.960
1979	10.165	- 2.219	7.946
1980	11.169	- 2.663	8.506
1981	12.055	- 2.215	9.840
1982	12.325	- 1.764	10.561
983	12.842	- 2.870	9.972
984	13.520	- 2.334	11.186

Fonte: Repetto et alii (1989).

O outro caso se dá quando, em função de uma redução significativa do *rent* no período, a perda de capital natural supera o pagamento de fatores envolvidos na atividade extrativa. Isso implica uma renda sustentável negativa, ou seja, que a atividade extrativa está "retirando" valor agregado líquido da economia. É o resultado encontrado para o produto da extração florestal na Costa Rica, que durante os anos 1978/80 e 1983/87 teve uma renda líquida ajustada negativa (ver Tabela 4.2).

El Serafy (1989) critica este método em três aspectos. O primeiro é de natureza conceitual. A receita da extração de recursos exauríveis é derivada da venda de ativos, que constituem um desinvestimento que não pode ser considerado valor adicionado nem em termos brutos nem em termos líquidos. As correções devem ser feitas na medida da renda em ambos os níveis, pois

TABELA 4.2

Produto Bruto e Produto Líquido Ajustado segundo Método do Preço Líquido na Produção Florestal da Costa Rica — 1978/87

ANO	PIB*	DEPREC.(-) OU APREC.(+) CAPITAL NATURAL*	PRODUTO LÍQUIDO AJUSTADO
1978	2.829	-3.951	-1.123
1979	3.059	-5.920	-2.861
1980	3.024	-5.282	-2.258
1981	3.029	-2.672	357
1982	2.189	-1.938	251
1983	2.527	-6.670	-4.143
1984	3.071	-7.517	-4.446
1985	2.917	-7.693	-4.776
1986	2.968	-11.671	-8.703
1987	2.746	-7.666	-4.920

Fonte: Solönzano et alii (1992).

não se pode considerar como produção corrente receitas que não são correntes (pois, cabe repetir, foram obtidas pela simples venda de ativos).

Porém, o método do preço líquido considera que somente o produto líquido deve ser afetado, pois a perda de capital natural corresponderia a um tipo de depreciação. Nesse sentido, o emprego do conceito de depreciação, tal qual utilizado pelas Contas Nacionais, é inadequado, pois reflete o consumo de ativos que foram produzidos pela atividade econômica e que, por isso, podem ser recuperados por investimentos de reposição.

O segundo aspecto está relacionado à interpretação dos resultados que a abordagem da depreciação pode gerar. Em uma situação de constância do rent unitário, a renda sustentável é dada somente pelo pagamento de fatores de produção envolvidos na extração do recurso (mão-de-obra e capital), sendo o resíduo (o total do rent apropriado) cancelado pela depreciação do capital natural. Assim, países que tiveram suas economias fortemente alavancadas pela extração de recursos naturais passariam a ter um crescimento do produto bastante reduzido, muitas vezes beirando a estagnação:

^{*}Em bilhões de rúpias de 1973.

^{*} Em milhões de colons de 1984.

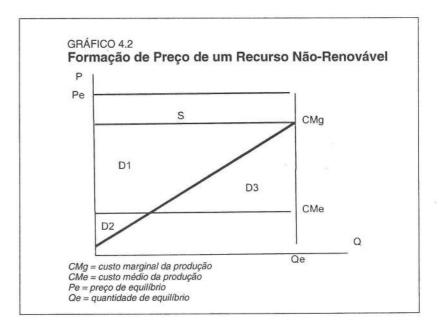
"If we deduct from the gross receipts from mineral sales in any one year an amount equal to the depletion along the lines descrived above, the value of *net income* from this activity becomes zero (...) Such a measurement would belie the observable fact that having subsoil mineral deposits to exploit gives their possessors an income edge over those who do not have that advantage" [El Serafy (1989, p.13)].

Por fim, o terceiro aspecto é de natureza empírica. Um conjunto significativo de países (dentre eles o Brasil) não dispõe de séries de produto líquido. Com isso, o esforço de obtenção da depreciação do capital natural seria truncado pela inexistência de cálculo da depreciação do capital fixo. O ajuste deve ser na medida do PIB não só porque é conceitualmente mais correto mas também porque o produto bruto é, muitas vezes, o único indicador disponível para o nível de atividade.

Estas distorções do método do preço líquido também se originam da divergência entre rent e preço líquido. Este preço líquido de custos nada mais é do que uma aproximação do rent auferido pelo detentor do recurso e que representaria o valor da parcela do capital natural que estaria se reduzindo em função da extração. O objetivo é deduzir da renda bruta toda a receita líquida de exploração do recurso, na suposição de que esta receita reflete a depreciação (desinvestimento) do recurso em questão. Este é o lema de Hotelling (1931), no qual o rent dos recursos finitos se aprecia de acordo com a taxa de juros e, portanto, seu valor presente equivale à perda futura desse recurso, e assim corresponde à depreciação do capital consumido.² Entretanto, a medida correta do rent, neste caso, seria o preco menos o custo marginal e não o preço menos o custo médio, como somente os dados disponíveis permitem calcular. No Gráfico 4.2 observa-se que o preço de equilíbrio Pe de um recurso natural não-renovável excede o custo marginal de sua produção devida à renda de escassez ou de Hotteling (rent), área D1, que lhe é atribuída como um custo intratemporal resultante da sua finitude.

Este custo, conforme já salientado, equivaleria ao valor presente da perda do recurso para as gerações futuras devido ao seu esgotamento. No caso de bens produzíveis, Pe se igualaria ao custo marginal e somente a renda diferencial, área D2, se realizaria.

Assim, ao se estimar o *rent* como preço menos custo médio, áreas *D*1 e *D*3, é a receita líquida que se mede e, portanto, uma superestimativa do verdadeiro *rent*.³



Além do mais, o lema de Hotelling não se aplica diante de imperfeições de mercado, tais como as que levam às divergências entre as taxas privadas e sociais de desconto e a definição de direitos de propriedade.

4.2.2 - Método do Custo de Uso

A insatisfação com o método do preço líquido levou El Serafy (1989) a estabelecer um procedimento alternativo, que busca separar a parcela de renda da parcela de capital envolvida na receita obtida pelas atividades de extração de recursos exauríveis, de modo a calcular a renda verdadeira conforme definida por Hicks (1946). Para tal ele lança mão do conceito de custo de uso definido por Keynes (1973), através do procedimento a ser descrito na próxima seção.

A proposta de El Serafy (1989) é resgatar o conceito de renda verdadeira (*true income*) de Hicks (1946) para definir a renda sustentável das atividades de extração de recursos exauríveis. Segundo Hicks, a receita que um indivíduo recebe em determinado período pode ser separada em duas partes. A parcela de capital (*capital part*) corresponde à parte da receita que é originada pelo desinvestimento do indivíduo no período. A parcela de renda (*income part*)

² Ver Hartwick e Hageman (1991) para uma discussão detalhada e formal da equivalência entre rent de Hotelling e depreciação.

³ Esta divergência não ocorre somente no caso especial, quando a curva de custo médio coincide com a de custo marginal de produção.

corresponde à parte restante da receita, e que pode ser considerada como a renda verdadeira do indivíduo no seguinte sentido:

"A person's income is what he can consume during the week and still expect to be as well off at the end of the week as he was at the beginning" [Hicks (1946, p.176)].

El Serafy considera a perda de ativos não-produzidos decorrente do esgotamento de recursos exauríveis como a parcela de capital da receita e que, portanto, não pode ser considerada como renda verdadeira. Daí a necessidade de se introduzir correções nas medidas convencionais de produto e renda, expressos tanto em termos brutos quanto líquidos, que consideram como valor adicionado a parcela de capital embutida dentro da receita. A extração em um determinado período implica necessariamente a diminuição na disponibilidade do recurso e, conseqüentemente, do seu aproveitamento pelas gerações futuras.

No entanto, admite-se a possibilidade de que os recursos exauríveis, que são ativos não-produzidos, venham a ser substituídos por ativos produzidos, a fim de garantir rendimentos para as gerações futuras. Assim, o desinvestimento ocasionado pelo esgotamento pode ser compensado por investimentos em bens de capital que tenham a mesma capacidade esperada de gerar receitas no futuro. A parcela de capital deve corresponder, portanto, à parte da receita que deve ser convertida em um fundo de investimento capaz de gerar uma série infinita de renda verdadeira, de modo que o valor presente de ambos seja igual:

"The finite series of earnings from sale of the resource, say a 10-year series of annual extraction leading to the extinction of the resource, has to be converted to an infinite series of true income such that the capitalized value of the two series be equal" [El Serafy (1989, p.13)].

A valoração econômica dos recursos exauríveis é função do fluxo de rendimentos que se pode esperar obter até a extinção do recurso, do período de vida útil esperada das reservas e da taxa de retorno dos investimentos na economia em questão. Conforme Seroa da Motta (1991), baseado em El Serafy (1989),⁴ a forma como é operacionalizada essa valoração pode ser assim sintetizada:

A exploração de um recurso exaurível gera um rent, entendido como o rendimento líquido do custo de operação e capital. Parte do rent total (R) deve

ser investida de tal forma que assegure uma série infinita de renda sustentável (X). Assim, durante a exploração, (R-X) será a parcela de capital da receita da exploração do recurso, e que deve ser investida na economia de forma que X seja gerado infinitamente.

Seja F(R-X) o valor futuro da série de (R-X) acumulada ao final do período de exploração (n) à taxa de oportunidade do capital (r):

$$F(R-X) = \prod_{t=0}^{n-1} (R-X) \cdot (1+r)^t = (R-X) \cdot \frac{(1+r)^n - 1}{r}$$
 (2)

A partir de t_n , esse estoque de capital acumulado passa a render um retorno anual à mesma taxa de oportunidade do capital (r), cujo valor presente P(R-X) será:

$$P(R-X) = F(R-X) \cdot r \cdot \frac{1}{d} = (R-X) \cdot \frac{(1+r)^n - 1}{d}$$
 (3)

onde (d) é a taxa de desconto intertemporal.

A parcela de renda sustentável (X) do recurso deve ser tal que seu valor presente seja igual ao valor presente do retorno do capital acumulado, descrito em (3):

$$F(R-X) \cdot \frac{r}{d} = (R-X) \cdot \frac{(1+r)^n - 1}{d} = \frac{X}{d}$$
 (4)

Multiplicando ambos os lados de (4) por d, teremos:

$$(R-X) \cdot [(1+r)^n - 1] = X$$
 (5)

ou:

$$\frac{X}{R} = 1 - \frac{1}{(1+r)^n} \tag{5a}$$

Logo, para cada recurso exaurível é possível estimar a relação *X/R* e, conseqüentemente, determinar a parcela *X*, que corresponde à parcela do *rent* que deve ser entendida como renda sustentável, e a parcela (*X-R*), que vem a ser a parcela de capital da receita de exploração do recurso. El Serafy associa essa parcela de capital ao conceito de custo de uso desenvolvido por Keynes (1973), que elimina da renda do empresário o sacrifício esperado dos rendimentos futuros em função da produção corrente. As implicações que a

⁴ A diferença nas apresentações de El Serafy (1989) e Seroa da Motta (1991a) está em que o primeiro considera que o retorno do investimento é dado por uma taxa de desconto intertemporal, enquanto para o segundo o retorno é dado pelo custo de oportunidade do capital. Contudo, ambos chegam ao mesmo resultado em termos de expressão do fator de exaustão. Para uma discussão mais recente [ver Seroa da Motta (1994)].

utilização do conceito keynesiano de renda traz para a definição da renda sustentável serão exploradas mais adiante.

A proposição de El Serafy vincula sustentabilidade à capacidade futura de manter o ritmo de extração, medida pelo período (n) durante o qual não há expectativa de esgotamento do recurso. Em função desse período de exaustão, a parcela do rent que deve ser incorporada à renda sustentável pode variar entre zero, quando a extração implica o esgotamento imediato do recurso, e o valor total do rent observado, quando o nível de reservas é tão superior à extração anual que elimina o risco de esgotamento.⁵

No primeiro caso, a renda sustentável é igual à remuneração paga ao fator trabalho mais a remuneração normal do capital, subtraindo totalmente o *rent*. Esse resultado equivale ao que seria obtido pela abordagem da depreciação, desde que o resultado líquido das descobertas e reavaliações das reservas do recurso seja zero. O segundo caso corresponde ao valor máximo que a renda sustentável pode alcançar, quando é igual à renda convencionalmente medida pelas Contas Nacionais e o *rent* é incorporado plenamente na renda sustentável.

As reavaliações ou descobertas de novas reservas indicam possíveis variações na proporção do *rent* total que pode ser considerado como renda sustentável, mas nunca podem fazer com que a renda sustentável seja negativa ou que ultrapasse a renda convencionalmente medida. Assim, essas situações de difícil compreensão teórica, que são possíveis de se alcançar quando se usa a abordagem da depreciação, são totalmente evitadas pela abordagem do custo de uso.

A relação entre o período de exaustão esperado e o fator de exaustão estimado é intermediada pelo custo de oportunidade do capital. Caso o custo de oportunidade seja nulo, não existe a possibilidade de obter-se renda a partir do capital acumulado, e alcançam-se resultados análogos aos que se obteria pela abordagem da depreciação. Contudo, esse resultado é estranho a qualquer economia em que ocorra investimento. Nelas, um custo de oportunidade mais elevado indica maior capacidade de gerar fluxos futuros de renda a partir do estoque de capital fixo constituído pela parcela de capital da receita auferida pela exaustão do recurso natural. Ou seja, a capacidade de substituir recursos exauríveis, que são ativos não-produzidos, por bens de capital, que são ativos produzidos, é estimulada pelo aumento do custo de oportunidade do capital. Isso consolida a visão da sustentabilidade de uma atividade econômica como a capacidade de gerar, permanentemente, fluxos

5 El Serafy mostra que, para taxas de oportunidade iguais ou superiores a 5% a.a., praticamente toda atividade com período de exaustão superior a pelo menos 100 anos pode ser considerada sustentável.

de renda a partir da exploração de um recurso natural, e não manter intactas as reservas de recursos naturais.

Os resultados obtidos através da abordagem do custo de uso apontam para a necessidade de ajustes nas medidas de produto e renda, em geral menores do que seus equivalentes obtidos a partir do método do preço líquido. Um exercício efetuado para a Indonésia com a mesma base de dados sobre depleção das reservas de petróleo utilizada por Repetto *et alii* (1989) demonstra essa propriedade, como mostra a Tabela 4.3. Percebe-se que os valores de ajuste do produto são significativamente menores, embora assumam sempre valores positivos.

Cabe ressaltar que o procedimento sugerido por El Serafy pode ser estendido para recursos exauríveis que tenham algum tipo de regeneração natural, como é o caso dos recursos florestais.

A abordagem do custo de uso também é passível de, pelo menos, três tipos de crítica. Em primeiro lugar, ao utilizar uma definição de renda que é determinada pelas expectativas dos agentes sobre seu futuro, El Serafy (1989) rompe com a tradição das Contas Nacionais de medir exclusivamente variáveis *ex-post* observadas ao final do período. Segundo alguns autores, como Reich (1991), o caráter *ex-ante* do conceito de renda verdadeira inviabiliza sua utilização pelas Contas Nacionais:

"Hicks' idea of encompassing expectations about the future in his income concept literally destroys its usefulness for measurement in the national accounts" [Reich (1991, p.238)].

O segundo tipo de crítica está ligado ao modo pelo qual as expectativas são trabalhadas. A abordagem do custo de uso adota um processo de formulação de expectativas perfeitamente adaptativas, em que os agentes não consideram possíveis alterações no comportamento dos preços dos recursos exauríveis nem de seus custos de extração. Por exemplo, a série de *rents* futuros é projetada em função do *rent* presente. Contudo, existem fatores que apontam tanto para o declínio do *rent*, como a existência de rendimentos decrescentes na extração ou a deterioração dos termos de troca dos recursos exauríveis observada historicamente no comércio internacional, quanto para sua elevação, quando o aumento da escassez gera uma restrição de oferta que pode trazer como conseqüência a elevação dos preços do recurso. A abordagem do custo de uso ignora a possibilidade de que os agentes esperem tais mudanças, e o futuro é extrapolado como mera continuação do presente.

Por fim, o terceiro ponto que pode ser criticado nessa abordagem está na apropriação do conceito de custo de uso em um contexto teórico distinto daquele para o qual ele foi formulado. A definição de renda apresentada por Hicks (1946) é essencialmente uma definição de bem-estar. O critério central

TABELA 4.3

Ajustes nas Medidas de Produto em Função da Depleção do Petróleo segundo Métodos Distintos — Indonésia — 1971/84

	PREÇO LÍ	QUIDO	CUSTO DE USO*	
ANO	BILHÕES DE RÚPIAS DE 1973	% DO PIB	BILHÕES DE RÚPIAS DE 1973	% DO PIB
1971	+1527	+27,6%	-62	-1,1%
1972	+337	+5,6%	-112	-1,8%
1973	+407	+6,0%	-178	-2,6%
1974	+3228	+44,2%	-386	-5,3%
1975	-787	-10,3%	-303	-4,0%
1976	-187	-2,3%	-389	-4,8%
1977	-1225	-13,8%	-507	-5,7%
1978	-1117	-11,7%	-475	-5,0%
1979	-1200	-11,8%	-495	-4,9%
1980	-1633	-14,6%	-801	-7,2%
1981	-1552	-12,9%	-977	-8,1%
1982	-1158	-9,4%	-596	-4,8%
1983	-1825	-14,2%	-781	-6,1%
1984	-1765	-13,1%	-776	-5,7%

Fonte: Repetto et alii (1989) e elaboração própria.

utilizado para definir a renda verdadeira de um agente está calcado em uma comparação qualitativa entre o seu nível presente de bem-estar e o nível futuro que ele espera alcançar ("to be as well off at the end of the week as he was at the beginning"). A pouca precisão desse critério faz com que o próprio Hicks questione a viabilidade prática de se lidar com um conceito tão subjetivo:

"By considering the approximations to this criterion, we have come to see how very complex it is, how unattractive it looks when subjected to detailed analysis. We may now allow a doubt to escape us whether it does, in the last resort, stand up to analysis at all, whether we have not been chasing a will-o'-the-wisp" (*ibid*).

A conclusão de Hicks é a de que esse critério não resiste à análise lógica e a renda só pode ser definida por aproximação. Por isso, a renda assume um papel secundário em sua análise, como ele próprio enfatiza:

"(...) income is a very dangerous term, and it can be avoided; as we shall see, a whole general theory of economic dynamics can be worked out without using it" [Hicks (1946, p.180)].

Já o conceito de custo de uso é apresentado por Keynes (1973) em um contexto bastante distinto. A renda não é definida como uma medida de bem-estar, mas do nível de demanda efetiva, e a introdução do custo de uso visa demonstrar que as decisões de produção dos empresários também levam em consideração as expectativas de perda de rendimentos futuros.

O custo de uso possui um papel crucial (e não secundário) na determinação da demanda efetiva, ao estabelecer um elo entre as decisões do presente e as expectativas sobre o futuro. A aplicação do custo de uso só determinaria a renda verdadeira no sentido hicksiano caso se estabelecessem relações entre níveis de demanda efetiva e bem-estar dos indivíduos, proposta que o próprio Hicks (1946) não considera relevante. Assim, a importância do custo de uso se restringe a introduzir no cálculo empresarial um componente especulativo sobre o sacrifício de rendimentos futuros que se pode incorrer caso se decida adotar um determinado volume de produção. Pode-se concluir, portanto, que aceitar o custo de uso como sendo a parcela de capital que deve ser subtraída da receita a fim de se alcançar a renda verdadeira, como faz El Serafy (1989), é um procedimento teoricamente incompleto.

As críticas apontadas anteriormente, em particular a última, não significam que a abordagem do custo de uso deva ser abandonada, mas indicam o descompasso teórico entre a elaboração de um procedimento de cálculo baseado no conceito keynesiano de custo de uso e a teoria de bem-estar implícita na definição hicksiana de renda verdadeira.

A fim de contornar esse problema, Young (1992) apresenta uma definição alternativa de renda sustentável que compatibiliza o procedimento proposto por El Serafy com as definições de renda e produto apresentadas por Keynes. Nesse contexto, o custo de uso desempenha papel-chave de ligação entre o presente e o futuro, incorporando as perdas de capital esperadas pelos detentores das reservas de recursos exauríveis em função da extração atual. Essa definição keynesiana de renda sustentável admite formas alternativas de determinação dos rendimentos esperados, sendo que a abordagem proposta por El Serafy constitui uma primeira aproximação para seu cálculo.

Além disso, explicita que o cálculo da renda sustentável não invalida o procedimento convencional adotado pela Contabilidade Nacional para determinar a renda e o produto. Na verdade, são medidas que têm premissas e

^{*}Custo de oportunidade do capital igual a 5% a.a.

objetivos diferentes e que, por isso, devem ser complementares em um sistema mais amplo de Contas Nacionais.

Colocando de lado as disputas teóricas e metodológicas antes apresentadas, é possível compreender as divergências expressivas entre os dois métodos como decorrência das premissas implicitamente adotadas sobre sustentabilidade.

O método do preço líquido, ao entender que o ajuste a ser introduzido nas medidas de renda equivale a toda a receita líquida da exploração do recurso, pressupõe que qualquer depreciação de capital natural representa uma perda ambiental definitiva. Ou seja, a depreciação de uma unidade de capital natural hoje representa menos uma unidade deste capital à disposição de gerações futuras. Dessa forma, o método do preço líquido reflete implicitamente a premissa de que o estoque de todo e qualquer tipo de capital natural deve ser mantido constante e, portanto, a sua redução é uma perda a ser totalmente debitada à geração que a realiza. Por princípio, tal premissa não admite que haja possibilidade de substituição entre capital natural e capital material. Observando a expressão acima do custo de uso, seria o equivalente a supor que o custo de oportunidade do capital (r), no caso de substituição de capital natural, é nulo ou que o nível de esgotamento aceitável, representado por n, também seria nulo. Esta seria a hipótese de forte sustentabilidade antes mencionada.

No caso do método do custo de uso postula-se que parte da receita de exploração do recurso natural pode ser reinvestida para garantir fluxos de rendimentos perpétuos, quando o estoque deste capital natural estiver esgotado. Ou seja, é possível formar estoques de outros tipos de capital (material ou, mesmo, natural renovável) que substituam o estoque exaurido e mantenham a capacidade produtiva da economia. Assim, a depreciação de um capital natural pode ser compensada por investimentos economicamente equivalentes. Tal premissa admite implicitamente que há substituibilidade entre capital natural e capital material sempre que for economicamente desejável. Neste caso, adota-se a hipótese de fraca sustentabilidade.

PARTE II

Estudos de Casos no Brasil

Estimativas dos Custos de Exaustão dos Recursos Minerais no Brasil*

Ronaldo Seroa da Motta**
Carlos Eduardo Frickmann Young***

5.1 - Método

A mensuração do custo de exaustão dos recursos minerais e florestais foi realizada com base nos métodos do preço líquido e do custo de uso. Conforme esperado, observam-se variações significativas nos resultados encontrados para cada método.

O método do preço líquido é bastante simples: multiplica-se a variação física do estoque não-renovável pelo preço de mercado do recurso, líquido de custos de produção, acrescentando um fator de correção referente às variações dos preços e dos estoques ao longo do período observado.

A renda sustentável ou "renda líquida ajustada" é, assim, determinada pela renda bruta no período mais a variação do estoque de capital natural. A simplicidade deste procedimento, que utiliza apenas variáveis *ex-post* medidas ao final do período, torna sua aplicação bastante atraente, particularmente para países com sistemas estatísticos deficientes. Contudo, esse procedimento considera que qualquer redução no estoque físico do recurso deve ser entendida como consumo de capital e, portanto, totalmente deduzida da renda. Ou seja, adota-se o princípio da sustentabilidade forte.

^{*} Este capítulo é uma versão simplificada da parte relativa aos recursos minerais apresentada em Seroa da Motta (1993a).

^{**} Os autores agradecem os comentários de Francisco Eduardo Mendes e a criativa participação de Leonardo B. Rezende no levantamento e análise de dados que mais tarde contou com igual colaboração do estagiário Marco Aurélio Cardoso. Agradecem também a Eliana Firme (CPRM), Roberto Ólyntho (Decna/IBGE), Maria Alice Veloso (Decna/IBGE), Paulo Gonzaga (Deind/IBGE) e Carlos Lodi (Petrobrás) pelas informações estatísticas fornecidas.

^{***} Participou das estimativas de recursos minerais.

No entanto, no método do custo de uso admite-se a possibilidade de que os recursos exauríveis, que são ativos não-produzidos, venham a ser substituídos por ativos produzidos, a fim de garantir rendimentos para as gerações futuras. Assim, o desinvestimento ocasionado pelo esgotamento pode ser compensado por investimentos em bens de capital que tenham a mesma capacidade esperada de gerar receitas no futuro. A parcela de capital deve corresponder, portanto, à parte da receita que deve ser convertida em um fundo de investimento capaz de gerar uma série infinita de renda verdadeira, de modo que o valor presente de ambos seja igual. O custo de uso (*U*) é estimado segundo a seguinte expressão:

$$U = \frac{R}{(1+r)^n}$$

Onde r é a taxa de retorno do capital na economia; R é a receita líquida da exploração do recurso natural; e n é o tempo de esgotamento do recurso considerando a taxa atual de exploração.

Dessa forma, a valorização econômica dos recursos exauríveis é função do fluxo de rendimentos que se espera obter até a extinção do recurso, do período de vida útil desejada das reservas e da taxa de retorno dos investimentos na economia em questão. Ao considerar possibilidades de substituição entre capital natural e capital material, o método do custo de uso adota o princípio da sustentabilidade fraca.

5.2 - Base de Dados

As estimativas do período 1970/88 do PIB do setor mineral das Contas Nacionais são aquelas inicialmente obtidas nos anos censitários e cujos valores são determinados para os anos não-censitários através de índices agregados de valor com dados da Pesquisa Industrial Anual (PIA), do IBGE, ou índices de produção física com dados da Pesquisa Industrial Mensal (PIM), também do IBGE, ou do Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). Assim, não estão disponíveis estimativas desagregadas por atividade mineradora. Refazer estes ajustes no intuito de obter dados mais desagregados é, contudo, muito difícil devido à própria desagregação oferecida pelas pesquisas industriais que não permitem um ajuste por atividade por questões amostrais ou de classificação. Em suma, não é possível obter estimativas do PIB mineral desagregado por atividade ou tipo de minério.

Assim, se fez necessário construir uma série alternativa de PIB mineral. Além disso, outras questões conceituais e de base de dados, descritas a seguir, exigiram também que esta série alternativa fosse estimada.

Uma primeira aproximação da receita líquida pode ser obtida subtraindo-se do valor da produção o consumo intermediário, a remuneração ao fator trabalho e o retorno que se pode considerar "normal" para o estoque de capital fixo acumulado para realizar a produção.

A primeira dificuldade está na obtenção de uma série não-subestimada do valor da produção. Na medida em que o Imposto Único sobre Minerais incidia sobre o valor declarado da produção na "boca de mina" (run of mine), as empresas verticalizadas — que também beneficiam o minério — tendiam a subavaliar os preços de transferência do minério. Por isso, o montante total da receita líquida obtida pelo minerador não é captada, ao menos integralmente, nas séries disponíveis de valor da produção das atividades especificamente extrativas. Este problema parece se acentuar nas informações dos Censos Econômicos devido à classificação de atividade do IBGE separar as atividades de extração daquelas de beneficiamento, dentro do gênero da indústria extrativa mineral. Dessa forma, torna-se impossível distribuir o valor da produção do beneficiamento entre as atividades extrativas. Tal procedimento pode inclusive ter prejudicado a informação sobre o valor da produção total ao tentar estabelecer esta diferenciação e, assim, deixar englobado na extrativa algumas atividades e com isso reduzir o valor de produção (VP). Uma constatação deste fato é a sistemática subestimativa de 20 a 30% dos dados de valor da produção dos Censos Econômicos em relação aos dados de VP do DNPM.

Parte desta subestimativa, entretanto, é explicada pela significativa diferença na extração de petróleo que representa quase metade da produção mineral. Neste caso, foram utilizados os dados da matriz de relações intersetoriais do IBGE, posto que nos censos as informações desta atividade são desidentificadas. Observou-se que nos anos de 1975 e 1980 o VP do IBGE na atividade de extração de petróleo e gás natural era, respectivamente, 58 e 56% menor que o VP do DNPM. Tal disparidade deve estar relacionada com os procedimentos adotados pela Petrobrás ao definir valores de transferência para a atividade de refino, que depende basicamente da política de preços do setor para os derivados do petróleo, e a de expansão dos investimentos em prospecção e exploração. Ou seja, a Petrobrás é remunerada pelo petróleo de acordo com o custo de realização definido pelo Conselho Nacional do Petróleo (CNP). A definição deste custo é, portanto, repleta de critérios que variam de acordo com a conjuntura do setor e sua política de preços dos derivados, pois são estes derivados que acabam por gerar a receita financeira da Petrobrás. E mesmo os dados do DNPM podem não captar o rent do setor que ficou distribuído nos preços dos derivados. Dessa forma, optou-se por considerar o VP da extração de petróleo aquele medido a preços de importação do petróleo, com o objetivo de internalizar no setor extrativo o rent transferido para o setor de refino e distribuição de derivados. Trata-se, sem

dúvida, de solução *ad hoc*, mas que parece refletir melhor o custo de oportunidade do petróleo que aquele definido por critérios meramente de transferências.

O caso do carvão também mereceria algum tipo de reajuste nos valores de produção devido à característica do mercado nacional deste mineral que se dá entre alguns produtores do Sul do país e a Siderbrás e, assim, distorce os preços definidos politicamente.

Em resumo, os dados do valor da produção são aqueles obtidos nos anuários do DNPM, com exceção do petróleo, que recebeu tratamento especial conforme anteriormente descrito.

Entretanto, não sendo levantados pelo DNPM, os valores de consumo intermediário e remuneração ao fator trabalho foram obtidos a partir das séries de despesas com operações industriais e total de salários para os estabelecimentos da indústria extrativa mineral disponíveis nos Censos Industriais e nas Pesquisas Industriais Anuais do IBGE. A fim de se considerar os pagamentos de encargos sociais (não disponíveis em nível de subgrupo), foram acrescidos 30% ao total de salários pagos de acordo com estimativas destes gastos para o gênero como um todo.

Já para os anos de 1971, quando não houve PIA, e 1972/73, quando as informações não são disponíveis em nível de subgrupo, foi usado um índice de valor composto a partir dos dados de produção física do DNPM e do IGP/FGV.

No caso específico de petróleo e gás natural, dada a não-identificação das informações nos Censos Econômicos, foram utilizados os dados de consumo intermediário e remuneração mais encargos sociais das respectivas matrizes de insumo-produto. Para os anos intermediários, usou-se também o índice de valor composto descrito anteriormente. Para outros casos de desidentificação não foi possível utilizar outra fonte, o que acabou por retirar estes minerais (por exemplo, cobre) da amostra. Outros minerais também não foram considerados pelo fato de estarem agregados em uma só atividade e não permitindo, assim, discriminar as despesas correspondentes. Em suma, a amostra selecionada foi composta de: ferro, alumínio, chumbo, cromo, estanho, manganês, ouro, tungstênio, calcário, caulim, feldspato, gesso ou gipsita, quartzo ou cristal de rocha, talco, agalmatolito, petróleo e carvão-de-pedra. Esta amostra representa, por exemplo, 80 e 90% do Valor de Transformação Industrial (VTI) do setor extrativo mineral nos anos de 1970 e 1980, respectivamente.

A utilização destes dados (censos, PIA e matrizes) para despesas foi considerada plausível por se acreditar que a subestimativa do IBGE é na valoração da produção e não um problema de cobertura.

A estimativa do retorno "normal" do capital exigiu procedimento mais elaborado. Construiu-se uma série de estoques de capital para cada minério selecionado através do "método do inventário perpétuo". Foram utilizados os dados de investimento realizado em prospecção e extração dos Relatórios Anuais de Lavra do DNPM, e foi observado um *lag* de dois anos (intervalo médio entre a execução da inversão e a sua entrada efetiva em operação).

O período de exaustão reflete o tempo de vida útil das reservas caso a extração se mantenha permanentemente ao nível observado no ano corrente. É obtido pela razão entre a Reserva Base do minério (soma das Reservas Medida e Indicada pelo DNPM) e a quantidade extraída de minério bruto observada para o mesmo ano. Para os anos em que a informação de reservas não estava disponível, a Reserva Base foi aproximada pela adição da reserva mais quantidade extraída observadas no ano posterior. No caso de se dispor somente da produção de mineral contido ou beneficiado, foi utilizada uma relação de teor médio observado em outros anos.

5.3 - Resultados

Conforme já discutido, o custo de exaustão medido pelo método do preço líquido é estimado pelo preço líquido de venda de cada recurso naquele ano, multiplicado pelo volume vendido mais as variações de reservas estimadas. No caso do método de custo de uso adotaram-se as mesmas estimativas de reservas e receita líquida para avaliar estes custos.* As estimativas do custo de oportunidade do capital elaboradas para os anos 70 e 80 na economia brasileira são elevadas e em torno de 12 a 20% [Seroa da Motta (1988)]. Dessa forma, utilizou-se neste estudo um percentual de 12% constante para todo o período de análise.

Observa-se na tabela a seguir que a comparação entre as séries de rendas convencionais e custo de exaustão obtidas de acordo com as diversas abordagens antes discutidas mostra disparidades significativas entre os resultados de cada uma delas. Em primeiro lugar, percebe-se nitidamente a diferença entre as magnitudes dos valores alcançados. Observando os valores dos fatores de exaustão que relacionam custos de exaustão com as medidas de renda convencional, constata-se que os valores calculados segundo o método do preço líquido oscilam entre -8.954,1 e 15.815,7% da renda convencionalmente calculada para o conjunto de minérios selecionados,

^{*} Para o petróleo, empregou-se o preço internacional para evitar a contabilização de preços adotados pela Petrobrás, os quais estão fortemente influenciados pela política de formação de preços de derivados. Dessa forma, as medidas de valor agregado utilizadas diferem daquelas das Contas Nacionais.

Custos de Exaustão dos Recursos Minerais no Brasil — 1980 (Em US\$ milhões)

	VALOR AGREGADO	CUSTOS DE	EXAUSTÃO	FATORES D	FATORES DE EXAUSTÃO		
ANO	DO SETOR MINERAL (a)	CUSTO DE USO (r=12%) (b)	PREÇO LÍQUIDO (c)	CUSTO DE USO (%) b/a	PREÇO LÍQUIDO (%) c/a		
1970	2.462,1	234,7		9,5	#/		
1971	2.497,1	358,0	62.971,6	14,3	2.521,8		
1972	2.591,1	361,5	-232.007,7	13,9	-8.954,1		
1973	2.616,3	329,2	-166.673,3	12,6	-6.370,5		
1974	2.890,6	519,8	457.161,4	18,0	15.815,7		
1975	2.895,0	322,3	-95.958,7	11,1	-3.314,6		
1976	2.920,9	253,6	14.394,6	8,7	492,8		
1977	2.746,1	168,4	-3.021,9	6,1	-110,0		
1978	2.998,8	141,5	-60.201,6	4,7	-2.007,5		
1979	2.971,8	114,5	48.855,1	3,9	1.644,0		
1980	3.050,7	103,2	-10.218,3	3,4	-335,0		
1981	3.299,9	151,6	32.541,1	4,6	986,1		
1982	3.699,5	130,0	-59.960,5	3,5	-1.620,8		
1983	4.477,7	221,2	-28.899,6	4,9	-645,4		
1984	6.018,9	625,6	24.189,6	10,4	401,9		
1985	7.062,1	911,7	55.835,8	12,9	790.6		
1986	7.543,5	653,7	-84.091,6	8,7	-1.114,8		
1987	7.772,4	481,5	9.668,0	6,2	124,4		
1988	8.343,2	270,6	-28.212,2	3,2	-338,1		

Fontes: Seroa da Motta e Young (1991) e Young (1992).

enquanto os valores estimados segundo o método do custo de uso se situam em uma faixa bem mais estreita, entre 18 e 3,2% da renda convencional.

Essa discrepância se deve à propriedade da abordagem do preço líquido de corrigir a renda convencionalmente calculada pelas variações líquidas das reservas, valoradas pelo preço líquido dos minérios em questão, conforme já foi discutido anteriormente. Isso permite que a renda corrigida assuma

valores negativos ou, então, superiores à própria renda convencional, sempre que a variação das reservas exceder, em módulo, o esgotamento ocasionado pela atividade extrativa.

Já a renda sustentável calculada através da subtração do custo de uso não pode ser nem menor que a soma do retorno do capital, mais os salários e os encargos pagos, nem maior que a renda convencionalmente calculada. Isso porque o custo de uso, que reflete o valor presente da perda esperada de rendimentos futuros, em função da extração corrente, varia entre o total da receita líquida auferida (quando a extração atual implica a exaustão imediata do recurso) e zero (quando a extração não implica riscos de exaustão em um horizonte de tempo consideravelmente amplo). No caso brasileiro, por exemplo, as reservas de ferro, chumbo e manganês são suficientemente elevadas, de forma que seu esgotamento só se daria em períodos sempre superiores a 50 anos, ao se considerar o nível de exploração da década de 80. Tal fato reduz praticamente a zero o custo de uso associado a estes minerais.

As séries apresentam sinais divergentes também no que se refere ao sinal das variações entre anos consecutivos. A renda sustentável calculada pela abordagem da depreciação oscila de forma mais abrupta e cíclica, de tal modo que valores fortemente negativos normalmente são acompanhados, simetricamente, por valores positivos também bastante altos nos anos posteriores. Isto é justificado pelo comportamento errático das avaliações das reservas minerais, em que muitas vezes subestimativas ou superestimativas são corrigidas nos períodos seguintes e, por serem significativamente maiores que a produção física, acabam criando uma gangorra na qual os valores da renda sustentável sobem e descem continuamente.

A pequena redução nas taxas de crescimento médio anual no período entre as medidas de produto convencional e sustentável não indica, todavia, que as estimativas de custo de uso dos recursos naturais não devam ser vistas com certa prioridade na elaboração das Contas Nacionais. As divergências significativas que foram identificadas em diversos anos para as taxas de crescimento entre as duas séries confirmam, por outro lado, que o nível do *rent* e o volume das reservas devem ser considerados a cada determinação da renda do setor de forma a refletir a expectativa de sustentabilidade da produção gerada naquele período.

É bom ressaltar também que grande parte destas variações é atribuída ao setor petróleo e a seis minerais metálicos porque os outros minerais selecionados apresentavam reservas de grande dimensão. Embora restrita ao período 1970/88, tal constatação acaba por gerar importantes subsídios para as definições de política mineral no sentido de diferenciar os produtos minerais dentro de cada iniciativa de intervenção ou regulação. Este seria o caso da legislação de compensações financeiras sobre a produção mineral, que hoje

estabelece compensações fixas de 6% sobre todos os minerais sem considerar as diferenças do custo de uso entre eles, a não ser no caso do petróleo, que é de 4%, no qual justamente se observa um maior custo de uso. Igualmente, os resultados questionam as metas de auto-suficiência de produção de petróleo se as reservas não forem suficientes para garantir um crescimento de renda sustentável para o setor em que vultosos investimentos são necessários.

Estimativas dos Custos de Exaustão dos Recursos Florestais no Brasil*

Ronaldo Seroa da Motta** Peter May**

6.1 - Método

Na medida em que a conversão de áreas florestais para atividades agropecuárias não permite a regeneração da vegetação primária, o caso do desmatamento para fins agropecuários se assemelha ao da exploração de um recurso finito como, por exemplo, os recursos minerais.*** Assim, os custos de exaustão serão estimados de acordo com os métodos do preço líquido e do custo de uso conforme adotado no Capítulo 5.

Vale, todavia, mencionar que as estimativas aqui realizadas só abrangem os produtos florestais atualmente comercializáveis e economicamente expressivos. É plenamente reconhecido que os serviços florestais de regulação hidrológica e climática, como também os de manutenção de patrimônio genético, sejam, talvez, em termos de sustentabilidade, mais importantes que a exploração de produtos florestais. Contudo, a mensuração econômica destes

^{*} Este capítulo é uma versão simplificada da parte de recursos minerais apresentada em Seroa da Motta (1993a). Ver Seroa da Motta e May (1992) e May (1993) para uma descrição completa dos procedimentos adotados para obter estas estimativas dos recursos florestais e a éxpansão agropecuária. Este capítulo é uma versão simplificada da parte de recursos minerais apresentada em Motta(1993).

^{**} Os autores agradecem os comentários de Carlos Eduardo Frickmann Young. Agradecem também a Renato Jesus de Moraes — Companhia Vale do Rio Doce (CVRD) em Linhares-ES; José Rivelli Magalhães e Eduardo José Firmo Durso — Instituto Estadual de Florestas (IEF) em Belo Horizonte-MG; Sebastião Kengen e Claudio Monte de Sena — Projeto PNUD/FAO/BRA/87/00; e Luís Goes Filho — IBGE, que forneceram a maioria dos dados utilizados.

^{***} Uma variante do lema de Hotelling para recursos não-exauríveis seria que o rent destes recursos cresce em proporção à diferença entre a taxa de juros e a taxa de reposição. No caso da conversão agropecuária, a taxa de reposição é zero.

serviços é teórica e operacionalmente bastante complexa e foi evitada no escopo deste trabalho. Poderá observar-se, entretanto, que as medidas restritas aos produtos florestais, por si sós, impõem pesadas perdas ambientais ao avanço da fronteira agrícola no país.

Para a aplicação do método de custo de uso no caso dos recursos florestais, admitiu-se que o valor de *X* no caso do desmatamento seria o valor agregado da produção florestal (madeira e outros produtos extrativos) que poderia ser removida de forma sustentável. Este valor seria resultante do crescimento natural da floresta, caso não fosse desmatada, que gera um incremento anual de volume que, extraído, manteria a floresta no seu volume inicial.

Os valores deste incremento anual foram determinados através de estudos específicos da região florística ou do próprio produto.

O valor de n — período de exaustão — é dado pela razão entre o estoque de cada zona florística em t pelo total de área desmatada desta zona no mesmo período. Assim, obtém-se o custo de uso (Ut) da perda de produção florestal por conversão de florestas para fins agrícolas da seguinte forma:

$$U_t = \frac{X_t}{(1+r)_n}$$

As estimativas elaboradas de acordo com o método do preço líquido obedeceram aos mesmos procedimentos adotados no capítulo anterior, em que os estoques iniciais e finais são as áreas de cada tipo de vegetação existente no início e no fim do período. Os preços são os mesmos adotados no método do custo de uso para cada tipo de produto.

6.2 - Base de Dados

Na medida em que a conversão de áreas florestais para atividades agropecuárias não permite a regeneração da vegetação primária, o caso do desmatamento para fins agropecuários se assemelha ao da exploração de um recurso finito como, por exemplo, os recursos minerais.

Vale, todavia, mencionar que as estimativas aqui realizadas só abrangem os produtos florestais atualmente comercializáveis e economicamente expressivos. É plenamente reconhecido que os serviços florestais de regulação hidrológica e climática, como também os de manutenção de patrimônio genético, sejam, talvez, em termos de sustentabilidade, mais importantes que a exploração de produtos florestais. Contudo, a mensuração econômica destes serviços é teórica e operacionalmente bastante complexa e foi evitada no escopo deste trabalho.

Para caracterizar os recursos florestais e estimar as perdas associadas, utilizou-se o Mapa de Vegetação do Brasil, baseado nas imagens Radam, de 1982. Este mapeamento, superposto nas fronteiras administrativas respectivas, levou à identificação, por estado brasileiro, da formação florística principal. A extensão das florestas originais e remanescentes por estado foi obtida de diversas fontes, incluindo os inventários florestais do antigo IBDF, e informações referentes à ação antrópica mapeada com base em imagens de satélite Landsat pelo Inpe, resumidas em Ibama (1991). Estes dados forneceram a informação necessária para a definição de estoques florestais dos diversos tipos de vegetação no início do período analisado.

Devido à falta de informações descrevendo a cobertura dos recursos florestais em mais de um ponto de tempo pela maior parte do país, as modificações resultantes da ocupação agropecuária foram estimadas a partir dos dados dos Censos Agropecuários de 1970, 75, 80 e 85. Em todos os casos, foram obtidas informações referentes ao uso do solo dentro de estabelecimentos agropecuários, correspondentes às áreas de florestas naturais e à área total.

Calculou-se a modificação intercensitária em áreas sob floresta devido à expansão agropecuária como:

$$F = (A_{t+1} - F_{t+1}) - (A_t - F_t)$$

onde:

A =área total dos estabelecimentos;

F = área em florestas naturais;

t = período censitário.

Esta formulação reflete tanto a expansão em área agropecuária, onde novas áreas florestais são incorporadas, quanto a perda em florestas devido à modificação no uso do solo entre períodos censitários. Em alguns casos, o resultado deste cálculo é negativo, demonstrando que algumas áreas voltaram ao uso estritamente florestal; outros erros foram detectados devido à modificação no tamanho dos municípios.

A produtividade florestal sustentável foi estimada como o incremento anual em material lenhoso (no caso de recursos madeireiros) e a produção anual de látex, frutas, nozes, folhas, cera ou palmito, nos casos das principais espécies extrativistas (castanheira, seringueira, açaí, babaçu, carnaúba, piaçava, palmiteiro). Considerou-se que a perda ambiental mínima relacionada à modificação do uso do solo em áreas de floresta poderia ser representada, então, pela perda do potencial de gerar uma renda sustentável derivada destes produtos.

Os valores econômicos estimados referem-se ao preço por peso na fronteira de madeiras de todos os tipos que entram no mercado internacional, baseado em informações da Cacex. O valor do rent do recurso florestal foi considerado próximo ao preço menos custos de extração e transporte. Estes últimos foram aproximados com base na matriz de insumo-produto da economia brasileira, referente ao setor madeireiro, equivalentes em aproximadamente 75% do preço FOB. No caso dos recursos extrativistas, estimou-se um custo de transação de 50%, e fundamentaram-se os preços nos valores internos por unidade de produto, estimado com base na série Produção Extrativa Vegetal Municipal, do IBGE. Os valores aplicados em ambos os casos foram derivados dos preços correntes convertidos em dólares de 1980.

Para o caso da análise do preço líquido, a medida de mudança de estoque resultante da expansão agropecuária foi o volume comercializável de madeira como um todo, e não somente o seu incremento anual. No caso dos recursos não-madeireiros, foi considerada a perda do valor da sua produção anual em vez do seu rendimento sustentável.

6.3 - Resultados

Os resultados apresentados na tabela a seguir mostram que o desflorestamento implica consideráveis perdas econômicas em certos períodos, seja qual for o método empregado. Durante a primeira metade da década de 70, a taxa de conversão de florestas em áreas agropecuárias cresceu de forma relativamente lenta. Contudo, a taxa de desflorestamento cresceu dramaticamente na segunda metade da década. Isso fez com que as perdas decorrentes do desflorestamento alcançassem valores significativos neste período.

Na mesma tabela observa-se que a comparação entre os resultados alcançados pela abordagem do preço líquido e os do método do custo de uso mostram grandes discrepâncias. Se o procedimento sugerido pela abordagem da depreciação fosse levado em consideração, a necessidade de ajuste do produto agropecuário seria bem maior, chegando em alguns anos a se aproximar do total do produto. No ano de 1975, por exemplo, este percentual seria de 89,5%. De acordo com os resultados do método do preço líquido, neste período teria sido economicamente melhor para a nação evitar a expansão da fronteira agrícola, de modo a garantir a preservação da maioria das áreas florestais. Esta é, certamente, uma conclusão bastante polêmica. Já no caso do custo de uso, embora os percentuais cresçam também à medida que a taxa de desmatamento se acelera, o valor máximo alcançado foi de 4,8% em 1980. Note-se que as variações líquidas de reservas no caso das florestas não geram valores negativos no método do preço líquido, tendo em vista que, no caso brasileiro, o reflorestamento é pouco significativo em relação à área total de florestas.

Custos de Exaustão dos Recursos Florestais na Expansão Agropecuária

	(ma)									
	VALOR AGREGADO DA	VALOR AGREGADO	SOO	CUSTO DE USO (12%)	(12%)	PRE	PRECO LÍQUIDO	00		3
ANO	AREA CONVERTIDA (1) (a)	DA AGROPECUÁRIA (b)	MADEIRA	MADEIRA OUTROS (2)	TOTAI. (C)	MADEIRA OUTROS (2)	OUTROS (2)	TOTAL (d)	5 E	8£
1971	135,9	10.753	0,31	0,47	0,78	6.036	4,6	6.041	9'0	56,2
1972	155,0	12.530	0,38		0,38	6.582	r	6.582	0,2	52,5
1973	174,0	15.441	0,50	1,07	1,56	8.167	8,2	8.175	6'0	52,9
1974	193,0	16.949	0,85	1,57	2,43	13.082	10,9	13.093	6,1	77,2
1975	250,0	18.200	1,15	1,58	2,72	16.277	10,0	16.287	_	89,5
1976	300,3	20.025	4,07	5,84	9,91	15.944	21,0	15.965	3,3	7,67
1977	339,9	25.292	4,75	6,29	11,04	16.780	21,7	16.802	3,2	66,4
1978	353,9	21.599	4,43	80'8	12,50	14.370	26,6	14.397	3,5	2'99
1979	368,0	22.607	4,55	11,67	16,22	13.717	36,8	13.754	4,4	8'09
1980	311,1	24.060	3,97	10,94	14,90	11.258	33,1	11.291	4,8	46,9
1981	249,4	20.591	0,07	0,27	0,34	9.084	2,3	9.086	0,1	44,1
1982	175,8	17.577	0,04	0,30	0,35	6.525	2,7	6.528	0,2	37,1
1983	182,3	22.009	0,04	0,35	0,38	6.300	3,0	6.303	0,2	28,6
1984	188,8	23.645	0,03	0,44	0,47	6.042	3,6	6.046	0,2	25,6
1985	195,3	25.473	0,02	0,42	0,43	5.136	2.7	5.139	0,2	20,2

Fontes: Seroa da Motta e May (1992) e May (1993)

Produtos extrativos: látex, castanha, babaçu, palmito e carnaúba. Para 1972, os dados não estavam disponíveis Valor agregado da área florestal convertida para agropecuária em cada ano.
 Produtos extrativos: látex กละโลกหล หลาย.

Estimativas dos Custos de Degradação dos Recursos Hídricos no Brasil*

Ronaldo Seroa da Motta** Francisco Eduardo Mendes**

7.1 - Método

Diferentemente dos recursos minerais e florestais, nos quais se discutem os custos associados à exaustão, os custos ambientais relativos aos recursos hídricos serão estimados na sua dimensão intratemporal referentes aos efeitos da sua degradação. Ou seja, as perdas de bem-estar entre contemporâneos, na medida em que se pressupõe que sejam recursos renováveis. Os custos externos negativos da degradação (uso do recurso para disposição de resíduos) afetam diretamente a geração presente, através da redução do nível de utilidade gerada pelo consumo direto do recurso e da redução do nível de elaboração das atividades produtivas que dependem deste recurso.

A mensuração das perdas ambientais neste caso estima os custos associados à poluição hídrica. Estes seriam, por exemplo, a elevação da incidência de mortalidade e morbidade de certas doenças, as atividades recreativas e turísticas que foram prejudicadas e a adução de água para irrigação e consumo das famílias.

Uma alternativa seria estimar quanto a economia deveria investir para que as perdas acima mencionadas fossem evitadas. No caso da poluição hídrica estes investimentos seriam, por exemplo, as inversões em tratamento de esgotos

^{*} Este capítulo é uma versão simplificada e atualizada da parte de recursos hídricos, de Seroa da Motta (1993a), na qual as estimativas de esgoto industrial foram alteradas por conta da revisão e atualização da base de dados apresentada em Mendes (1994).

^{**} Os autores agradecem as informações estatísticas recebidas de Maria Martha Maland Mayer, Vandeli dos Santos Gerena (Derem/IBGE) e Hugo Oliveira (Sabesp) e também as valiosas informações de custos de controle cedidas gentilmente por Jochen Jantzen, da TME.

domésticos e industriais deficitários no país. Assim, a estimação necessária pode ser relativamente fácil com base em dados de engenharia ambiental. Esta tem sido, na verdade, a abordagem mais utilizada nos estudos realizados para estimar estas perdas em outros países, como, por exemplo, nos trabalhos coordenados pelo escritório estatístico da ONU para o México e Nova Guiné [ver Tongeren *et alii* (1991) e Bartelmus *et alii* (1992)].

Neste estudo estimaram-se as inversões deficitárias de acordo com o nível atual de emissão das fontes domésticas e industriais e os níveis de eficiência das tecnologias de controle. Dessa forma, estas inversões deficitárias para tratamento de esgotos industriais e domésticos foram calculadas considerando dois cenários. Um com o uso de tecnologias com os maiores níveis de eficiência disponíveis no mercado, que consiste na hipótese de forte sustentabilidade. Outro, em que níveis menos ambiciosos são determinados, para caracterizar a hipótese de fraca sustentabilidade: admite-se que um nível de poluição remanescente se justifica no curto prazo* e não reduz a capacidade de crescimento futuro da economia.

Devido à restrita disponibilidade de dados sobre emissão de poluição industrial e tratamento de esgoto doméstico, as estimativas aqui apresentadas referem-se apenas a 1988, ano para o qual todas as informações necessárias estão disponíveis.

7.2 - Procedimentos Estimativos

7.2.1 - Esgoto Doméstico

Conforme já discutido, uma aproximação das perdas ambientais relativas à poluição hídrica doméstica consiste nos gastos em coleta e tratamento que poderiam ser obtidos pelo custo de capital necessário para que a carga de despejos domésticos, potencialmente poluidora dos corpos d'água, fosse ligada à rede e tratada adequadamente.

Como medida das quantidades de esgoto produzidas empregou-se o número de habitantes das regiões urbanas, classificados de acordo com o serviço de esgoto a que têm acesso. As estatísticas relativas a estes serviços diferenciam as formas de serviço de esgoto em rede geral, fossa séptica, precárias ou inexistentes. Como rede geral entende-se a coleta unitária de esgoto, mas isso não significa necessariamente o tratamento deste despejo.

Além disso, de acordo com o nível de tratamento utilizado, o esgoto lançado aos recursos hídricos gera externalidades ou não. O tratamento primário consiste em combinações de operações físicas e químicas que têm como objetivo a eliminação de sólidos suspensos, coloidais, voláteis e graxas, bem como a remoção de odores e a desinfecção das águas residuais. O tratamento secundário/terciário compreende adicionalmente processos biológicos que convertem a matéria orgânica em sólidos sedimentáveis floculentos, que podem ser eliminados em tanques de sedimentação. Já as fossas sépticas são tanques subterrâneos onde a digestão dos sólidos faz-se anaerobiamente [Silveira e Sant' Anna (1990)]. As fossas sépticas podem ser comparadas a um tratamento primário, em certos casos, no qual condições de permeabilidade do solo e as soluções de depósito da sua depuração não são satisfatórias.

A população urbana foi classificada em:

ET: população urbana que tem seu esgoto coletado e tratado por rede geral; EN: população urbana que tem seu esgoto coletado mas não tratado por rede geral;

FS: população urbana que dispõe de fossa séptica no domicílio;

OU: população urbana que dispõe de instalações sanitárias precárias ou não dispõe de nenhuma.

Observa-se que (ET + EN) é o total da população com esgoto coletado, aqui denominado EC. As séries de EC, FS e OU foram estimadas a partir dos dados sobre condições sanitárias dos domicílios divulgados pelo IBGE, na Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílio (PNAD).

A série ET foi determinada como uma proporção de EC estimada com dados que informam volume de esgoto coletado e tratado por estado, declarados pelas companhias estaduais de saneamento básico na Pesquisa de Esgotamento Doméstico do IBGE para o ano de 1988. Nesta pesquisa também foi possível estimar que aproximadamente 1/3 do esgoto tratado no país recebe tratamento equivalente ao nível secundário/terciário.

A fim de estimar os investimentos totais necessários para que atendam a toda a população urbana com serviço adequado de esgoto, foram utilizados três tipos de custos de investimento:

e : custo de coleta por habitante (US\$ 120/hab);

tp: custo de tratamento primário (US\$ 32,50/hab);

ts: custo de tratamento secundário/terciário adicional a tp (US\$ 97,50/hab.).

Os valores destes custos foram obtidos em Seroa da Motta *et alii* (1994) com base nos custos de obras de saneamento realizadas no Brasil.

O custo total (K), déficit do estoque de capital necessário para atender com serviços de esgoto adequados, é então calculado em dois cenários. Um no

^{*} Equivale dizer que o custo ("desbenefício") marginal da poluição seria equivalente ao seu benefício marginal (perdas de excedente econômico ao reduzir consumo para financiar inversões em controle ambiental).

qual todo o esgoto coletado é tratado com tecnologia secundária/terciária, inclusive aquele de domicílios com fossa séptica. No outro cenário considera-se o nível de fossa séptica aceitável, estende-se o serviço de coleta e tratamento primário para os que não dispõem de qualquer serviço e amplia-se o tratamento secundário/terciário para toda população que atualmente tem esgoto coletado. Este cenário significaria ampliar os serviços de coleta e tratamento primário para metade da população urbana e garantir tratamento secundário/terciário para a outra metade.

Observe-se que a capacidade de assimilação de certos recursos hídricos pode ser suficientemente elevada para que os danos ambientais sejam reduzidos e, portanto, não se justificaria economicamente um tratamento mais sofisticado. Por outro lado, optar por tratamento secundário/terciário em todos os casos asseguraria que estes danos fossem praticamente eliminados.

Sendo assim, no primeiro cenário está-se propondo o nível mais sofisticado de remoção do esgoto doméstico, o qual reflete uma hipótese de forte sustentabilidade. No segundo cenário somente parte desta remoção é considerada, apresentando, então, uma hipótese de fraca sustentabilidade.

Finalmente, o custo ambiental analisado da poluição hídrica doméstica é obtido aplicando o custo de oportunidade de capital de 12% aos valores dos estoques totais *K* estimados para um período de depreciação de 25 anos, acrescidos de um percentual de 5% para considerar custos de operação.

7.2.2 - Esgoto Industrial

Os dados sobre níveis de emissão estão disponíveis somente para 13 estados brasileiros: São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio Grande do Sul, Paraná, Santa Catarina, Goiás, Bahia, Pernambuco, Ceará, Maranhão e Pará.

Os dados relativos ao Estado de São Paulo foram fornecidos diretamente pela Cetesb, enquanto os dos outros estados foram obtidos junto ao banco de dados do Programa Nacional de Controle da Poluição (Pronacop). Ambas as bases de dados fornecem informações sobre a atividade principal e as descargas potenciais e remanescentes de carga orgânica — medidas em Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) — e metais pesados dos principais estabelecimentos da indústria de transformação, constantes dos cadastros dos órgãos ambientais estaduais.

A base de dados fornecida pela Cetesb é relativa a dados cadastrais da companhia das bacias hidrográficas do estado no ano de 1988. Estes dados estão agregados a partir da classificação de atividades industriais dos Censos Econômicos do IBGE a quatro dígitos.

Os dados do Pronacop referem-se a uma pesquisa conduzida em 1988 junto aos cadastros dos diversos órgãos ambientais estaduais. Os estabelecimentos estão, com algumas modificações, classificados de acordo com a lista de atividades constante do documento da OMS (1992).

Os dados sobre custo unitário de tratamento foram obtidos a partir do trabalho *Cost-effective pollution control in Brazil* [Jantzen (1992)]. Neste trabalho são apresentadas seqüências de tecnologia de tratamento adequadas para os diversos setores da indústria com os respectivos custos anualizados de controle de carga orgânica e metais pesados com base em preços internacionais. Estes custos representam custos de investimentos unitários anualizados, à taxa de 12% para um período de depreciação de 25 anos, e também custos operacionais. A adoção de preços internacionais pode significar vieses nos cálculos realizados. Todavia, é de se esperar que a médio prazo os custos domésticos se aproximem dos custos internacionais, principalmente porque são empresas multinacionais que dominam este setor. Os custos de tratamento são dados por faixas de volume de efluentes a serem tratados, o que permitiu contornar problemas relacionados com economia de escala.

O custo total de remoção de poluentes hídricos industriais (CC) por planta industrial pode ser estimado a partir do produto entre as cargas a serem removidas e o custo unitário de remoção de poluentes.

Os valores dos custos unitários variam com a eficiência da tecnologia de tratamento empregado. Assim, para o cenário de forte sustentabilidade adotou-se o nível de remoção de quase 100%, onde as tecnologias mais avançadas são adotadas. No outro, de fraca sustentabilidade, adotou-se um nível de 85% de remoção com base em observações de custos marginais, conforme será discutido na seção seguinte.

TABELA 7.1

Perdas Ambientais Associadas ao Esgoto Doméstico (Em US\$ milhão)

	DÉFICIT DE	CUSTOS ANUA	LIZADOS
	INVESTIMENTOS	VALOR ABSOLUTO	% PIB
Fraca Sustentabilidade	10.831,17	1.451,38	0,44
Forte Sustentabilidade	19.124,36	2.562,66	0,78

7.3 - Resultados

7.3.1 - Esgoto Doméstico

Os valores das necessidades de investimentos para ampliar os serviços de esgotamento doméstico são apresentados na Tabela 7.1 com os seus respectivos valores anualizados. Conforme discutido anteriormente, estes valores serão considerados como uma aproximação das perdas ambientais geradas pelas famílias ao lançarem seus esgotos nos meios hídricos. Observa-se que no cenário de forte sustentabilidade, que considera tratamento mais sofisticado para toda a população, os valores obtidos, devido aos elevados custos deste tratamento, se situam 80% acima dos estimados para o cenário de fraca sustentabilidade.

Na medida em que as famílias não podem ser consideradas um setor da economia, e sim uma categoria de gastos da demanda final, optou-se por relacionar estas perdas com o valor total do PIB nacional. Assim, as perdas ambientais referentes ao baixo nível de tratamento de esgoto doméstico no Brasil representam 0,44% da renda nacional, no caso da hipótese de fraca sustentabilidade, e 0,78% no caso de forte sustentabilidade. Tais percentuais, embora pouco significativos, não podem ser considerados desprezíveis se analisados em conjunto com outras necessidades de investimento da economia brasileira.

7.3.2 - Esgoto Industrial

Na Tabela 7.2 estão apresentados os gastos anuais necessários para controle de carga orgânica e metais pesados que devem ser pagos pela indústria manufatureira no Brasil para atingir diferentes níveis de eficiência de remoção. Conforme discutido na seção anterior, estes custos são aproximações das perdas ambientais do setor relativas à poluição hídrica. Observa-se nesta tabela que no nível máximo de controle as perdas totais relativas a metais pesados são até quatro vezes superiores às estimadas para carga orgânica. Esta discrepância se deve não só às diferenças de custos de tratamento como também ao nível mais elevado de poluição remanescente dos metais pesados.

Os resultados da Tabela 7.2 confirmam que as estimativas de perdas ambientais associadas à poluição hídrica no Brasil variam significativamente de acordo com o nível de remoção, ou seja, com a hipótese de sustentabilidade adotada. No caso do cenário de forte sustentabilidade, em que se assegura quase 100% de remoção, estas perdas somam aproximadamente US\$ 1,7 bilhão por ano e representam pouco mais de 2% do produto interno do setor. Estes valores se reduzem aproximadamente a US\$ 1,2 bilhão e a 1,5% do PIB quando se aceita um nível de eficiência tão baixo como 85%.

Examinando a Tabela 7.3 observa-se que as medidas de perdas apresentam valores marginais — custo por 1% de remoção — muito mais elevados após o nível de 85%. Na ausência de melhor critério para estabelecer um nível que corresponda a um cenário de fraca sustentabilidade, optou-se pela remoção de 85%, na medida em que a partir deste nível o benefício da remoção teria que ser bastante elevado para compensar os custos crescentes de remoção. Outra justificativa se deve ao fato de este nível de 85% representar também o padrão aceitável pelos órgãos ambientais no Brasil para determinação de tecnologia de controle. Sendo assim, a renda sustentável da indústria manufatureira no Brasil seria 2,08% (100% de remoção) menor que a renda convencional na hipótese de forte sustentabilidade ou 1,5% (85% de remoção) na hipótese de fraca sustentabilidade.

Observando a Tabela 7.2, é possível discutir alguns aspectos:

a) Estes percentuais são estimativas médias para os setores que, por sua vez, apresentam alto grau de agregação.

Uma análise da distribuição destes percentuais entre os subsetores e as firmas dentro destes revela desvios padrões significativos. Ou seja, tais percentuais podem ser bastante elevados em alguns subsetores e firmas.

- b) Embora uma análise de relações intersetoriais e de ciclo de vida dos produtos fosse mais adequada, as magnitudes dos custos estimados dos setores de demanda final que refletem a parte preponderante da cesta de consumo das camadas mais pobres, como, por exemplo, alimentos, bebidas, farmacêuticos, sabões e velas e têxtil, são bem inferiores a 1%. Portanto, estes resultados revelariam que um controle mais restrito da poluição hídrica industrial não geraria efeitos distributivos significativos diretos.
- c) Somente os setores de couros e peles e o metalúrgico apresentam percentuais de custos muito altos, variando de 5 a 16%, que certamente resultam em restrições de investimentos para melhorar seu desempenho ambiental. Sendo importantes setores de insumos industriais, sua participação no ciclo do produto dos setores consumidores poderia resultar em impactos distributivos negativos.

Note-se que sendo as perdas mensuradas por estimativas de gastos necessários de controle de poluição, excetuando os setores já mencionados, a adoção de ações mais rígidas de controle não comprometeria significativamente o desempenho econômico do setor, quando se considera a proporção destes custos nas medidas de PIB.

TABELA 7.2

Perdas Ambientais do Recurso Água Associadas à Poluição Industrial no Brasil
(Em US\$ mil/ano)

		CUSTOS PO	OR NÍVEL DE	CONTROLE	(% DO PIB)	
SETOR	25%	50%	75%	85%	95%	100%
Alimentos	13.576	17.234	18.964	21.756	30.080	39.450
	0,10%	0,13%	0,14%	0,16%	0,22%	0,29%
Bebidas	3.062	3.662	4.047	4.345	6.547	8.684
	0,22%	0,26%	0,29%	0,31%	0,46%	0,61%
Couros e Peles	13.397	42.976	51.197	81.623	125.392	137.469
	1,56%	5,01%	5,96%	9,51%	14,60%	16,01%
Farmacêutica	34	582	582	588	933	1.158
	0,00%	0,03%	0,03%	0,03%	0,05%	0,06%
Madeira	7.900	12.633	13.357	13.445	17.296	17.356
	0,63%	1,00%	1,06%	1,07%	1,37%	1,37%
Mat. de	14.160	15.668	24.583	35.252	47.516	52.638
Transporte	0,18%	0,20%	0,32%	0,45%	0,61%	0,68%
Mecânica	8.425	14.197	50.342	73.546	92.298	108.466
	0,06%	0,10%	0,34%	0,50%	0,62%	0,73%
Metalurgia	392.029	612.790	715.371	815.343	948.422	103.933
	3,39%	5,30%	6,18%	7,05%	8,20%	8,99%
Papel e	5.370	6.658	7.396	8.626	18.700	22.384
Celulose	0,13%	0,16%	0,18%	0,21%	0,46%	0,55%
Prefumaria,	1.379	1.604	1.622	1.639	2.678	3.434
Sabões e Velas	0,09%	0,11%	0,11%	0,11%	0,18%	0,24%
Química	42.011	61.549	91.117	122.270	151.053	189.517
	0,26%	0,39%	0,57%	0,77%	0,95%	1,19%
Têxtil	14.969	25.004	27.507	29.247	36.924	38.300
	0,29%	0,48%	0,53%	0,57%	0,72%	0,74%

(continua)

	CUSTOS POR NÍVEL DE CONTROLE (% DO PIB)							
SETOR	25%	50%	75%	85%	95%	100%		
Carga	81.633	149.785	186.148	219.942	294.508	344.188		
Orgânica	0,10%	0,19%	0,23%	0,28%	0,37%	0,43%		
Metais	434.680	664.771	819.939	987.737	1.183.331	1.314.601		
Pesados	0,55%	0,83%	1,03%	1,24%	1,48%	1,65%		
Indústria	516.313	814.556	1.006.087	1.207.678	1.477.839	1.658.789		
Manufatureira	0,65%	1,02%	1,26%	1,51%	1,85%	2,08%		

Notas

TABELA 7.3 Custos Marginais de Controle de Poluição Hídrica Industrial no Brasil

(Em US\$ mil)

INTERVALOS DE	CUSTOS N	MARGINAIS
EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO	CARGA ORGÂNICA	METAIS PESADOS
25 - 50%	2.726,10	9.203,64
50 - 75%	1.454,52	6.206,72
75 - 85%	3.379,35	16.779,80
85 - 95%	7.456,67	19.559,42
95 - 100%	9.935,95	26.253,96

Notas

a) Quando não discriminados, os valores referem-se à soma dos custos de controle de carga orgânica e metais pesados.

b) Ano de referência: 1988.

c) Estados: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Goiás, Bahia, Pernambuco, Ceará, Maranhão e Pará.

a) Custos relativos ao incremento de 1% de remoção.

b) Relativos aos valores da Tabela 7.2.

Estimativas de Custos de Saúde Associados à Poluição Hídrica no Brasil*

Ronaldo Seroa da Motta**
Ana Paula Mendes**

água é um dos recursos naturais de uso mais intensivo e diversificado pelo homem. Entre os usos mais comuns, pode-se citar sua utilização para dessedentação humana e de animais, irrigação, criação de espécies aquáticas, geração de energia, insumo industrial, higiene pessoal e ambiental, transporte, lazer, composição de paisagens e diluição de efluentes industriais e dejetos orgânicos (inclusive os humanos).

Cada uma dessas possíveis formas de utilização da água demanda um padrão de qualidade diferenciado, que normalmente não é compatível com a qualidade da água devolvida após seu uso para um determinado fim. Com isso, a despeito de sua capacidade natural de renovação em um horizonte de tempo relativamente curto (se comparado ao de outros recursos naturais), a inexistência de esforços no sentido de controlar e recuperar a água utilizada pela ação humana pode comprometer, temporária ou definitivamente, outras possíveis aplicações deste recurso.

Os efeitos da pobreza nos países em desenvolvimento confirmam que os aspectos relacionados à saúde podem oferecer indicadores importantes para orientar os programas e ações de controle de poluição. Isto se comprova na

^{*} Este capítulo é uma versão simplificada da parte de custos de saúde apresentada em Seroa da Motta et alii (1994).

^{**} O exercício econométrico contou com a participação decisiva de Leonardo Bandeira Rezende. Os autores agradecem os valiosos comentários de Armando Castelar Pinheiro, José Wellisson Rossi e Lauro Ramos. Foram também de grande importância as sugestões e informações estatísticas recebidas de Rosa Maria Ribeiro da Silva, Luis Antonio Pinto de Oliveira, Ana Maria Sabóia (Deiso/IBGE) e Nilo Sílvio C. Serpa (Dataprev), bem como o apoio computacional de Jorge Luís Morandi e Henrique Costa Correia da Silva.

medida em que os grupos de baixa renda são os que menos apresentam capacidade de gasto em consumo defensivo que minimize os efeitos, negativos desta degradação. O método aqui adotado para estimar as perdas ambientais associadas com custos de saúde considera que uma parte destes custos seria a produção sacrificada resultante da perda de dias de trabalho e da morte prematura de pessoas vitimadas por doenças relacionadas à poluição hídrica doméstica e aquela que seria viabilizada caso os gastos médicos incorridos para tratar estas doenças fossem utilizados para outros fins. Em suma, o total das perdas seria a soma da produção sacrificada por morbidade e mortalidade e os gastos médicos respectivos.¹

Conforme pode ser observado, os valores a serem estimados não incluem o decréscimo do nível de utilidade dos agentes econômicos causado por estas doenças quanto a desconforto, dor e outras restrições. Para incorporar tais aspectos, seria necessário recorrer a métodos que determinassem as preferências individuais, nos quais seriam estimadas mensurações de disposição para pagar por melhoria de condições de saúde.

8.1 - Procedimentos Estimativos

O primeiro passo para estimar os gastos médicos e a produção sacrificada gerados pela incidência de doenças associadas à poluição hídrica doméstica é a determinação da incidência de mortalidade e morbidade destas doenças. Para tal, procurou-se desenvolver uma função de estimação que permita determinar para cada ano o respectivo indicador de incidência.

De posse destas informações, foram obtidos os gastos hospitalares e a produção perdida por afastamento de trabalho por motivo de doença ou morte prematura.

8.1.1 - Incidência Anual de Morbidade e Mortalidade

Para avaliar anualmente esta incidência, estimou-se uma função de doseresposta para sete tipos de doenças (cólera, infecções gastrintestinais, febre tifóide, poliomielite, amebíase, esquistossomose e shiguelose) consideradas associadas à poluição hídrica doméstica. Esta função correlaciona a incidência destas doenças com variáveis socioeconômicas e de qualidade da água.

Os dados sobre mortalidade e morbidade foram obtidos da base de dados Síntese do Inamps, que continha informações em nível de estado para o período 1988/89 [ver Seroa da Motta *et alii* (1994)].

1 Devido à não-disponibilidade de dados, não foram considerados outros custos como a ausência escolar de crianças, o tempo da mãe com cuidados à criança adoentada e as perdas de produtividade do empregado que trabalha enfermo ou em convalescença. Os dados socioeconômicos e de qualidade da água (variáveis explicativas) foram estimados das informações das pesquisas demográficas (Censo e PNAD) e da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Os dados de morbidade e mortalidade são autorizações de internação hospitalar (AIH), número de óbitos (NO) e tempo (dias) de permanência no hospital (TP).

A emissão de uma AIH ocorre quando da internação do paciente em hospital da rede pública ou privada que seja conveniado do Inamps. Em cada AIH registra-se o código internacional da doença do paciente internado e a ele estão associados os valores de NO e TP.

Regressões lineares foram aplicadas para expandir a série de AIH, NO e TP (variável dependente) em função de indicadores da má qualidade da água (variáveis explicativas) para os anos de 1988 e 1989.

No caso de AIH, representou-se por ATT o somatório de todas as AIH das doenças selecionadas, por PU a população urbana, por CEFS a população com coleta de esgoto (rede geral e fossa séptica) e por POPNÃOPOL a população com coleta e tratamento de esgoto e fossa séptica.

Esta regressão foi composta por 44 observações referentes às unidades da Federação para 1988 e 1989 (1990 não foi considerado por falta de informações das variáveis explicativas). Foram excluídos também desta regressão o Acre, Roraima, Rondônia, Amapá e Fernando de Noronha, dada a carência de informações relacionadas às variáveis explicativas [ver Seroa da Motta et alii (1994)].

Os resultados da regressão estão na Tabela 8.1 e a equação para ATT foi:

ATT = 6774,1 + 0,0080789.PU - 0,0000456.CEFS - 0,0088632.POPNÃOPOL

Os sinais dos coeficientes das variáveis explicativas induzem a resultados interessantes. No caso da variável PU, verifica-se coerentemente uma relação direta com AIH, ou seja, quanto maior a população urbana, maior o número de autorizações para internação hospitalar. Já os sinais negativos dos coeficientes de CEFS e POPNÃOPOL confirmam que a incidência das doenças de veiculação hídrica está inversamente relacionada com os indicadores de coleta e tratamento de esgoto para a população.

A importância da variável população urbana justifica-se devido a problemas no teste de heterocedasticidade com a sua ausência. As observações envolvem diferenças substanciais de grandeza, que devem ser contornadas pela inclusão do tamanho da população urbana de cada estado.²

² Dada a nossa hipótese inicial de que as instalações hospitalares se encontram concentradas na área urbana relativa a cada estado brasileiro, nos limitamos a trabalhar com os dados de população urbana.

TABELA 8.1

Resultados das Regressões

	COE	FICIENTES	(E TESTES	TA 5%)			TESTE DE
VARIÁVEL DEPENDENTE	CONS- TANTE	PU	CEFS	POPNÃOPOL	H DW		HETERO- CEDASTI- CIDADE ^a
MATT	38,383000	0,000095	-0,000020	-0,000056	0,8513	1,7579	0,0006531
	(0,8572)	(3,5164)	(-0,5755)	(-2,5110)			
ATT	6774,1	0,0080789	-0,000046	-0,008863	0,8133	2,0154	0,5623
	(1,5374)	(3,0326)	(-0,0132)	(-4,0326)			
TPATT	38373,9	0,0438	-0,0075707	-0,0415	-0,7856	2,1422	0,357
	(1,7172)	(3,2392)	(-0,4305)	(-3,7259)			

^a O teste de heterocedasticidade é baseado no teste F da regressão dos resíduos ao quadrado nas estimativas ao quadrado. Os graus de liberdade são 1 e 42.

Variáveis: MATT = número de óbitos por doenças de veiculação hídrica declarado pelo Síntese; ATT = número de AIH por doenças de veiculação hídrica declarado pelo Síntese; TPATT = número de dias de internação por doenças de veiculação hídrica declarado pelo Síntese; PU = população urbana atendida por rede global ou fossa séptica; e POPNÃOPOL = população urbana atendida por rede geral com tratamento ou fossa séptica.

A análise dos demais testes da regressão (ver Tabela 8.1) também revelou algumas conclusões importantes. Por exemplo, o fato de o teste *T* não ser significativo no caso da variável CEFS levou ao teste de mais duas regressões. Com um procedimento similar, experimentou-se primeiramente fazer uma nova regressão apenas sem a variável POPNÃOPOL. O que se verificou foi um significativo aumento do resultado do teste *T* da variável CEFS, confirmando a sua relevância para explicar a incidência de AIH:

O mesmo foi feito isolando-se a variável CEFS, o que refletiu um aumento do teste T da variável POPNÃOPOL:

ATT = 6816,3 + 0,0080456.PU - 0,0088778.POPNÃOPOL

Este exercício nos permite concluir que, ao confrontarmos as variáveis CEFS e POPNÃOPOL,³ apesar de ambas serem altamente significativas quando analisadas isoladamente, acaba por prevalecer aquela que se apresenta mais abrangente por indicar o nível de tratamento aplicado sobre o esgoto coletado (POPNÃOPOL) e não apenas o nível de esgoto coletado por estado (CEFS).

A opção pela regressão linear em detrimento da regressão logarítmica, ou até mesmo da regressão ling-log, baseou-se não apenas no R^2 , mas também no conjunto de testes que estão apresentados na Tabela 8.1.

Convém destacar também que a nossa regressão, além de apresentar um R^2 bastante elevado de 81,33%, também tem um R^2 corrigido bastante alto: 79,93%. Adicionalmente, foram feitas outras tentativas, com outras variáveis explicativas, que indicassem, por exemplo, a relação da incidência das doenças com o nível de abastecimento de água e existência de filtro nos domicílios. Entretanto, tais variáveis não se mostraram significativas para explicar a variável dependente.

O número de óbitos e o tempo de permanência no hospital relativos ao número de AIH estimados para cada ano foram calculados com base em duas outras regressões, nas quais NO e TP aparecem como as novas variáveis dependentes:

A determinação dos valores de AIH, NO e TP associados à poluição hídrica foi realizada considerando que toda a população urbana estava atendida com serviço de coleta e tratamento de esgoto, isto é, supondo CEFS = POPNÃOPOL = PU. Os resultados são apresentados na Tabela 8.2.

Como os dados do Síntese não estão distribuídos por idade, recorremos a curvas de mortalidade e morbidade das doenças selecionadas, elaboradas pela Secretaria de Saúde do Rio de Janeiro para os anos de 1987 e 1988, a fim de obter a distribuição etária dos valores estimados.⁵

³ CEFS é equivalente à soma da população com esgoto coletado e fossa séptica e POPNÃOPOL é igual à população com esgoto coletado e tratado.

⁴ No caso das variáveis de renda, acredita-se que sua significância está relacionada não com a renda ou o tamanho da população de baixa renda do estado, mas sim com a renda da população assistida por serviços de saneamento cuja estatística não foi ainda possível obter.

⁵ Embora esta distribuição tenha se mostrado estável neste biênio, a utilização de dados relativos a dois anos do fim da década para distribuir as estimativas dos anos anteriores e o fato de estas informações serem somente relativas ao Rio de Janeiro são restrições às estimativas apresentadas.

Da mesma forma, os dados do Síntese não consideram os óbitos ocorridos fora do âmbito hospitalar do sistema previdenciário. Para corrigir esta subestimação, adotamos, na falta de informações anuais mais atualizadas, a incidência de mortalidade destas doenças estimadas para as capitais brasileiras no ano de 1980, que é de 48,91 pessoas por 100 mil habitantes. Esta incidência determinou um número de óbitos de 6,25 vezes o número registrado no âmbito hospitalar. Assim, os números de óbitos estimados pela regressão foram expandidos por este fator.

8.1.2 - Produção Sacrificada

a) Gastos Médicos

Os gastos médicos foram obtidos multiplicando-se o número estimado de AIH em cada ano, associado à poluição hídrica doméstica, pelo custo médio de internação obtido junto ao Síntese (deflacionados pelo IGP-DI) para o período 1988/89. Estes custos subestimam os gastos médicos por não incluírem outras despesas realizadas em domicílio e gastos ambulatoriais.

b) Perdas de Dias de Trabalho (Morbidade)

A perda de dias de trabalho foi estimada pelo valor de TP associado à poluição hídrica doméstica distribuído por faixa etária de acordo com a curva de mortalidade anteriormente discutida. O valor da produção sacrificada resultou do produto entre o número de dias perdidos e o rendimento médio da população economicamente ativa por faixas etárias (10-18, 18-25, 25-30, 30-40, 40-50, 50-55, 55-65 e mais de 65 anos) obtido junto às pesquisas demográficas e de estimativas de Bonelli e Sedlacek (1988). Estes rendimentos situaram-se entre dois e três salários mínimos ao longo do período. Optamos por este valor médio na hipótese de que as pessoas afetadas pela poluição são aquelas de baixa renda que não têm acesso aos serviços de esgoto ou habitam áreas onde o esgoto coletado é lançado sem tratamento adequado [ver Bradley et alii (1990)].

c) Morte Prematura (Mortalidade)

No caso da produção sacrificada por morte prematura, a estimativa do número de óbitos associado à poluição é multiplicada pelo valor deste capital humano, perdido. Para tal, recorremos ao conceito de capital humano que supõe o valor da vida equivalente ao valor presente da produção futura, que seria gerada pela pessoa que veio a falecer prematuramente [ver Mishan (1981) e Ridker

(1967)]. A fórmula utilizada segue de perto a adotada por Ridker (1967), que é definida como:

$$HCVx = \frac{(P_x)_1^n \cdot (P_x)_2^n \cdot (P_x)_3^n \cdot Y_n}{(1+r)^{n-x}}$$

onde:

 HCV_x é o valor presente da renda futura da pessoa de idade x;

 $(P_x)_1^n$ é a probabilidade de que esta pessoa estará viva na idade n;

 $(P_x)_2^n$ é a probabilidade de que esta pessoa estará na força de trabalho na idade n;

 $(P_x)_3^n$ é a probabilidade de que esta pessoa estará empregada na idade n;

 Y_n é a produção esperada na idade n; e

r é a taxa de desconto.

O valor de Yn é o mesmo adotado no cálculo das perdas de dias de trabalho. Note-se que a fórmula anterior está revelando que a produção sacrificada depende do nível de remuneração, da expectativa de vida e da probabilidade de as pessoas que vieram a falecer por causa das doenças analisadas estarem empregadas.

A probabilidade $(P_x)_1^n$ foi estimada a partir da Tábua de Mortalidade segundo a Idade, publicada no Censo Demográfico de 1980, e reflete a probabilidade de que uma pessoa de idade n esteja viva na idade n+t, ou seja, a expectativa de vida para cada idade especificamente. Por hipótese, arbitramos que esta probabilidade é nula quando o indivíduo atinge os 85 anos. A probabilidade $(P_x)_2^n$ foi também estimada a partir de dados demográficos. Já a probabilidade

 $(P_x)_3^n$ foi considerada eliminando do cálculo do valor do rendimento médio aqueles sem rendimento ou sem declaração de rendimento.

Na teoria do capital humano, o óbito de crianças não ocasionaria uma perda de produção futura na medida em que os investimentos em educação e treinamento não foram realizados e, portanto, estes gastos poupados compensariam o sacrifício futuro de produção, já que o salário representaria o retorno a estes investimentos. Esta tem sido uma das críticas mais fortes a este tipo de mensuração. No caso das doenças selecionadas, a incidência de mortalidade se acentua justamente em crianças e, portanto, optamos por computar os valores associados a menores de 10 anos no cálculo dos custos de mortalidade.

⁶ Não foi possível, entretanto, obter informações sobre estes rendimentos para os anos de 1971 a 1975, 1977, 1978 e 1982, os quais, então, foram estimados de acordo com o crescimento da renda per capita das Contas Nacionais. Como os anos de 1976 a 1979, que foram obtidos de Bonelli e Sedlacek (1988), não continham informações por faixa etária, sua distribuição obedeceu à registrada no Censo Demográfico de 1980. O mesmo foi adotado para os outros anos da década de 70 que foram imputados [ver Seroa da Motta et alii (1994)].

Igualmente dois valores de r (5 e 15%) foram utilizados para estimar HCV, cujo valor mais adequado para demonstrar a produção sacrificada seria aquele que representasse o produto líquido do trabalho, rendimentos menos consumo pessoal realizado. Admitindo que os rendimentos excedam o consumo pessoal na mesma proporção que o Produto Interno Bruto excede o consumo final das famílias, poder-se-ia estimar que o produto líquido estaria em torno de 30% do produto bruto. O conceito de produção sacrificada aqui utilizado é, todavia, uma proxy do decréscimo do nível de utilidade para o qual o nível de renda seria um indicador. Assim, consideramos este valor de rendimento bruto em vez de rendimento líquido. Por outro lado, o valor de rendimento Yn obtido das pesquisas demográficas representa apenas a renda mensal, não incluindo vários encargos sociais, o que poderia acrescer de 50 a 80% este valor de renda dos assalariados. Considerando o nível de renda como uma proxy do nível de utilidade, seria necessário incluir nos valores de renda certos encargos que representam renda disponível, tais como FGTS e 13º salário. Por outro lado, o valor de rendimento das pesquisas demográficas é de salário bruto, o qual inclui os descontos a serem efetuados. Dessa forma, na hipótese de que tais descontos compensem os encargos não considerados, optamos por manter esta informação como uma medida adequada para as estimativas realizadas.

8.2 - Resultados

A Tabela 8.2 apresenta os resultados das estimativas totais de mortalidade e morbidade e daquelas diretamente associadas à poluição hídrica doméstica. Ao se considerar que toda a população urbana tem acesso aos serviços de coleta de esgoto, observa-se que, em todo o período, aproximadamente 60% dos casos de óbitos (mortalidade) registrados não ocorreriam, enquanto no caso de morbidade esta percentagem chegaria a 90%. Tais resultados confirmam a importância das condições de saneamento para a redução e controle das doenças estudadas e determinam os níveis dos custos de saúde associados à poluição hídrica doméstica que representam perdas ambientais.⁷

A incidência da mortalidade associada à poluição varia muito pouco ao longo do período, atingindo o número de 30.306 em 1989, o que já seria esperado na medida em que os déficits em investimentos em serviços de esgoto,

estimados no capítulo anterior, também se mostraram estáveis nas duas décadas. No caso de morbidade, em 1989, ainda se perdiam 3.310.332 dias de permanência em hospital devido às doenças associadas à poluição hídrica, o que equivale a 13.679 homens/ano. Os dados de curva de morbidade revelam que 30% dos casos ocorrem em maiores de 10 anos. Supondo que 60% destes casos sejam de pessoas economicamente ativas, esta permanência equivaleria ao afastamento de aproximadamente 2.500 trabalhadores ao longo de todo o ano.

Na Tabela 8.3, à taxa de 5%, o total das perdas, em valores de 1980, chega a US\$ 387,9 milhões em 1989, dos quais US\$ 339,3 milhões são devidos à mortalidade e US\$ 8,3 milhões à morbidade, enquanto os gastos médicos somaram neste ano o total de US\$ 40,2 milhões.

Na Tabela 8.4 observa-se que estas perdas não chegaram a mais de 0,256% do consumo final das famílias. Dado que a incidência de mortalidade e morbidade apresenta certa estabilidade no mesmo período, as variações registradas devem ser explicadas pelas próprias alterações no nível de rendimento médio.

Este baixo percentual deve-se exclusivamente ao nível do rendimento médio utilizado como medida de produção sacrificada, o qual em 1980 representava apenas US\$ 2.300 por ano.

Dividindo as perdas por mortalidade (à taxa de 5%) pelo número de óbitos associados à poluição hídrica doméstica para o ano de 1989, obtém-se aproximadamente US\$ 15 mil, que pode ser entendido como valor estatístico da vida⁸ e é, sem dúvida, por si só bastante polêmico. Mas vale lembrar que ele apenas reflete a capacidade produtiva da população de baixa renda afetada pelos efeitos negativos da poluição hídrica doméstica. Este talvez seja o critério não-explícito de adiamento das decisões de investimentos de vulto na ampliação das condições de saneamento no país.

⁷ Naturalmente, a expansão de serviços de abastecimento de água para consumo pessoal poderia minimizar esta situação. Todavia, estes serviços já cobrem mais de 80% da população urbana, o que revela que o contágio por contato direto é importante e a degradação dos custos d'água está prejudicando estes serviços, ou seja, somente os serviços de coleta e tratamento adequado de esgoto é que permitiriam reduzir drasticamente esta situação, como parecem indicar as regressões. Além do mais, os resultados da regressão revelam que serviços de abastecimento de água não representam significância. Estes resultados, todavia, podem ser enganosos porque não se utilizou a variável qualidade da água abastecida.

⁸ Em Margulis (1991) estima-se que este valor para o México esteja em torno de US\$ 75 mil, com base no rendimento médio de um trabalhador urbano industrial equivalente a US\$ 7.700. Em que pesem as diferenças de procedimentos estimativos entre os dois estudos, considerando a relação entre os rendimentos, as estimativas aqui calculadas se assemelham a estas utilizadas para o México.

TABELA 8.2
Estimativas de Mortalidade e Morbidade Associadas às Doenças de Poluição Hídrica

	тот	AIS ESTIMA	ADOS		SSOCIADOS ÃO HÍDRICA			
ANOS	MORTA- LIDADE ^b	MORBI- DADE ^c	MORTA- LIDADE	MORBI- DADE	POPU- LAÇÃO URBANA ^d	(C)/(A) (%)	(D)/(B) (%)	(C)/(E) (%)
	(A)	(B)	(C)	(D)	(E)			
1970	28.620	2.386.700	17.257	1.815.944	51.884.940	60,30	76,09	0,0333
1971	28.602	2.351.541	16.895	1.796.222	54.813.762	59,07	76,38	0,0308
1972	33.440	2.816.053	21.390	2.276.171	57.742.583	63,97	80,83	0,0370
1973	31.024	2.552.073	18.737	2.022.818	59.758.853	60,39	79,26	0,0314
1974	32.791	2.699.034	20.229	2.182.118	62.099.802	61,69	80,85	0,0326
1975	34.164	2.803.466	21.328	2.298.888	64.440.750	62,43	82,00	0,033
1976	35.588	2.918.037	22.477	2.425.797	66.781.699	63,16	83,13	0,0337
1977	15.507	2.850.875	22.046	2.374.199	69.734.441	62,09	83,28	0,0316
1978	37.349	2.990.344	23.557	2.528.818	72.608.779	63,07	84,57	0,0324
1979	37.548	2.965.374	23.413	2.519.178	75.517.605	62,35	84,95	0,0310
1980	39.091	3.052.305	24.437	2.629.324	79.921.953	62,51	86,14	0,0306
1981	41.544	3.235.237	26.341	2.837.009	84.618.274	63,41	87,69	0,0311
1982	41.095	3.148.653	25.648	2.761.297	86.680.962	62,41	87,70	0,0296
1983	42.262	3.226.368	26.479	2.853.889	89.503.609	62,65	88,46	0,0296
1984	44.885	3.437.733	28.489	3.093.000	94.767.779	63,47	89,97	0,0301
1986	46.389	3.553.918	29.613	3.226.354	98.025.337	63,84	90,78	0,0302
1987	46.414	3.514.334	29.338	3.199.953	100.526.402	63,21	91,05	0,0292
1988	46.689	3.500.405	29.301	3.200.126	103.202.112	62,76	91,42	0,0284
1989	48.225	3.586.804	30.306	3.310.332	107.718.875	62,84	92,29	0,0281

a Cólera, infecções intestinais, febre tifóide, poliomielite, amebíase, esquistossomose e shiguelose.

TABELA 8.3 **Perdas Ambientais Associadas à Poluição Hídrica Doméstica**^a
(Em dólares de 1980)

	GASTOS	MORTA	LIDADEc	MORBI-	TOT	AL
ANOS	MÉDICOS ^b	TAXA DE 5%	TAXA DE 15%	DADE	TAXA DE 5%	TAXA DE 15%
1970	21.124.777	104.611.935	25.101.514	2.068.182	127.804.895	48.294.474
1971	21.153.237	115.928.247	27.816.850	2.336.507	139.417.991	51.306.594
1972	26.832.029	172.578.223	41.409.947	3.508.422	202.918.674	71.750.398
1973	24.246.838	175.251.844	42.051.479	3.631.487	203.130.169	69.929.804
1974	26.136.699	197.095.962	47.292.950	4.073.820	227.306.482	77.503.470
1975	27.510.939	215.119.369	51.617.646	4.434.590	247.064.898	83.563.175
1976	29.066.432	237.228.652	56.922.652	4.886.438	271.181.432	90.875.521
1977	28.379.924	228.110.037	54.734.742	4.696.936	261.186.989	87.811.602
1978	30.118.924	242.708.637	57.741.860	4.977.785	277.805.346	92.838.569
1979	30.086.923	245.027.872	58.794.157	5.049.508	280.164.303	93.930.588
1980	31.397.483	260.244.549	62.445.382	5.234.915	296.876.947	99.077.779
1981	33.920.410	301.110.602	72.251.144	6.184.639	341.215.651	112.356.193
1982	32.995.536	263.878.440	63.317.329	5.615.742	302.489.718	101.928.608
1983	34.143.387	288.775.559	69.291.365	5.873.330	328.792.275	109.308.018
1984	36.122.362	286.372.227	68.714.688	5.843.278	328.337.867	110.680.328
1985	37.317.216	332.778.155	79.849.737	6.813.492	376.908.862	123.980.444
1986	39.082.357	416.963.941	100.050.020	8.550.293	464.596.592	147.682.670
1987	38.807.805	385.793.210	92.570.639	7.892.791	432.493.806	139.271.235
1988	38.867.944	361.274.641	85.270.816	7.385.332	407.527.917	131.524.092
1989	40.209.797	339.334.541	81.422.934	8.335.920	387.880.257	129.968.651

^aCólera, infecções intestinais, febre tifóide, poliomielite, amebíase, esquistossomose e shiguelose.

^b Número de óbitos.

c Tempo (dias) e permanência no hospital.

d Não inclui Rondônia, Roraima, Amapá e Fernando de Noronha.

^bGastos realizados pelo sistema Inamps.

^cProdução sacrificada devido a morte prematura.

^dProdução sacrificada devido ao tempo de permanência em hospital.

TABELA 8.4

Perdas Ambientais em Relação ao Consumo Final
(Em % do consumo das famílias)

	GASTOS	MORTA	LIDADE	-	TOTAL		
ANOS	MÉDICOS	TAXA DE 5%	TAXA DE 15%	MORBIDADE	TAXA DE 5%	TAXA DE 15%	
1970	0,036	0,179	0,043	0,008	0,224	0,087	
1971	0,032	0,178	0,043	0,008	0,218	0,083	
1972	0,035	0,227	0,054	0,011	0,273	0,100	
1973	0,025	0,184	0,044	0,009	0,219	0,079	
1974	0,024	0,177	0,043	0,008	0,209	0,075	
1975	0,023	0,183	0,044	0,009	0,215	0,076	
1976	0,022	0,183	0,044	0,009	0,214	0,075	
1977	0,020	0,162	0,039	0,008	0,190	0,067	
1978	0,021	0,168	0,040	0,008	0,196	0,069	
1979	0,019	0,157	0,038	0,007	0,183	0,064	
1980	0,019	0,159	0,038	0,007	0,185	0,065	
1981	0,023	0,200	0,048	0,009	0,232	0,080	
1982	0,020	0,162	0,039	0,008	0,191	0,067	
1983	0,023	0,190	0,046	0,009	0,222	0,077	
1984	0,023	0,186	0,045	0,009	0,218	0,077	
1985	0,024	0,210	0,050	0,010	0,244	0,084	
1986	0,022	0,234	0,056	0,011	0,267	0,089	
1987	0,025	0,246	0,059	0,012	0,282	0,095	
1988	0,027	0,251	0,059	0,012	0,290	0,098	
1989	0,026	0,218	0,052	0,012	0,256	0,090	

Nota: Consumo final das famílias das Contas Nacionais — IBGE (1989 e 1991).

Custos de Saúde Associados à Poluição do Ar no Brasil*

Ronaldo Seroa da Motta** Ana Paula Mendes**

rápido processo de urbanização e industrialização observado no Brasil, nas últimas décadas, associado à falta de medidas integradas de uso e ocupação do solo, vem contribuindo, de maneira contínua, para a rápida degradação da qualidade do ar nos principais centros urbanos do país. A prioridade dada ao crescimento de certos setores da economia e à falta de instrumentos de controle desenvolvidos pela sociedade conduziu à utilização de procedimentos e produtos de risco, que por vezes agridem as normas de segurança ambiental.

Na medida em que a dinâmica da economia nacional se encontra concentrada em alguns pólos de maior dinamismo, as populações metropolitanas têm sido as principais vítimas da poluição do ar, que se varia na intensidade, em função das características de cada região, nem tanto varia na sua forma e nos efeitos que pode provocar.

Embora o ar poluído dos principais centros urbanos e industriais provoque indubitavelmente graves problemas para a saúde humana, existem curiosamente poucas provas epidemiológicas que atestem estes efeitos. Estudos realizados em alguns poucos países [Lave e Seskin (1977) e Ostro (1992)] demonstraram que existe uma associação positiva entre altos índices de poluição e a incidência de determinadas moléstias. Entretanto, para atender

Este capítulo é uma versão simplificada de Seroa da Motta e Mendes (1994).

^{**} Os autores agradecem os comentários e as sugestões de John Dixon e Armando Castelar Pinheiro. Reconhecem também a participação de Leonardo Bandeira Rezende nos exercícios econométricos e Vitor Pêgo Hottum no apoio computacional. Os autores também agradecem a Antônio de Castro Bruni da Cetesb, ao CDR da Fundação Seade e a Roberto Mendes Fernandes do Ministério da Saúde pelas informações estatísticas gentilmente cedidas.

aos objetivos deste trabalho, julga-se necessário não apenas estimar a relação entre mortalidade e poluição do ar, mas também mensurar os custos econômicos relativos à perda de bem-estar.

A poluição do ar é definida como a presença de um ou mais contaminantes na natureza, em quantidades que podem comprometer a qualidade deste recurso, tornando-o impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade. Nas últimas décadas, através da inovação tecnológica e crescente industrialização, bem como da urbanização desordenada e da explosão demográfica nas grandes metrópoles, altas taxas de poluentes tóxicos vêm sendo dispostas na atmosfera como produto residuário da atividade humana, com consequentes efeitos nocivos à vida. Estes novos níveis de emissão de poluentes têm dificultado a autodepuração natural do ar (ventos, chuvas e correntes de ar suficientes para dispersar os poluentes da atmosfera) e prejudicado a saúde do homem. Políticas preventivas de poluição do ar deveriam ter uma prioridade social, dado que estariam antevendo uma relação de causa-efeito entre a poluição atmosférica e a incidência de mortalidade e morbidade na sociedade e, ainda, auxiliando na tomada de decisões quanto ao grau de risco que a sociedade está disposta a tolerar, tais como: gastos com tratamentos médicos, perda de horas de trabalho, redução da produtividade e até mesmo a morte prematura.

O processo de poluição da atmosfera se inicia com a emissão dos poluentes primários, seja esta por fontes naturais, como é o caso da erupção vulcânica e o da fumaça da queima de florestas, ou seja provocada pelas atividades humanas, como é o que acontece com o escapamento nos veículos automotores e as emissões industriais. Esse processo tem prosseguimento com o transporte dos poluentes pelas massas de ar até os receptores, percurso em que ocorrem combinações de dois ou mais poluentes, que provocam reações químicas, formando poluentes secundários. Os principais poluentes do ar classificam-se em: Compostos de Enxofre; de Nitrogênio; Halogenados; Compostos Orgânicos de Carbono; Monóxido e Dióxido de Carbono; e Material Particulado.

No passado, o mundo testemunhou três episódios agudos do papel lesivo da poluição do ar para a saúde humana. Em 1930, na Bélgica, após três dias consecutivos de intensa neblina combinada a uma massa muito estável de ar contendo emissões industriais, cerca de 60 pessoas faleceram devido a complicações respiratórias. Algo semelhante ao que houve na Bélgica ocorreu em 1948, numa região altamente industrializada da Pensilvânia (Estados Unidos), onde quase metade da população local manifestou algum tipo de sintoma de infecção respiratória, envolvendo, inclusive, casos fatais. O

episódio mais famoso registrado na literatura ocorreu em Londres, em 1952. Após quatro dias ininterruptos de *smog*, observou-se um crescimento repentino e inesperado na incidência de mortalidade por doenças respiratórias e cardiovasculares registrado em cerca de 4 mil óbitos nas semanas subseqüentes.

Desde o episódio ocorrido em Londres, em 1952, alguns especialistas procuram chegar a um consenso acerca dos efeitos nocivos da poluição do ar sobre a saúde humana ou, ainda, sobre a incidência de morbidade e mortalidade na região.

As principais evidências a esse respeito vêm sobretudo de estudos realizados desde a década de 60. Após duas décadas de estudos sobre o *smog* londrino, observa-se que, embora utilizem diferentes métodos estatísticos, Martin e Bradley (1960), Holland *et alii* (1979), Mazundar *et alii* (1982) e Schwartz e Marcus (1986) confirmaram que há uma forte associação entre a concentração de partículas em suspensão e o número de óbitos ocorridos em Londres. Mazundar *et alii* (1982), no entanto, não observaram uma associação positiva no caso do dióxido de enxofre, o que diverge do estudo de Martin e Bradley (1960). Ostro (1992) estimou, com base no trabalho de Schwartz e Marcus (1986), que um aumento de 10 mg/m³ na concentração das partículas finas na atmosfera está associado a um crescimento de cerca de 0,31% na incidência de mortalidade por todas as causas em Londres.

Somente a partir da década de 70, importantes contribuições empíricas vieram a incorporar uma vasta literatura a respeito da epidemiologia da poluição do ar nos Estados Unidos. Lave e Seskin (1977) incluíram outras variáveis no seu modelo para estimar funções dose-resposta que mensuras-sem a associação entre poluição do ar e incidência de mortalidade. Tomando como amostra as Standards Metropolitan Statistical Areas (SMSAs) dos Estados Unidos referentes ao ano de 1969 e considerando como indicadores mortalidade em termos de óbitos por mil pessoas por (mg/m³); percentagem da população não-branca, acima de 65 anos, com baixos níveis de renda; medida de densidade populacional; logaritmo da população; concentração de partículas em suspensão; concentração de sulfato, concluíram que há uma relação estatisticamente significativa entre dois poluentes de ar — partículas em suspensão e sulfato — e mortalidade.

Chapie e Lave (1983), anos mais tarde, confirmaram os resultados encontrados por Lave e Seskin (1977), incluindo novas variáveis ao modelo, entre as quais o consumo de álcool e o tabagismo. Eles mostraram que a associação entre concentração de sulfato e mortalidade foi minimamente afetada.

No final da década de 80, evidências adicionais sobre a epidemiologia da poluição do ar foram apresentadas por Ozkaynak e Thurston (1987) através de um estudo *cross-section* para as 100 principais áreas metropolitanas dos

Estados Unidos. Encontraram uma associação estatisticamente significativa entre a taxa de mortalidade e a medida de concentração de partículas em suspensão, sulfatos e partículas finas. Ostro (1992) acrescentou que uma variação de 10 mg/m³ na concentração de partículas finas está associada a uma variação, em média, de 1,29% na taxa de mortalidade por todas as causas.

No período 1980/86, Farley (1990), utilizando a técnica *time-series*, captou associações positivas e estatisticamente significativas entre a concentração de partículas suspensas e a incidência de mortalidade, quando controlados os parâmetros meteorológicos, temperatura e umidade relativa. Neste caso, Ostro (1992) estimou que uma variação de 10 mg/m³ na concentração de partículas finas resulta numa variação de 1,12% na mortalidade observada na estação de monitoramento de São José, Califórnia.

Destaca-se, no Canadá, o estudo de Plagiannakos e Parker (1988). Procuraram explicar a mortalidade como uma função de fatores socioeconômicos (educação; população acima de 65 anos; consumo de álcool; tempo; meteorologia) e de parâmetros de poluição do ar. Não encontraram conclusões divergentes dos estudos até então revistos sobre o impacto da concentração das partículas em suspensão sobre a saúde humana.

Nestes termos, pode-se depreender do exposto anteriormente que, apesar de os principais poluentes se classificarem usualmente em material particulado; compostos de enxofre, de nitrogênio, halogenados; compostos orgânicos de carbono; monóxido e dióxido de carbono, a literatura internacional, que tem estudado a poluição do ar, ainda assim tem considerado também outras variáveis não-poluentes, porém relevantes, na análise das suas conseqüências sobre a mortalidade e morbidade. Dentre estes outros poluentes, destacam-se: nível de renda, faixa etária, sexo, condições meteorológicas, entre outros. O mesmo se passa com a literatura nacional acerca do estudo da epidemiologia do ar que, apesar da carência de referências, se concentra nos estados mais urbanizados e industrializados.

a) Rio de Janeiro

Penna e Duchiade (1990) investigaram, através de regressão linear múltipla, a mortalidade infantil por pneumonias segundo os diversos níveis de poluição do ar, em 1990. Concluíram que as variáveis indicadoras da renda familiar explicavam a maior parte da variação total, sendo apenas 5,27% desta variação explicados pelos parâmetros da poluição do ar. Adicionalmente, ao substituir a variável dependente (taxa de mortalidade infantil por pneumonias) pelas taxas de mortalidade infantil total e por diarréia, observaram que a proporção de famílias com renda até dois salários mínimos mensais foi a única variável explicativa que se manteve significativa nas três especificações.

b) São Paulo

Ribeiro (1971), em um estudo em Santo André sobre a associação entre o número de atendimentos por infecções das vias aéreas superiores e bronquite asmática em crianças com menos de 12 anos e as taxas mensais de sulfatação e poeiras em suspensão, no período agosto de 1967 a agosto de 1969, constatou que existiam correlações positivas e estatisticamente significativas entre a freqüência anual de infecções das vias aéreas superiores e as taxas médias anuais de sulfato, assim como a incidência de bronquite e os níveis de poeiras de sedimentáveis.

Anos mais tarde, Ribeiro *et alii* (1976), ao comparar as condições da função respiratória de escolares de duas áreas metropolitanas da Grande São Paulo (São Caetano do Sul — industrializada e poluída — e Embu-Guaçu — semi-rural), verificaram maiores índices de capacidade ventilatória e sintomas de doenças pulmonares crônicas nas crianças da região industrial, mesmo quando controladas as variáveis socioeconômicas.

Thomas (1985), seguindo a proposta do modelo de Lave e Seskin (1977), explorou a existência de uma associação estatisticamente significativa entre a poluição do ar e a incidência de mortalidade no município de São Paulo, subdividido em sete distritos altamente poluídos, no período 1973/78, e admitiu, ainda, que a renda das famílias do município cresceu 3% em termos reais. Ele confirmou, então, uma associação positiva e estatisticamente significativa entre a concentração de partículas em suspensão e a incidência de mortalidade. Entretanto, o mesmo não se verificou para o caso da concentração de dióxido de enxofre, contrariando Lave e Seskin (1977).

Assim, para formalizar a relação entre poluição do ar e incidência de mortalidade, procuroù-se estabelecer relações dose-resposta (dose-response functions) relativas à poluição do ar e seu impacto sobre as doenças respiratórias e doenças isquêmicas do coração (relativas à supressão da circulação sanguínea em determinada parte do organismo humano). Ou seja, a partir de um modelo de pooling, procurou-se estimar a relação causa-efeito entre os níveis de concentração da poluição do ar e a taxa de mortalidade.

Para tal, realizou-se um estudo específico para o município de São Paulo, onde o problema de qualidade do ar é significativo e, portanto, existem séries longas e acuradas de medidas de qualidade do ar e incidência de mortalidade. Na Seção 9.1 são apresentadas as funções dose-resposta estimadas. Com base nestas funções, na Seção 9.2 testou-se a validade dos coeficientes estimados para a mensuração da incidência de mortalidade nos municípios do Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Cubatão. A escolha destes municípios deveu-se, principalmente, à disponibilidade de dados sobre concentração de poluentes e mortalidade. Todavia, é sabido que Rio de Janeiro, São Paulo e Cubatão são os centros urbanos onde ocorrem níveis de concentração de poluentes

atmosféricos bastante acima de qualquer outro local do país. Na Seção 9.3 são finalmente apresentados os custos de saúde associados à poluição do ar. Na Seção 9.4 são apresentadas as considerações finais.

9.1 - A Poluição do Ar em São Paulo

Esta seção tem por objetivo formalizar um modelo estatístico que permita um acompanhamento das tendências e mudanças da qualidade do ar no município de São Paulo, devido a alterações nas emissões dos poluentes, à luz dos limites estabelecidos para proteger a saúde e o bem-estar dos seres vivos.

As séries de indicadores de poluição fornecidas pelas estações de monitoramento do ar da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb), no município de São Paulo, são abundantes em termos temporais — existem relatórios diários da qualidade do ar. Entretanto, o mesmo não se verifica na dimensão espacial. Para uma análise do tipo *cross-section*, há ausência de dados para a maioria dos parâmetros de qualidade do ar na maior parte das estações, o que empobrece fortemente a análise espacial [Mendes (1993)].

O processo de poluição da atmosfera se inicia com a emissão dos poluentes primários por fontes que tanto podem ser naturais, como é o caso da erupção vulcânica e da fumaça da queima de florestas, quanto produzidas pelas atividades humanas, como o escapamento nos veículos automotores e as emissões industriais. O processo tem prosseguimento com o transporte dos noluentes pelas massas de ar até os receptores. Durante o transporte, a combinação de dois ou mais poluentes pode provocar reações químicas, formando os chamados poluentes secundários. Um exemplo é a reação de hidrocarbonetos com dióxido de nitrogênio, em presença de radiação solar, formando o smog fotoquímico, composto por ozona e outros elementos, denominados oxidantes fotoquímicos. Um outro exemplo é a formação de precipitações — chuvas, nevoeiros e aerossóis — derivadas da emissão de óxidos de enxofre e de nitrogênio e que se transformam na atmosfera em ácidos sulfúrico e nítrico, sulfatos e nitratos. A transformação química em poluente secundário pode levar o composto químico a mudar de um estado inofensivo para um outro que pode ser nocivo em altas concentrações, como, nor exemplo, do óxido para o dióxido de nitrogênio.

Os poluentes do ar já regulamentados pela legislação brasileira são material particulado, monóxido de carbono (CO), ozônio (O3), dióxido de enxofre (SO2), óxido de nitrogênio (NO), dióxido de nitrogênio (NO2), hidrocarbonetos e metano. Para fins do modelo proposto, utilizaram-se apenas as partículas com diâmetro inferior a 10g/m³, consideradas de maior importância do ponto de vista dos efeitos sobre a saúde humana devido à sua maior eficiência de

penetração e deposição nos pulmões. As partículas em suspensão com diâmetro inferior a 10µm são denominadas partículas inaláveis (PM10). Dados sobre todos estes poluentes somente são encontrados na estação Parque D. Pedro II, enquanto para todas as estações existem apenas informações sobre material particulado e dióxido de enxofre.

9.1.1 - Procedimentos Estimativos — Um Estudo de Pooling para São Paulo

A intenção deste estudo, ao analisar a qualidade do ar no município de São Paulo, está voltada para mensurar o grau de exposição dos indivíduos ao processo de lançamento dos poluentes na atmosfera. Entretanto, para definir o nível de qualidade do ar, a análise não deve restringir-se às fontes de poluição. A qualidade do ar pode mudar em função basicamente das condições meteorológicas, que determinam maior ou menor diluição dos poluentes. Somente a partir desta interação pode-se estimar a magnitude do impacto da poluição do ar sobre a saúde humana.

Além disso, outros fatores não associados à qualidade do ar influenciam o grau de incidência de mortalidade, tais como: nível de nutrição, grau de instrução, tabagismo, faixa etária e sexo. Neste estudo, só foi possível introduzir a variável grau de instrução, a qual se espera captar também o nível de nutrição. Faixa etária e sexo não foram introduzidos devido à não-disponibilidade dos dados censitários de 1991. Todavia, não foi possível incluir os efeitos do tabagismo.

Para formalizar a relação entre poluição do ar e incidência de mortalidade, estimou-se inicialmente uma função dose-resposta para as doenças do aparelho respiratório que, de acordo com a Classificação Internacional de Saúde, agregam: a) bronquite e bronquiolite agudas; b) pneumonia; c) gripe; d) bronquite, crônica e não-especificada, enfisema e asma; e) bronquiectasia; e f) outras doenças pulmonares.

Os dados relativos à incidência de mortalidade foram obtidos das declarações de óbitos processadas pela Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (Seade) que contém informações desagregadas por distrito e subdistrito para o período 1983/91. Estas declarações foram selecionadas com base no subdistrito de residência registrado nos atestados de óbito. Também a partir desta fonte foi possível extrair informações acerca do grau de instrução médio das pessoas residentes por subdistrito. Para óbitos de crianças (abaixo de 15 anos) foi considerado o grau de instrução da mãe. A partir destes graus de instrução foi possível calcular um índice de educação (IE), em que se estima a percentagem da população residente em cada subdistrito com instrução elementar ou nenhuma instrução (até quatro anos de estudo). Como já era

esperado, os bairros considerados de maior poder aquisitivo — Ibirapuera e Cerqueira César — são aqueles que apresentam menor índice de analfabetismo. Neste sentido, procurou-se usar esta informação como uma variável explicativa representando uma *proxy* das diferenças socioeconômicas entre os subdistritos.

Ainda no grupo das variáveis socioeconômicas, selecionaram-se o parâmetro LEITOS — número de leitos hospitalares, gerais e especializados, segundo os distritos e subdistritos sanitários de São Paulo — e também o indicador demográfico POP — população residente por situação do domicílio e sexo, segundo os distritos e subdistritos, estimada a partir do Censo Demográfico. O outro grupo de variáveis explicativas — os parâmetros de qualidade do ar — foi estimado a partir dos Boletins de Qualidade do Ar divulgados pela Cetesb. Conforme já plenamente discutido, representou-se por PM10 a concentração de material particulado inalável; por SO2 a concentração de dióxido de enxofre; por O3 a concentração de ozônio; por CO a concentração de monóxido de carbono; e por NO2 a concentração de dióxido de nitrogênio.

Em termos temporais, estimou-se uma distribuição trimestral a partir dos relatórios diários de qualidade do ar. A agregação temporal das observações justifica-se pelo número relativamente reduzido de óbitos quando distribuídos por subdistrito e dia. A opção pela dimensão trimestral procurou respeitar as estações climáticas de forma a captar as diferenças meteorológicas ao longo do ano. Assim, para completar o conjunto de variáveis explicativas selecionadas para o modelo proposto, definiu-se um terceiro grupo de variáveis, composto por TEMP — média das temperaturas mínimas diárias — e UR — umidade relativa média.

Dado o reduzido número de estações que apresentam monitoramento do conjunto de poluentes analisados, desenvolveu-se inicialmente uma regressão (Função 1) que analisa a relação entre mortalidade e poluição do ar apenas no que se refere à concentração na atmosfera de dois dos cinco poluentes selecionados — material particulado inalável e dióxido de enxofre, que apresentam um maior número de observações. Em seguida, desenvolvese a Função 2, que se refere à amostra em que há dados de CO, NO2 e O3.

9.1.2 - Função 1 - PM10 e SO2

Representando por R o número de pessoas vitimadas por doenças respiratórias, desenvolveu-se uma regressão linear relacionando a variável dependente R às variáveis socioeconômicas, aos parâmetros de qualidade do ar e aos indicadores meteorológicos.

Esta regressão foi composta por 395 observações referentes aos distritos e subdistritos do município de São Paulo que apresentam estações de moni-

TABELA 9.1 Função 1 — PM10 e SO₂

The second secon	
0.9182	
2.596683	
0.06634	(2.304)
0.04754	(1.499)
	is with the standard of the st
0.000189	(51.02)
-0.003247	(-2.392)
5.6298	(0.753)
	10
-1.5441	(-4.999)
0.1915	(1.039)
	2.596683 0.06634 0.04754 0.000189 -0.003247 5.6298

Fonte: Elaboração dos autores.

Nota: Os valores entre parênteses correspondem aos testes T(s).

toramento da qualidade do ar: Cambuci, Cerqueira César, Ibirapuera, Jabaquara, Lapa, Mooca, Nossa Senhora do O, Penha, Santana, Santo Amaro e Sé. Os resultados da regressão estão apresentados na tabela acima:

No que se refere às variáveis socioeconômicas, nesta tabela, observou-se que tanto POP quanto LEITOS se mostraram significativamente diferentes de zero a 95% de confiança. O sinal negativo assumido pelo parâmetro estimado para LEITOS confirma a hipótese de que os distritos mais carentes de assistência hospitalar são aqueles em que o número de óbitos por doenças respiratórias é mais representativo. Por outro lado, o sinal positivo de POP mostra uma relação diretamente proporcional entre o número de óbitos e o crescimento da população. Quanto ao IE, embora se verifique uma tendência positiva na associação entre o índice de educação e a variável dependente, não se pode afirmar categoricamente que as pessoas com grau de instrução mais baixo são necessariamente aquelas que mais morrem por doenças do aparelho respiratório, uma vez que os coeficientes estimados não se mostraram significativos ao mesmo intervalo de confiança.

Em termos dos parâmetros de poluição do ar, verificaram-se comportamentos distintos para o PM10 e o SO₂. A 95% de confiança, somente o coeficiente

de PM10 é significativamente diferente de zero. Avaliando a qualidade do ar à luz dos limites estabelecidos para proteger a saúde e o bem-estar da população, observou-se que, no caso do SO₂, a partir de 1981 estabeleceu-se como meta para 1986 o controle total da emissão deste poluente. Entretanto, já em meados de 1984 a situação estava sob controle em praticamente todo o município de São Paulo, ou seja, para todas as estações de monitoramento as concentrações de SO₂ se encontravam abaixo do padrão primário de 80g/m³. São estabelecidas como padrões primários de qualidade do ar as concentrações de poluentes que, quando ultrapassadas, poderão afetar a saúde humana.

Quanto às variáveis meteorológicas, o que se observou foi a importância da temperatura como elemento determinante da maior ou menor diluição dos poluentes na atmosfera. Por exemplo, nos trimestres que correspondem às estações mais frias — outono e inverno —, a qualidade do ar normalmente piora e, concomitantemente, agravam-se as doenças respiratórias. Por ambos os efeitos, confirma-se o sinal negativo da variável TEMP. UR não se mostrou significativamente diferente de zero, muito embora indique uma tendência positiva entre os trimestres com maior umidade relativa e os óbitos por doenças respiratórias. A metodologia do trabalho sugere uma atenção especial para que a relação entre temperatura e doenças do aparelho respiratório não seja captada pelos parâmetros de poluição do ar. Uma vez que as condições climáticas afetam o nível de diluição dos poluentes na atmosfera, observa-se uma certa sincronia entre o movimento das duas séries de dados. Por essa razão, este estudo foi tão enfático em diferenciar no modelo a importância relativa de cada um dos dois grupos de variáveis.

Convém destacar ainda que esta regressão apresentou um R^2 e um R^2 corrigido bastante elevados — de 91,82 e 91,68%, respectivamente. Os demais testes também se mostraram consistentes, como, por exemplo, o teste de Durbin-Watson de 1824, cujo valor não sugere problemas sérios de autocorrelação.

9.1.3 - Função 2 — CO, NO₂ e O₃

Como já descrito, existem dados de monitoramento disponíveis para os demais poluentes — CO, NO2, O3 — apenas para as estações de Jabaquara, Sé e Mooca. Como as séries de dados têm comportamento diferente em cada bairro, há evidências de que se trata de uma amostra excessivamente reduzida. Porém, a carência de informações espacialmente mais diversificadas sobre o nível de concentração desses poluentes justifica a apresentação da Função 2. Comparando as Funções 1 e 2, na Tabela 9.2, observou-se que a 95% de confiança os regressores IE e UR não se mostraram significativamente

TABELA 9.2 Função 2 — CO, NO₂ e O₃

R ²	0.8494		
Constante	21.892534		
Poluição do Ar			
O ₃	0.049833	(2.183)	
Socioeconômicas		,	
POP	0.000138	(23.438)	
Meteorológicas		2 (6)	
TEMP	-1.24953	(-4.289)	

Fonte: Elaboração dos autores.

Nota: Os valores entre parênteses correspondem aos testes T(s).

diferentes de zero, muito embora em ambos os casos apresentem uma relação positiva com a incidência de mortalidade por doenças do aparelho respiratório. No que se refere à Função 2 especificamente, o indicador socioeconômico LEITOS também não se mostrou significativamente diferente de zero ao mesmo intervalo de confiança. No caso da Função 2 este resultado deve estar fortemente viesado pelo fato de que um dos três bairros (Sé) não apresenta nenhum registro de leitos hospitalares durante todo o período analisado.

Entretanto, o principal objeto de estudo da Função 2 são os regressores de poluição do ar. O limitado número de estações com monitoramento de monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio reduziu consideravelmente a amostra da Função 2 — 108 observações trimestrais. Os resultados da regressão revelam uma associação não-desprezível entre a concentração de ozônio na atmosfera e os óbitos por doenças do aparelho respiratório. O mesmo não se confirmou no caso do monóxido de carbono e do dióxido de nitrogênio. Ambos os poluentes não se mostraram significativamente diferentes de zero a 95% de confiança.

Em suma, com base nas duas funções já apresentadas é possível tirar algumas conclusões importantes. Em primeiro lugar, no que se refere à poluição do ar, observou-se que tanto o material particulado inalável quanto o ozônio reduzem a capacidade pulmonar, agravando os casos de doenças respiratórias, podendo levar até mesmo à morte. O mesmo não foi possível constatar para dióxido de enxofre, monóxido de carbono e dióxido de

nitrogênio. Os níveis observados de dióxido de enxofre mostram que todas as estações têm obedecido ao padrão estabelecido pela legislação nacional, o que pode justificar a baixa significância deste poluente na Função 1. Por sua vez, no caso do monóxido de carbono, as pessoas mais sensíveis a este poluente são tradicionalmente aquelas que já possuem problemas circulatórios ou cardiovasculares, o que não se encontra especificamente definido na variável dependente *R* da Função 2. Por fim, quanto ao dióxido de nitrogênio, apesar de a Função 2 não confirmar uma associação positiva e significativa entre *R* e NO2, este é considerado um poderoso irritante, podendo conduzir a sintomas semelhantes ao enfisema. A este respeito, admite-se que, tendo em vista que os óxidos de nitrogênio são precursores da formação de ozônio, então os seus efeitos sobre o sistema respiratório já estão indiretamente estimados no coeficiente de O3.

9.1.4 - Um Estudo das Elasticidades

A questão que se coloca agora é qual a redução esperada em termos percentuais da taxa de mortalidade dada uma redução da concentração de um poluente atmosférico. Para tal seria interessante interpretar os coeficientes estimados de acordo com as elasticidades e compará-los com trabalhos anteriores. Isso infelizmente não pode ser feito com o resultado encontrado em Thomas (1985), que também é relativo ao município de São Paulo, pois na sua publicação não estão disponíveis informações suficientes para estimar as elasticidades.

Por outro lado, as elasticidades obtidas na Função 1 se aproximam daquelas observadas no estudo clássico de Lave e Seskin (1977), no qual se estima que a diminuição de 1% na poluição do ar, representada por material particulado total e SO4, resulta numa redução de 0,12% na taxa de mortalidade das *Standard Metropolitan Statistical Areas* (SMSAs) nos Estados Unidos para o ano de 1969.

Em resenha apresentada em Ostro (1992), observa-se também que os resultados da Função 1 são significativamente próximos daqueles sintetizados pelo autor. A revisão bibliográfica sugere que uma variação de $10g/m^3$ de material particulado inalável implica, em média, uma variação de 1,24% na taxa de mortalidade devida a doenças no aparelho respiratório. Por um raciocínio similar aplicado à Função 1, obtém-se uma variação de 1,62% na taxa de mortalidade, que está na média dos níveis de confiança superiores dos trabalhos citados por Ostro. Assim, esse resultado não se distancia das

l Ver outras regressões para CO e O_3 que não geraram resultados tão significativos em Mendes (1993).

outras estimativas internacionais e ainda confirma a hipótese de que o padrão de poluição por material particulado em São Paulo se encontra entre os mais ofensivos à saúde humana.

Através dos coeficientes da Função 1, pode-se estimar as elasticidades entre os óbitos por doenças respiratórias e as concentrações de material particulado inalável e dióxido de enxofre: 0.14 para PM10 e 0.049 para SO2; bem como a elasticidade combinada entre os dois poluentes — 0.19. A totalidade das estações demonstra que os níveis de dióxido de enxofre vêm sendo reduzidos ao longo do tempo. Mantendo-se os baixos níveis encontrados e com as tendências decrescentes deste poluente, a concentração de SO2 caminha para ser um problema resolvido na área metropolitana de São Paulo.

Não obstante as claras diferenças entre as amostras, não só por se tratarem de países diferentes, mas principalmente por introduzirem cortes espaciais completamente distintos, a elasticidade de material particulado inalável obtida na Função 1 para o município de São Paulo não chega a ser expressivamente superior à norte-americana, que é de 0.08 para o total das partículas em suspensão (inalável e não-inalável); para tal, vale lembrar que, enquanto a concentração de particulado total em São Paulo é em média de 140.40g/m³,² nas SMSAs ela se encontra num patamar relativamente mais baixo, em torno de 95.58g/m³, porém ambas estão bem acima do padrão nacional primário de qualidade do ar — 80g/m³.

Utilizando-se ainda este cálculo das elasticidades, pode-se estimar a proporção de óbitos que ocorrem pelo fato de a poluição em São Paulo se manter consideravelmente acima dos níveis recomendados pela legislação nacional. Por exemplo, enquanto o padrão primário é de 50g/m³, o nível de concentração de PM10 na atmosfera de São Paulo é em média de 89.37848g/m³. Uma redução deste nível de poluição médio até o patamar de 50g/m³ representaria uma queda de 44,05%, o que implicaria evitar a morte de 6,37% dos pacientes que hoje morrem de doenças respiratórias. Em termos comparativos, com base no trabalho original de Lave e Seskin, uma redução de 88% na concentração de SO4 e uma diminuição de 58% na poluição por particulados refletiriam num decréscimo de cerca de 7% na mortalidade das SMSAs.

Com base na Função 2 também é possível calcular a elasticidade do ozônio. Todas as estações medidoras revelam que este poluente ultrapassa tanto o padrão de uma hora (160g/m³) quanto o chamado "nível de alerta" — 200g/m³. De acordo com este cálculo, estimou-se que uma redução de 1% na

² Através de Estudo Comparativo entre Medições de Poeira em Suspensão na Atmosfera efetuadas pelo Método do Amostrador de Grandes Volumes e pelo Método de Atenuação de Radiação B foi possível extrair as correlações existentes entre os particulados totais e inaláveis para a Grande São Paulo.

concentração de ozônio resulta numa diminuição de cerca de 0,23% na incidência de mortalidade por doenças do aparelho respiratório. Não existem muitos trabalhos na área que façam referência à relação entre doenças do aparelho respiratório e concentração de O3. Portney e Mullahy (1986) desenvolveram uma pesquisa a respeito dos efeitos do ozônio sobre a morbidade por problemas respiratórios. As conclusões dos autores apontam para uma associação positiva e significativa entre O3 e RRAD — dias de atividade restritos devidos a problemas no aparelho respiratório — principalmente no caso dos adultos. Esta associação também se confirmou para mortalidade, como pode ser verificado através da Função 2.

9.2 - A Poluição Atmosférica Urbana no Brasil — Uma Visão Geral

Para uma visão mais geral da poluição atmosférica urbana no Brasil, procurou-se analisar inicialmente os parâmetros de qualidade do ar e seus impactos sobre as doenças do aparelho respiratório no município de São Paulo, como pode ser verificado na Seção 9.1. Ainda que problemas de saúde provocados pela deterioração da qualidade do ar já tenham se manifestado em vários lugares do Brasil, é na área metropolitana da Grande São Paulo que eles mais se evidenciam. Considerada a maior metrópole brasileira, tanto em população como em área construída, São Paulo está situada atualmente entre os maiores conglomerados urbanos do mundo, com um forte parque industrial já bastante desenvolvido, além de uma extensa frota de veículos automotores em circulação. Por essas e outras razões, São Paulo defronta-se, atualmente, com alguns dos mais sérios problemas ambientais.

Porém, ainda que se utilize São Paulo como estudo de caso, a maior parte da análise anterior pode ser generalizada. Portanto, para testar a representatividade da Função 1 em termos da poluição atmosférica urbana no Brasil, procurou-se estimar a incidência de mortalidade por doenças do aparelho respiratório para outros municípios — Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Cubatão — com base na Tabela 9.3. A não-disponibilidade de séries longas de concentração de CO, NO2 e O3 impediu a aplicação da Função 2.

9.2.1 - Município do Rio de Janeiro

A atuação da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (Feema) no controle da poluição estadual do Estado do Rio de Janeiro iniciou-se em 1975, se estendendo até hoje. Uma leitura dos índices de qualidade do ar durante este período comprova as diferenças inter e intramunicipais; por exemplo, no que se refere especificamente ao município do Rio de Janeiro, a qualidade do ar é tradicionalmente precária em Bonsucesso e São Cristóvão.

TABELA 9.3

Estimativas de Óbitos por Doenças Respiratórias — Áreas Urbanas no Brasil¹

ANO	MUNICÍPIO	NÚMERO DE MORTES			
ANO	MUNICIPIO	OFICIAL (a)	ESTIMADO (b)	(b)/(a)	
1984	Rio de Janeiro ²	1.273	1.252	0.98	
1988	Cubatão	45	49	1.09	
1988	Belo Horizonte	1.159	1.294	1.12	
1989	São Paulo ³	1.708	1.740	0.92	

Fontes: Seade (São Paulo e Cubatão), Sucei (Belo Horizonte) e Side (Rio de Janeiro).

A fim de estimar a incidência de óbitos por moléstias respiratórias no Rio de Janeiro, com base na função desenvolvida para São Paulo, foram analisados os níveis de poluição em 10 estações — Benfica, Bonsucesso, Centro, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Maracanã, Méier, Rio Comprido e Santa Cruz —, tomando como referência as regiões administrativas relativas a cada uma destas estações, respectivamente, São Cristóvão, Ramos, Zona Central, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Tijuca, Méier, Rio Comprido, Santa Cruz.

Aplicando-se a Função de São Paulo para o município do Rio de Janeiro, estimaram-se, em 1984, conforme mostra a Tabela 9.3, 1.252 óbitos, enquanto os dados oficiais registrados indicam para esse ano o total de 1.273 óbitos. Isto é, observa-se uma diferença de apenas 2% entre os dados estimados e os oficiais.

9.2.2 - Municípios de Cubatão e Belo Horizonte

Como já foi enfatizado, o problema da poluição do ar é mais grave em São Paulo e Cubatão do que em qualquer outra parte do país. As diferenças inter-regionais são nítidas. Para ilustrar estas diferenças, seria interessante

¹Utilizando a função dose-resposta estimada para São Paulo para as seguintes doenças: bronquite e bronquiolite-agudas; pneumonia; gripe; bronquite, crônica e não-especificada, enfisema e asma; bronquiectasia; e outras doenças pulmonares.

²São Cristóvão, Ramos, Zona Central, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Tijuca, Méier, Rio Comprido, Santa Cruz.

³Cambuci, Cerqueira César, Ibirapuera, Jabaquara, Lapa, Mooca, Nossa Senhora do O, Penha, Santana, Santo Amaro, Sé.

comparar as concentrações médias de material particulado total e inalável para os municípios citados,³ conforme mostra a Tabela 9.4.

Os altos níveis de poluição atmosférica observados em Cubatão lhe renderam fama nacional e internacional sob o título de "Vale da Morte". Entretanto, a concentração dos poluentes verificada em Vila Parisi, área industrial de Cubatão, não é representativa para o município como um todo. Hoje, pode-se analisar os dados de poluição referentes aos diferentes regimes que compõem o município e verificar que os problemas se manifestam de forma diferenciada e que a área urbana, onde se encontra instalada a estação Centro, se distingue significativamente da área industrial, possuindo inclusive uma

TABELA 9.4

Concentração de Material Particulado Inalável — PM10^a

	RJ	SP	CUBATÃO		
		- Oi	VILA PARISI ^b	CENTRO	VILA NOVA ^d
1985	57	86	173	65	110
1986	57	83	165	53	_*
1987	44	98	151	55	.*
1988	61	107	116	69	110
1989	51	98	115	54	119
1990	51	116	90	58	99
1991	49	71	147	67	72

Fontes: Feema (Rio de Janeiro) e Cetesb (São Paulo).

Notas:

Unidade = q/m^3 .

qualidade de ar melhor que a de alguns bairros da região metropolitana de São Paulo, conforme mostra a Tabela 9.4.

Obviamente, tal afirmação não implica minimizar os problemas da área industrial de Vila Parisi, onde os índices de poluição do ar atingiram no passado valores extraordinariamente altos, sendo hoje menores mas ainda motivo de grande preocupação. De acordo com a Tabela 9.4, foi possível dimensionar as diferenças nos níveis de poluição registrados nas áreas urbanas e industriais de Cubatão, respectivamente nas estações do Centro e de Vila Parisi. Tampouco se mostraram comparáveis os índices de concentração de particulados inaláveis registrados em Vila Parisi e nos municípios de São Paulo e Rio de Janeiro. No caso de Belo Horizonte, nos anos observados, os índices de concentração de material particulado total encontraram-se quase sempre abaixo dos padrões primários (50g/m³). Nas estações Mangabeiras e Horto Florestal, únicas em atividade em Belo Horizonte no ano de 1988, a concentração média anual foi respectivamente de 46g/m³ e 62g/m³.

Em 1981, iniciou-se a operação da rede automática de monitoramento da qualidade do ar em Cubatão, sob a gerência da Cetesb. A instalação da rede como se configura nos dias de hoje completou-se somente em 1984, abrangendo três pontos da cidade: Centro, Vila Parisi e o bairro da Vila Nova. Dentre todos os poluentes encontrados na área de Cubatão, o material particulado é aquele que se manifesta com maior intensidade. Com base na Tabela 9.5, pode-se afirmar resumidamente que já ocorreram significativas reduções na concentração de particulados inaláveis na estação Centro e, apesar de serem observadas violações do padrão diário (150g/m³), os padrões anuais estão próximos de serem obedecidos (50g/m³). Na Vila Parisi, reduções consistentes são observadas no que tange tanto às máximas diárias como às médias anuais, mas tais reduções ainda estão longe de levar as concentrações presentes ao atendimento dos padrões.

Com um raciocínio idêntico àquele desenvolvido para o Rio de Janeiro, também se procurou estimar a incidência de mortalidade por problemas respiratórios nos municípios de Belo Horizonte e Cubatão, bem como a sua relação com a poluição atmosférica por material particulado inalável. Os resultados da Tabela 9.3 parecem confirmar a aplicação da função doseresposta de São Paulo em outros municípios. Vejamos o seguinte: no ano de 1988 o Ministério da Saúde registrou cerca de 45 óbitos no município de Cubatão⁴ e 1.159 em Belo Horizonte. Com a função dose-resposta, estimaram-se, respectivamente, 49 e 1.294 óbitos devidos a doenças no aparelho

a Média aritmética anual.

^bEstação situada no Vale do Mogi em Cubatão.

c Estação situada na área urbana central de Cubatão.

d Estação situada no bairro da Vila Nova.

³ No caso do Rio de Janeiro e Belo Horizonte só existe monitoramento de material particulado total. Para estimar a concentração de particulado inalável foi necessário aplicar um algoritmo de conversão pesquisado pela Cetesb, no qual PM = 1.28 x PM10 + 26.

⁴ Para aplicar a função dose-resposta de São Paulo no município de Cubatão, utilizaram-se os dados referentes a temperatura e umidade relativa da cidade de Santos.

TABELA 9.5

Partículas Inaláveis (PM10) — Cubatão — 1981/90

	CENTRO		VILA PARISI			
	MÁX.	DIAa	MAAb	MÁX.	DIA	MAA
1981		357	117		_*	.*
1982		243	117		411	168
1983		306	108		475	131
1984		216	56		567	186
1985		514	65		519	173
1986		186	53		409	165
1987		201	55		466	151
1988		257	69		409	116
1989		173	54		319	115
1990		200	58		438	90

Fonte: Cetesb.

Notas:

Unidade = g/m^3 .

respiratório. Assim, por intermédio deste exercício estatístico, pode-se concluir que a função dose-resposta, estimada inicialmente para o município de São Paulo, é também aplicável a outros municípios com níveis distintos de qualidade do ar.

9.3 - Custos de Saúde

Na metodologia adotada para estimar os custos de saúde associados à poluição do ar, considerou-se que estes custos seriam, por um lado, a produção sacrificada resultante da perda de dias de trabalho e da morte prematura de pessoas vitimadas pelas doenças do aparelho respiratório e, por outro, a produção que seria viabilizada caso os gastos hospitalares incorridos no tratamento e diagnose destas doenças fossem convertidos para outras atividades. Porém, para estimar esta produção sacrificada, é necessária a determinação da curva de incidência de mortalidade para as doenças respiratórias que esteja estritamente relacionada com a poluição do ar — diferença

entre o total de óbitos por doenças do aparelho respiratório e a incidência de mortalidade estimada quando a concentração de material particulado inalável não ultrapassa o nível máximo tolerável de concentração na atmosfera. Para tal, conforme discutido anteriormente, desenvolveu-se uma função doseresposta que permita determinar para cada ano e município analisado o respectivo indicador de incidência. É com base nesse indicador que foram estimados os gastos hospitalares e a produção sacrificada. Assim, as estimativas realizadas referem-se aos anos mais recentes que a base de dados obtida permitiu calcular — para São Paulo o ano foi de 1989, Cubatão, 1988 e Rio de Janeiro, 1984. No caso de Belo Horizonte, os níveis de concentração de material particulado registrados não estão muito distantes dos padrões legais e, portanto, não justificam o cálculo dos custos de saúde.

Desde já é importante observar que não existe um método único e geral para mensurar os custos de saúde associados à poluição do ar. A opção por um determinado método induz a que o custo de saúde seja calculado com base em determinados parâmetros de perda de bem-estar em detrimento de outros. No caso deste trabalho, os valores estimados não fazem nenhuma referência à perda de bem-estar causada pelas doenças respiratórias quanto a desconforto, dor e outras restrições. Para incorporar estes parâmetros, deve-se optar por outros métodos a fim de que sejam determinadas as preferências individuais por melhorias nas condições de saúde. Isso, entretanto, foge ao escopo desta pesquisa.

Na Tabela 9.6, apresentam-se os números de óbitos por doenças respiratórias associados à poluição do ar, calculados, por grau de instrução, com a

TABELA 9.6 Número de Óbitos por Grau de Instrução

GRAU DE INSTRUÇÃO	RIO DE JANEIRO	CUBATÃO	SÃO PAULO
	1984	1988	1989
Nenhuma Instrução	7	6	24
Instrução Fundamental	16	9	40
Segundo Grau	11	9	45
Nível Superior	6	5	30

Fontes: Side (Rio de Janeiro) e Seade (São Paulo e Cubatão).

Nota: As doenças estudadas são: bronquite e bronquiolite agudas; pneumonia; gripe; bronquite — crônica e não-especificada —, enfisema e asma; bronquiectasia e outras doenças pulmonares.

^aMáximo valor diário medido no ano.

bMédia aritmética anual.

aplicação da função dose-resposta estimada anteriormente para as cidades de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão. A diferenciação por grau de instrução servirá como *proxy* de níveis de renda nos cálculos dos custos de saúde apresentados a seguir.

9.3.1 - Gastos Hospitalares

Para calcular os gastos hospitalares, multiplicou-se o gasto hospitalar por internação resultante de um óbito pelo número de óbitos associados à poluição do ar (ver Tabela 9.7). Foi necessário inicialmente estimar o número médio de internações por óbito informado na base de dados do Sistema Integrado de Tratamento Estatístico de Séries Estratégicas (Síntese) do Inamps. Também se conseguiu junto ao Síntese o custo médio de internação para as doenças do aparelho respiratório (ver Tabela 9.7). Observe-se que, devido à não-disponibilidade de dados, nenhuma referência foi feita a respeito de outros tipos de despesas também significativas como, por exemplo, os gastos ambulatoriais ou ainda a percentagem do salário dos trabalhadores despendida em medicamentos ou exames laboratoriais.

Observando a Tabela 9.7, em dólares correntes de 1989, constata-se que somente para os 11 distritos analisados — Sé, Santana, Mooca, Cambuci, Ibirapuera, Nossa Senhora do O, Jabaquara, Lapa, Cerqueira César, Penha, Santo Amaro — os gastos hospitalares no ano de 1989 em São Paulo já se encontravam no patamar de US\$ 785 mil; enquanto para as 10 regiões administrativas do Rio de Janeiro — São Cristóvão, Ramos, Zona Central, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Tijuca, Méier, Rio Comprido, Santa

TABELA 9.7 **Gastos Hospitalares por Óbito e Total**(Em dólares de 1989)

ANO	MUNICÍPIO	MORTES ASSOCIADAS À POLUIÇÃO DO AR	GASTO HOSPITALAR POR ÓBITO	GASTOS HOSPITALARES TOTAIS
1984	Rio de Janeiro ^a	40	3.775	151.000
1988	Cubatão	29	4.896	142.000
1989	São Paulo ^b	139	5.647	785.000

^a São Cristóvão, Ramos, Zona Central, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Tijuca, Méier, Rio Comprido, Santa Cruz.

Cruz — no ano de 1984, este montante não ultrapassou os US\$ 151 mil. Entretanto, no caso de Cubatão, existem algumas diferenças metodológicas. Admitiu-se que a média entre as concentrações de material particulado inalável das três estações — Centro, Vila Parisi e Vila Nova — é representativa para todo o município. Além disso, os dados importados do Síntese não estão desagregados por município. Sendo assim, as informações do Estado de São Paulo foram utilizadas como *proxy* para Cubatão. Nestes termos, o valor estimado foi de US\$ 142 mil para o ano de 1988.

9.3.2 - Morbidade

A perda por morbidade é a produção sacrificada daqueles que vieram a falecer devido à poluição do ar. Este valor é dado pela razão entre o tempo de permanência no hospital dos casos de óbitos associados à poluição do ar e o rendimento médio destas pessoas que faleceram, estimados para cada nível de instrução, de forma a captar as diferenças de renda de cada caso de óbito.

A perda de dias de trabalho foi estimada a partir do valor médio de tempo de permanência no hospital, para as doenças do aparelho respiratório, determinado no Síntese. O rendimento médio da população economicamente ativa foi obtido junto à PNAD de acordo com o grau de instrução. Na Tabela 9.8, observa-se que no caso de São Paulo, por exemplo, no ano de 1989, em dólares correntes, este rendimento variou entre US\$ 1.092 e US\$ 6.959, de acordo com o nível de instrução atingido, enquanto no Rio de Janeiro em 1984 foi de US\$ 710 para os analfabetos e de US\$ 5.713 para as pessoas com nível superior.

Os dados do Síntese não consideram os registros ocorrido fora do âmbito hospitalar do sistema previdenciário. Para corrigir esta subestimativa, adotou-se um fator de conversão de 2,319212, estimado com base em Ostro

TABELA 9.8

Rendimento Real
(Em dólares de 1989)

	SÃO PAULO	RIO DE JANEIRO
Nenhuma Instrução	1.092	710
Instrução Fundamental	1.744	1.243
Segundo Grau	3.062	2.434
Nível Superior	6.959	5.713

Fonte: Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílio (PNAD).

^bCambuci, Cerqueira César, Ibirapuera, Jabaquara, Lapa, Mooca, Nossa Senhora do O, Penha, Santana, Santo Amaro, Sé.

(1992), que determina a razão entre o número de internações hospitalares e o número de consultas a centros de emergência, postos de saúde ou ambulatórios.

Os valores determinados da produção sacrificada devido à morbidade ou ao número de dias de trabalho perdido para o Rio de Janeiro e São Paulo foram de, respectivamente, US\$ 65 mil e US\$ 351 mil. Para Cubatão este custo foi de US\$ 71 mil.

9.3.3 - Mortalidade

Para estimar os custos de saúde relativos ao impacto da poluição do ar sobre a mortalidade, recorreu-se à teoria do capital humano, considerando-se que, por hipótese, o valor da vida ou a vida estatística é equivalente ao valor presente da produção futura que seria gerada pelo indivíduo que veio a falecer prematuramente por problemas respiratórios. Assim, a produção sacrificada por morte prematura resulta do produto entre o número de óbitos associados à poluição do ar, estimado com base na Função 1, e o valor deste capital humano perdido. Para representar algebricamente este conceito, a fórmula apresentada a seguir se inspirou naquela definida por Ridker (1967), que está expressa da seguinte maneira:

$$HCV_{x} = \frac{\sum (P_{x})_{1}^{n} \cdot (P_{x})_{2}^{n} \cdot (P_{x})_{3}^{n} \cdot Y_{n}}{(1+r)^{(n-x)}}$$

onde:

 HCV_x é o valor presente da renda futura da pessoa de idade x;

 $(P_x)_1^n$ é a probabilidade que esta pessoa estará viva na idade n;

 $(P_x)_2^n$ é a probabilidade de que esta pessoa estará na força de trabalho na idade n;

 $(P_x)_3^n$ é a probabilidade de que esta pessoa estará empregada na idade n;

 Y_n é a produção esperada na idade n;

r é a taxa de desconto.

A probabilidade $(P_x)_1$, que representa a expectativa de vida, foi estimada a partir da Tábua de Mortalidade segundo a idade, publicada no Censo Demográfico de 1980. Esta variável reflete a probabilidade de que uma pessoa de idade n esteja viva na idade n+t, onde t varia de 1 a 85. Por hipótese, arbitrou-se que esta probabilidade é nula quando o indivíduo atinge os 85 anos.

A probabilidade $(P_x)_2$ foi estimada também com base nos dados demográficos, observando a participação da população na População Economicamente Ativa (PEA) por faixa etária e grau de instrução. Já $(P_x)_3$ faz referência à taxa de desemprego, na medida em que representa a população ocupada na PEA.

Quanto à taxa de desconto, dois valores foram testados: 5 e 15%. Já o valor de *Yn* é o mesmo adotado no cálculo da morbidade, ou seja, o rendimento da PEA de acordo com o grau de instrução (ver Tabela 9.8).

De acordo com a teoria do capital humano, o óbito precoce de crianças não ocasionaria uma perda de produção futura, pois não chegaram a ocorrer investimentos em educação e treinamento profissional. Logo, a inexistência destes gastos compensaria o sacrifício futuro da produção, na medida em que o salário representa o retorno destes investimentos. Esta tem sido uma das críticas mais fortes a este tipo de mensuração. Para os fins estimativos deste trabalho, mensurou-se o valor presente da produção futura associado às crianças. No caso das doenças do aparelho respiratório, as curvas de incidência de mortalidade têm comportamentos distintos nos municípios de São Paulo e Cubatão. Em Cubatão, por exemplo, quase 45% dos óbitos ocorrem em pessoas com menos de 10 anos de idade, enquanto em São Paulo esta estatística não ultrapassa 30%. Em compensação, para as faixas etárias mais avançadas, acima dos 70 anos, a distribuição se inverte, estando as concentrações maiores no município de São Paulo.

Assim, para uma visão geral dos custos de saúde associados à poluição do ar no Brasil, os resultados da Tabela 9.9 apresentam as estimativas totais de morbidade, mortalidade e aqueles custos diretamente associados à poluição do ar para os municípios de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão.

Conforme mostra a Tabela 9.9, os custos de saúde *per capita* associados à poluição do ar são bastante diferentes para cada um dos municípios. Em Cubatão, à taxa de desconto de 5%, os totais estimados chegam a ser 10 vezes mais onerosos à população residente local do que no município de São Paulo, e cerca de 50 vezes mais do que o montante que incide sobre a população do Rio de Janeiro.

9.4 - Considerações Finais

O conjunto de dados apresentados na Tabela 9.1 constitui um excelente subsídio para reflexões sobre o comportamento dos custos de saúde nas áreas urbanas e industriais do país, oferecendo indicadores importantes para orientar os programas de ação e controle de poluição.

Em primeiro lugar, com base na metodologia proposta, pode-se analisar os custos de saúde intermunicipais através do cálculo de produção sacrificada por morte prematura ou, mais especificamente, por intermédio do conceito

TABELA 9.9

Custos de Saúde Totais e Per Capita Associados à Poluição do Ar (Em dólares de 1989)

	SÃO PAULO (1989)	RIO DE JANEIRO (1984)	CUBATÃO (1988)
Gastos Hospitalares	785.000	151.000	142.000
	(0.36)	(0.08)	(1.65)
Morbidade	351.000	65.000	71.000
	(0.16)	(0.03)	(0.82)
Mortalidade			
r = 5%	1.073.000	201.000	725.000
	(0.49)	(0.10)	(8.38)
r = 15%	514.000	101.000	297.000
	(0.23)	(0.05)	(3.44)
Total			
r = 5%	2.210.000	417.000	939.000
	(1.00)	(0.22)	(10.85)
r = 15%	1.650.000	317.000	511.000
	(0.75)	(0.17)	(5.90)

Nota: Valores entre parênteses são os custos per capita estimados em relação somente à população dos locais de onde as mensurações de concentração de poluentes foram utilizadas para o cálculo dos custos totais.

de vida estatística. Dividindo a produção sacrificada por mortalidade⁵ pelo número de óbitos associados à poluição por material particulado inalável obtém-se o tão polêmico valor estatístico da vida. De acordo com este cálculo, em dólares correntes de 1989, a vida estatística estimada foi de US\$ 7.714 para São Paulo no ano de 1989 e US\$ 5.029 para o Rio de Janeiro no ano de 1984; enquanto para Cubatão este valor em 1988 chega a US\$ 25.002.

Esta significativa diferença entre o valor da vida estatística em São Paulo e Cubatão pode ser justificada pela distribuição de óbitos pelas faixas etárias. Conforme já foi observado, a maior incidência de mortalidade por moléstias respiratórias em Cubatão se dá na faixa de zero a 10 anos, em que o valor

5 Para fins do cálculo proposto, optou-se por utilizar a taxa de desconto de 5%.

presente da renda futura é comparativamente maior; contrastando com São Paulo, onde os óbitos se concentram principalmente nas pessoas com 70 anos ou mais.

Os procedimentos estimativos estabelecidos em Seroa da Motta (1994), em que são estimados os custos de saúde relacionados à poluição hídrica,6 assemelham-se às estimativas utilizadas neste estudo. Para analisar os custos de saúde associados à poluição dos recursos água e ar, utilizaram-se como parâmetros de comparação as estimativas do valor estatístico da vida e os custos totais per capita. Com base na população urbana do Brasil atingida pelos efeitos negativos da poluição hídrica doméstica, estimou-se no Capítulo 8 um valor da vida de US\$ 19.550 (dólares de 1989 e taxa de desconto de 5%). Conforme mostra a Tabela 9.10, este valor é superior ao valor médio observado no caso da poluição atmosférica, que seria de US\$ 6.843 quando se consideram as cidades de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão. A magnitude deste valor mostra que em termos gerais os custos de saúde associados à morte prematura são mais alarmantes quando associados à poluição hídrica. Somente em situações particularmente críticas, como no caso de Cubatão, isto aparentemente não se confirma. As mesmas conclusões são observadas em termos dos custos per capita, conforme se observa na Tabela 9.10. Estimou-se, com base nos resultados do Capítulo 6, que os custos totais associados à poluição hídrica doméstica oneram, em média, US\$ 2,97 cada uma das pessoas que compõem a população urbana do Brasil. Este valor também está acima do custo médio per capita da poluição atmosférica, que é de US\$ 0,84, conforme mostra a Tabela 9.10. Observe que os valores médios nacionais de poluição atmosférica estão superestimados na medida

TABELA 9.10

Custos de Saúde Associados à Poluição no Brasil (Em dólares de 1989)

	VIDA ESTATÍSTICA (US\$/ÓBITO)	CUSTO PER CAPITA (US\$/HABITANTE)
Hídrica	19.550	2,97
Atmosférica	6.843	0,84

Nota: Custos médios entre as populações estudadas de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão.

⁶ Este estudo procurou estimar os serviços e as perdas ambientais derivados do uso do recurso água pelas famílias urbanas no período 1970/90.

em que os municípios analisados são os que apresentam maior nível de concentração no país.

Em suma, embora os custos de saúde associados à poluição atmosférica sejam significativos, estes parecem se situar em níveis bastante efêmeros aos observados para a poluição hídrica. Além disso, as estimativas aqui apresentadas revelam claramente que uma política de controle de poluição atmosférica deve ser primordialmente desenhada e que sua prioridade deve ser colocada *vis-à-vis* outros problemas ambientais urgentes.

Bibliografia

- AHMAD, Y. et alii. Environmental and natural resource accounting and their relevance to the measurement of sustainable development. Washington, D.C.: The World Bank/Unep, 1988.
- ALFSEN, K.H., BYE, T., LORENTSEN, L. Natural resource accounting and analysis: the Norwegian experience 1978-1986. Oslo: Central Bureau Statistics, 1987.
- BARTELMUS, P. A Contabilidade verde para o desenvolvimento sustentável. In: MAY, P., SEROA DA MOTTA, R.S. da (orgs.). Valorando a natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Ed. Campus, 1994.
- BARTELMUS, P. et alii. Integrated environmental and economic accounting: a case study for Papua New Guinea. Washington, D.C.: The World Bank, 1992 (Environmental Working Paper, 54).
- BONELLI, R., SEDLACEK, G. Distribuição de renda: evolução no último quarto de século. Rio de Janeiro: IPEA, jun. 1988 (Texto para Discussão Interna, 145).
- BOULDING, K. Income or welfare. *The Review of Economic Studies*, v.17, n.43. Edinburgh, 1949.
- BRADLEY, D. et alii. Relative health impacts of environmental problems in areas of developing countries. Washington, D.C.: The World Bank, draft, Sep. 1990.
- CEF. Planilha de investimentos realizados em esgotos sanitários. Brasília, vários anos, mimeo.

- CETESB. Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo 1990. São Paulo, maio 1991.
- CHAPIE, M., LAVE, L. The health effects of air pollution: a reanalisys. *Journal of Urban Economics*, v.12, 1983.
- COLBY, M.E. Environmental management in development: the evolution of paradigms. Washington, D.C.: The World Bank, 1990 (Discussion Paper, 80).
- COMMON, M., PERRINGS, C. Towards an ecological economics of sustainability. *Ecological Economics*, v.6, n.1, p.7-34, 1992.
- DALY, H.E., COBB, J.B. For the Common Good. London: Green Print, 1990.
- DEVARAJAN, J., WEINER, R.J. Natural resource depletion and national income accounts. Washington, D.C.: The World Bank, 1991, mimeo.
- EL SERAFY, J. The proper calculation of income from depletable natural resources. In: AHMAD, Y. et alii (eds.). Environmental and natural resource accounting and their relevance to the measurement of sustainable development. Washington, D.C.: The World Bank/Unep, 1989.
- EL SERAFY, J., LUTZ, E. Environmental and resource accounting: an overview. In: AHMAD, Y. et alii. (eds.). Environmental accounting for sustainable development. Washington, D.C.: World Bank/Unep, 1989.
- FARLEY, D. The relationship of daily mortality to suspended particulates in Santa Clara Country, 1980/1986. *Environmental Health Perspectives*, n.89, 1990.
- HARRISON, A. A possible conceptual approach to introducing natural capital in the SNA. In: AHMAD, Y. et alii (eds.). Environmental and natural resource accounting and their relevance to the measurement of sustainable development. Washington, D.C.: The World Bank/Unep, 1988.
- HARTWICK, J. Intergenerational equity and the investing of rents of exhaustible resources. American Economic Review, n.66, p.972-974, 1977.
- HARTWICK, J.M., HAGEMAN, A.P. Economic depreciation of mineral stocks and the contribution of El Serafy. Washington, D.C.: The World Bank, July 1991, mimeo.
- HICKS, J.R. Value and capital: an inquiry into some fundamental principles of economic theory. 2^a ed. London: Oxford University Press, 1946.

- HOLLAND, W.W. et alii. Health effects of particulate polution: reappraising the evidence: special issue on particulate air pollution. American Journal Epidemology, v.110, n.5, 1979.
- HOTELLING, H. The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, v.39, n.1, p.137-175, Apr. 1931.
- IBAMA. Programa Nacional de Conservação e Desenvolvimento Florestal Sustentado. Seman/Ibama, 1991.
- IBGE. Censo demográfico. Rio de Janeiro, vários anos.
- ———. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Rio de Janeiro, vários anos.
- ———. Brasil: sistema de contas nacionais consolidadas. Rio de Janeiro, 1989 (Texto para Discussão, 10).
- ———. Contas consolidadas para a nação: atualização para 1990. Rio de Janeiro, jul. 1991, mimeo.
- INSEE Institut Nacional de la Statistique et des Études Économiques. Les comtes dupatrimoine natural. Les Collections de l'INSEE, 137/138c, 1986.
- JANTZEN, J. Cost-effective pollution control in Brazil. Holanda, Haia: Instituut voor Toegepaste Millieu-Economic, 1992, mimeo.
- KEYNES, J.M. The general theory of employment, interest and money. *The Collected Writings of John Maynard Keynes, VII.* London: Macmillan, 1973.
- LAVE, L.B., SESKIN, E.P. Air pollution and human health. Baltimore: The John Hopkins University Press, 1977.
- LEIPERT, C. Social costs of economic growth. *Journal of Economic Issues*, v.20, n.1, 1986.
- ———. Defensive ausgaben in der Bundersrepublik Deutschland, 1970 bis 1985: absolute werte und relationszahlen mit dem BSP. Berlin: International Institute for Environment and Society, 1987.
- National income and economic growth: the conceptual side of defensive expeditures. *Journal of Economics Issues*, v.23, n.3, p.843-856, 1989.
- MARGULIS, S. Back-of-the-envelope estimates of environmental damages costs in Mexico. Washington, D.C.: The World Bank, Nov. 1991, mimeo.

- MARTIN, A.E., BRADLEY, W.H. Mortality, fog and atmospheric pollution: an investigation during the winter of 1958/1959. *Monn. Bull. Minist. Health*—*Public Health Lab. Serv.*, v.19, 1960.
- MAY, P.H. Perdas ambientais devido ao desmatamento no Brasil. Rio de Janeiro: IPEA/DIPES, mar. 1993.
- MAY, P.H., SEROA DA MOTTA, R. (orgs.). Valorando a natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Ed. Campus, 1994.
- MAZUNDAR, S. et alii. Relation of daily mortality to air pollution: an analisys of 14 London winters, 1958/1959-1971/1972. Arch. Environ. Health, v.37, n.4, 1982.
- MENDES, A.P.F. Uma avaliação do impacto ambiental no Brasil: poluição do ar e mortalidade. Rio de Janeiro: UFRJ, 1993 (Dissertação de Mestrado).
- MENDES, F. E. Uma avaliação dos custos de controle da poluição hídrica de origem industrial no Brasil. PPE/COPPE/UFRJ, maio 1994 (Tese de M.Sc.)
- MISHAN, E. The value of trying to value a life. *Journal of Public Economics*, v.15, 1981.
- MOTTA, R.S.da. Análise de custo-benefício do meio ambiente. In: MARGULIS, S. (ed.). *Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos*. Rio de Janeiro: IPEA/INPES, 1980.
- Estimativas de preços econômicos no Brasil. Rio de Janeiro: IPEA, jun. 1988 (Texto para Discussão Interna, 143).
- ————. Uma proposta metodológica para estimativas de contas ambientais no Brasil. Rio de Janeiro: IPEA, 1991a (Relatório Interno, 4).
- Recent evolution of environmental management in the Brazilian public sector: issues and recommendations. In: EROCAL, D. (ed.). Environmental management in developing countries. Paris: OECD, 1991b.
- ———. Mecanismos de mercado na política ambiental brasileira.
 Perspectivas da Economia Brasileira 1992. Brasília: IPEA, 1991c.
- ——. Some comments on depletion and degradation costs on income measurement. Rio de Janeiro: IPEA, mar. 1992, mimeo.
- ———. Estimativas de depreciação de capital natural no Brasil. Perspectivas da Economica Brasileira — 1993. IPEA, 1993a.

- ———. The health costs associated to household waste pollution in Brazil. Rio de Janeiro, 1993b, mimeo.
- ———. Some coments on depletion and degradation costs in income measurement. *Ecological Economics*, v.11, p.21-25, 1994.
- MOTTA, R.S. da, MAY, P.H. Loss inforest resource values due to agricultural land convertion in Brazil. Rio de Janeiro: IPEA, 1992 (Texto para Discussão, 248).
- MOTTA, R.S. da, MAY, P.H., YOUNG, C.E.F. Environmental accounts estimates for Brazil: forest resources methodological procedures. Rio de Janeiro: IPEA, out. 1991, mimeo.
- MOTTA, R.S. da, REIS, E.J. The application of economic instruments in environmental policy: the Brasilian case. Paris: OECD/Unep, 26-27 maio, 1994, mimeo (Workshop on The Case of Economic Policy Instruments for Environmental Management).
- MOTTA, R.S. da, YOUNG, C.E.F. Recursos naturais e contabilidade social: a renda sustentável da extração mineral no Brasil. Rio de Janeiro: IPEA, ago. 1991 (Texto para Discussão, 231).
- MOTTA, R.S. da *et alii*. Perdas e serviços ambientais do recurso água para uso doméstico. *Pesquisa e Planejamento Econômico*,v.24, n.1, p.35-72, abr. 1994.
- MUELLER, C.C. A dimensão ambiental no sistema de contas nacionais. Rio de Janeiro: IBGE, 1991 (Texto para Discussão, 47).
- NORDHAUS, W.D., TOBIN, J. *Is growth obsolete?* Columbia University Press, 1972 (National Bureau of Economic Research General Series, 96).
- OMS. Rapid Assessment of Sources of Air, Water and Land Pollution. World Health Organization, 1992.
- ONU. Revised system of national accounts: draft chapters and annexes. United Nations Statistical Office, 1991 (Provisional ST/ESA/STAT/SER.F/2/Rev.4).
- OSTRO, B. The health effects of air pollution: a methodology with applications to Jakarta. Washington, D.C.: The World Bank, 1992, mimeo.
- OZKAYNAK, H., THURSTON, G.D. Associations between 1980 U.S. mortality rates and alternative measures of airbone particle concentration. *Risk Analisys*, n.7, 1987.
- PEARCE, D., ATKINSON, G. Are national economies sustainable? Measuring sustainable development. CSERGE, 1992 (Working Paper GEC, 92-11).

- PENNA, M.L., DUCHIADE, M.P. Poluição do ar e mortalidade infantil por pneumonia na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. *OPS*, v.110, n.3, 1990.
- PESKIN, H.M. Accounting for natural resource depletion and degradation in developing countries. Washington: World Bank, Jan. 1989 (Environmental Working Paper, 13).
- PESKIN, H., LUTZ, E. A survey of resource and environmental accounting in industrialized countries. Washington: World Bank, 1990 (Environmental Working Paper, 13).
- PLAGIANNAKOS, T., PARKER, J. An assessment of air pollution effects on human health in Ontario. Ontario: Hydro, 1988.
- PORTNEY, P.R., MULLAHY, J. Urban air quality and acute respiratory illness. Journal of Urban Economics, v.20, n.1, 1986.
- PRONACOP. Relatório final. Secretaria Especial do Meio Ambiente, 1989.
- REICH, U.P. Concept and definition of income in the national accounts. *The Review of Income and Wealth*, v.37, n.3. New York: International Association for Research in Income and Wealth, Sep. 1991.
- REPETTO, D. et alii. Wasting assets: natural resources in the national income accounts. Washington, D.C.: World Resources Institute, 1989.
- RIBEIRO, H.P. Estudo das correlações entre infecções das vias aéreas superiores, bronquite asmatiforme e poluição do ar em menores de 12 anos em Santo André. *Pediatria Prática*, v.42, n.9, 1971.
- RIBEIRO, H.P. et alii. Estudo da função ventilatória em escolares vivendo em área com diferentes níveis de poluição. São Paulo, 1976.
- RIDKER, R.G. Economic costs of air pollution: studies in measurement. Praeger, 1967.
- SCHWARTZ, J., MARCUS, A. Statistical reanalyses of data relating mortality to air pollution during London winters 1958/1972. U.S. Environmental Protection Agency, 1986.
- SEROA DA MOTTA, R. Ver MOTTA, R. S. da.
- SILVEIRA, S.S., SANT'ANNA, F.S.P. Poluição hídrica. In: MARGULIS, S. (ed.). Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos. Brasília: IPEA/Pnud, 1990.
- SOLÖNZANO, R. et alii. Accounts overdue: natural resource depreciation in Costa Rica. Washington: World Resource Institute, 1992.
- SOLOW, R.M. Intergenerational equity and exhaustible resources. *Review of Economic Studies*, n.41, p.29-45, 1978.

- THOMAS, V. Evaluating pollution control. The case of São Paulo, Brazil. Journal of Development Economics, v.19, n.1, 1985.
- TONGEREN, J.U. et alii. Integrated environmental and economic accounting: a case study for Mexico. Washington, D.C.: The World Bank, Dec. 1991 (Environmental Working Paper, 50).
- TURNER, R.K. Speculations on weak and strong sustainability. CSERGE, 1992 (Working Paper GEC,92-26).
- UNO, K. Economic growth and environmental change in Japan net national welfare and beyond. University of Tsukuba, Institute of Socio-economic Planning, 1988, mimeo.
- VICTOR, P.A. Indicators of sustainable development: some lessons from capital theory. *Ecological Economics*, v.4, n.3, p.191-214, Dec. 1991.
- YOUNG, C.E.F. Renda sustentável da extração mineral no Brasil. Rio de Janeiro: UFRJ, 1992 (Tese de Mestrado).
- ZOLOTAS, X. Economic growth and declining social welfare. New York: . University Press, 1981.