
(In) Eficiência econômica e ambiental da Convenção da Basiléia

Marcelo Motta Veiga

RESUMO

A globalização provocou uma redução nas exigências ambientais dos países-não-membros da Organização de Cooperação para o Desenvolvimento Econômico (OCDE), juntamente com o acirramento nas legislações ambientais nos países-membros da OCDE, que acarretou um crescimento na migração de danos socioambientais. Verificou-se que mais de 50% do fluxo total de migração de resíduos perigosos teve como destino países não-membros da OCDE que teriam legislações mais brandas, e boa parte desses resíduos não deve ter recebido nenhum tratamento antes da disposição final, o que tornaria esses países receptores em verdadeiros **lixões**. O objetivo neste estudo foi analisar os diversos aspectos relacionados à eficiência da Convenção da Basiléia como instrumento regulador desse comércio internacional de resíduos sólidos perigosos. Para isso, buscou-se analisar a lógica do processo decisório desse comércio internacional entre países participantes da Convenção da Basiléia. Este estudo utilizou como fonte de dados secundários a base de dados Programa das Nações Unidas em Meio Ambiente (Unep). Nesta análise, buscou-se avaliar os mecanismos que levariam à eficiência econômica e ambiental do ponto de vista do exportador e do ponto de vista do importador no tratamento e na disposição final dos resíduos sólidos perigosos.

Palavras-chave: comércio de resíduos sólidos, Convenção da Basiléia, eficiência econômica.

1. INTRODUÇÃO

O processo de globalização econômica dos anos 1980 fez com que muitos países tentassem oferecer condições econômicas mais atrativas e competitivas à indústria por meio de um relaxamento na legislação ambiental. Concomitantemente, houve um ressurgimento de consciência ecológica, principalmente nos países-membros da Organização de Cooperação para o Desenvolvimento Econômico (OCDE), gerando um acirramento na legislação ambiental nesses

Recebido em 21/janeiro/2006

Aprovado em 06/julho/2006

Marcelo Motta Veiga, Ph.D. em *Engineering Management* pela *The George Washington University*, Administração, Direito e M.Sc. em Engenharia de Produção pela Universidade Federal do Rio de Janeiro, Engenharia Mecânica pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Economia pela Universidade Estadual do Rio de Janeiro, é Professor e Pesquisador da Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz (CEP 21041-210 — Rio de Janeiro/RJ, Brasil). E-mail: mveiga@ensp.fiocruz.br
Endereço:
Fundação Oswaldo Cruz
Escola Nacional de Saúde Pública
Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental
Rua Leopoldo Bulhões, 1480 — 5º andar
Manguinhos
21041-210 — Rio de Janeiro — RJ

países, com um conseqüente aumento nos custos operacionais do tratamento e da disposição final de resíduos perigosos (CLAPP, 2001).

Esse relaxamento nas exigências ambientais, que ocorreu principalmente nos países não-membros da OCDE, associado a esse acirramento das legislações ambientais nos países-membros da OCDE, favoreceu o comércio internacional de resíduos sólidos perigosos, uma vez que se buscava a eficiência econômica tratando e dispondo esses resíduos em locais onde os custos operacionais e ambientais fossem menores (CLAPP, 2001).

Conseqüentemente, alguns países não-membros da OCDE, que já vinham sendo alvo de migração desses danos ambientais havia muitas décadas, tiveram essas quantidades aumentadas. Pode-se considerar que muitos desses países foram utilizados como verdadeiros depósitos de resíduos sólidos perigosos e de produtos contaminados gerados nos países-membros da OCDE. Anualmente, mais de 50% do total de resíduos perigosos gerados foi exportado para países não-membros da OCDE (ADEOLA, 2000).

Esse crescimento nos movimentos transfronteiriços de resíduos perigosos significou, também, uma elevação da migração de danos ambientais dos países-membros da OCDE (geradores) para os países não-membros da OCDE (receptores). Uma conseqüência negativa desse comércio internacional seria uma provável ineficiência socioambiental. A maioria dos países receptores não dispõe de tecnologia nem de infra-estrutura apropriadas para dar uma destinação adequada aos resíduos sólidos perigosos, resultando que boa parte desses resíduos não receberia nenhum tratamento antes da disposição final.

Historicamente, durante toda a década de 1980, os resíduos sólidos perigosos foram transferidos dos países **ricos** para os países **pobres** visando a disposição final, uma vez que a diferença entre os custos diferenciais era significativa demais para ser ignorada. Nos anos 1990, esse comércio internacional de resíduos sólidos foi reduzido devido a legislações mais restritivas e campanhas populares. Contudo, um outro tipo de comércio internacional de resíduos sólidos ganhou força: a exportação de resíduos sólidos perigosos dos países-membros da OCDE visando a reciclagem e reuso nos países não-membros da OCDE (CLAPP, 2001).

Esse comércio que visa a reciclagem e reuso, apesar de regulado pela Convenção da Basiléia, não representaria um risco menor aos países receptores. Muitas vezes, o processo de reciclagem de certas substâncias perigosas exige tecnologias e infra-estrutura não disponíveis no país receptor. Além disso, o controle desse comércio é bastante complexo, necessitando de tecnologias de informação não encontradas na maioria desses países. Por isso, desde 1995, existe uma mobilização para proibir tanto o comércio visando a disposição final quanto o comércio visando a reciclagem (CLAPP, 2001).

Segundo dados do Programa das Nações Unidas em Meio Ambiente (*United Nations Environment Program* — UNEP,

2002) grande parte dos resíduos sólidos perigosos foi gerada em países-membros da OCDE. A tabela 1 mostra que, além disso, a maioria desses resíduos perigosos, no período de 1997 a 2000, teve como destino países não-membros da OCDE. Pode-se observar, ainda, que grande parte desses resíduos destinou-se a países do Sudeste Asiático, onde existem atividades econômicas criadas especificamente para lidar com esses resíduos perigosos, o que torna esses países dependentes desse comércio internacional (HSING *et al.*, 2004).

Tabela 1

Exportação de Resíduos Perigosos

(Em Mil Toneladas)

Países	1997	1998	1999	2000	Total
OCDE	6.170	19.801	5.712	4.606	36.289
Não-OCDE	6.769	13.093	13.956	29.516	63.334
Total	12.939	32.894	19.668	34.122	99.623
SE Asiático	5.867	12.536	13.526	29.197	61.126

Fonte: Adaptada de Hsing *et al.* (2004).

2. OBJETIVO E MÉTODOS

O objetivo deste estudo foi analisar a relação entre meio ambiente, economia e ordenamento jurídico na gestão internacional de resíduos sólidos perigosos entre os países participantes da Convenção da Basiléia, avaliando a eficiência econômica e ambiental desse comércio internacional. Nesta análise, buscou-se avaliar os mecanismos que levariam à eficiência socioeconômica do ponto de vista do exportador, bem como à eficiência socioambiental do ponto de vista do importador no tratamento e disposição final dos resíduos sólidos perigosos.

Para isso, este estudo utilizou como fonte de informações os dados secundários existentes na base de dados do Unep. A utilização de dados secundários deveu-se à disponibilidade desses dados oficiais na base do Unep e à dificuldade econômico-operacional de obtenção de outras fontes de dados. A principal restrição à utilização da base de dados do Unep deve-se a críticas a sua confiabilidade, devido à baixa qualidade da informação por problemas na forma de registro do comércio internacional de resíduos sólidos perigosos, como será mais bem explicado no item a seguir sobre a Convenção da Basiléia (FRANKFORT-NACHMIAS e NACHMIAS, 1992).

Desse modo, a finalidade principal deste estudo exploratório foi estimular futuras pesquisas sobre o tema, tendo para isso desenvolvido e discutido os diversos aspectos relacionados à eficiência da Convenção da Basiléia como instrumento regulador desse comércio internacional de resíduos sólidos perigosos.

Assim sendo, este estudo procurou analisar e discutir diversos aspectos em torno da Convenção da Basiléia sem a pre-

tensão de esgotá-los, uma vez que, limitou seu escopo aos dados secundários pesquisados e às publicações consultadas. Por isso, entende-se que alguns desses aspectos citados são mais extensos e merecem uma abordagem mais aprofundada do que a que foi apresentada neste texto, ficando esse detalhamento como recomendação para futuros estudos.

3. A CONVENÇÃO DA BASILÉIA

A Convenção da Basiléia é a legislação ambiental internacional que regulamenta e controla os movimentos transfronteiriços (migração) de resíduos perigosos, seu tratamento e disposição final. Essa convenção internacional foi promulgada em 22 de março de 1989 pela Organização das Nações Unidas, na Basiléia, por 105 países e pela Comunidade Européia. Contudo, a Convenção da Basiléia só entrou em vigência a partir da ratificação parlamentar do vigésimo país, fato que ocorreu apenas em maio de 1992. No primeiro semestre de 2006, 168 países já haviam ratificado a Convenção da Basiléia, desse total, apenas 25 países-membros das Nações Unidas ainda não a ratificaram. Os Estados Unidos é o único país-membro da OCDE que não a ratificou.

A incorporação da Convenção da Basiléia ao ordenamento jurídico brasileiro deu-se pela promulgação do Decreto presidencial de n.875/93, após autorização do Decreto Legislativo de n.34/92. Contudo, sua implementação no ordenamento jurídico brasileiro só se deu três anos mais tarde, pela Resolução do Conama n.23/96.

A Convenção da Basiléia, entretanto, não proíbe os movimentos transfronteiriços de resíduos perigosos nem tenta solucionar o problema da crescente geração desses resíduos. O próprio governo brasileiro já apresentava ressalvas na ocasião de sua adesão em 1989, apontando diversas deficiências no texto da Convenção e cobrando um controle mais rigoroso sobre o movimento de resíduos perigosos e um compromisso dos Estados envolvidos na exportação dos resíduos perigosos com uma gestão ambientalmente saudável.

O governo brasileiro considerou que a Convenção da Basiléia constituía apenas um primeiro passo para proteger a saúde humana e o meio ambiente contra os efeitos adversos dos resíduos perigosos e dos movimentos transfronteiriços desses resíduos. A Convenção da Basiléia é um acordo entre os países signatários em que as transferências de resíduos perigosos ficariam sujeitas, apenas, a um consentimento prévio.

Existe uma forte pressão internacional para a ratificação de uma emenda à Convenção da Basiléia que prescreve a proibição total do comércio internacional de resíduos sólidos perigosos, especialmente entre países-membros da OCDE (na condição de geradores) e países não-membros da OCDE (na condição de receptores). A essa emenda contrapõe-se o argumento americano de que qualquer restrição ao comércio internacional deve ser analisada especificamente e não de forma generalizada. A fundamentação para essa argumentação é ba-

sicamente econômica, porque uma proibição generalizada prejudicaria aqueles países receptores de resíduos perigosos que possuíssem tecnologia e infra-estrutura apropriada para dar um destino adequado aos resíduos perigosos do ponto de vista socioambiental.

Um risco associado à implementação dessa emenda seria o de que, proibindo o comércio internacional desses resíduos perigosos, se incentive a transferência de toda a atividade poluidora e geradora desse resíduo perigoso e não apenas o resíduo perigoso. As empresas, não podendo exportar e tendo de arcar com os custos elevados de tratamento e destinação final desses resíduos perigosos, não teriam alternativas senão transferir todas as suas operações. A expectativa é de que esse tipo de migração ocorra, principalmente, para os países industrializados da América Latina e Ásia. Contudo, essa migração pode ser monitorada pelo aumento do investimento direto dessas indústrias poluidoras nos países receptores (CLAPP, 2001).

Um outro problema da Convenção da Basiléia é a falta de clareza na definição de resíduos perigosos, o que obriga os países signatários a adotarem diferentes classificações impossibilitando a compensação entre países. Essa falta de precisão conceitual da Convenção gerou uma inconsistência de dados, informações incompletas, dupla-contagem e erros de processamento, ocasionando uma baixa confiabilidade da base de dados.

Mesmo assim, pôde-se notar nos últimos anos que: a quantidade gerada de resíduos perigosos estaria aumentando; existiria uma tendência de um pequeno número de países transferir grandes quantidades de resíduos; a Convenção da Basiléia já controla mais de 80% do total de movimentos transfronteiriços de resíduos perigosos.

A tabela 2 apresenta as categorias de resíduos controladas de acordo com a Convenção da Basiléia. O *ranking* foi determinado pelo Programa das Nações Unidas em Meio Ambiente baseado na quantidade e no número de transferências (UNEP, 2002).

4. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E COMPETITIVIDADE

A relação entre economia, meio ambiente e ordenamento jurídico é um tema bastante controverso na literatura. Muitos pesquisadores já analisaram os impactos econômicos de legislações ambientais nas empresas e nos países, porém não chegaram a um resultado conclusivo sobre como uma legislação ambiental poderia influenciar certas variáveis econômicas, tais como emprego, competitividade e custos de produção. Uma breve descrição dos principais resultados de alguns desses estudos está apresentada a seguir.

Guasch e Hahn (1999) mostraram que as legislações ambientais poderiam ter um impacto negativo no crescimento econômico e criar uma desvantagem competitiva para aquelas empresas ou países que fossem obrigados a atender uma determinada legislação mais restritiva.

Tabela 2

**Categorias de Resíduos Controladas de Acordo com a
Convenção da Basiléia — 1993 a 2000**

Código	Nome	Total (ton)	Entradas	Ranking
Fonte de Resíduos				
Y01	Resíduo de serviço de saúde	4.341.778	167	4
Y02	Produção de medicamentos	1.825.599	114	14
Y03	Medicamentos	259.361	107	18
Y04	Biocidas	382.243	118	16
Y05	Conservantes de madeira	338.417	72	28
Y06	Solventes	2.256.549	111	19
Y07	Tratamento térmico com cianetos	1.221.695	70	26
Y08	Resíduo de óleo	12.866.388	158	2
Y09	Emulsões de óleo	17.606.404	155	1
Y10	PCB	217.802	114	22
Y11	Piche	3.087.465	105	9
Y12	Tintas e corantes	3.011.767	153	6
Y13	Colas e resinas	1.567.960	131	15
Y14	Pesquisa	70.152	71	34
Y15	Explosivos	66.876	63	37
Y16	Fotoquímicos	1.007.547	110	20
Y17	Tratamento superficial	4.115.686	123	11
Y18	Resíduos da disposição industrial	21.333.805	115	3
Resíduos que contêm os constituintes a seguir				
Y19	Carbonilas metálicas	1.535.048	16	32
Y20	Berílio	216.337	12	36
Y21	Cromo	2.145.023	88	17
Y22	Cobre	11.269.160	84	13
Y23	Zinco	12.847.353	78	10
Y24	Arsênico	1.300.495	46	31
Y25	Selênio	57.270	6	43
Y26	Cádmio	148.574	65	33
Y27	Antimônio	167.280	17	40
Y28	Telúrio	144.294	4	42
Y29	Mercúrio	506.308	82	29
Y30	Tálio e compostos de tálio			
Y31	Chumbo	10.125.856	114	5
Y32	Flúor	3.703.397	51	25
Y33	Cianetos inorgânicos	4.196.871	69	21
Y34	Ácidos	9.974.467	102	8
Y35	Bases	17.656.441	86	12
Y36	Asbestos	6.153.130	105	7
Y37	Fósforo	3.028.238	29	30
Y38	Cianetos orgânicos	98.339	12	41
Y39	Fenóis	3.685.421	61	24
Y40	Éteres	106.407	26	39
Y41	Solventes halogenados	458.469	90	27
Y42	Solventes não-halogenados	3.317.792	83	23
Y43	Furanos	256.548	10	38
Y44	Dioxinas	6.743	4	44
Y45	Outros organohalogenos	145.591	45	35
Total		168.828.346	3.442	

Fonte: Unep (2002).

Um estudo empírico de Jaffe *et al.* (1995) mostrou que as legislações ambientais reduziram a produtividade da indústria. Jorgenson e Wilcoxon (1990) desenvolveram um modelo para analisar o impacto das legislações ambientais na economia dos Estados Unidos e concluíram que o custo da legislação ambiental no longo prazo estaria em torno de 2% do produto interno bruto.

Walley e Whitehead (1994) mostraram que soluções do tipo ganha-ganha seriam raras em programas ambientais. Eles afirmaram que investimentos ambientais, na maioria das vezes, trariam um retorno financeiro negativo aos investidores. Eles concluíram que uma das principais consequências dos investimentos ambientais seria a depreciação acionária.

Entretanto, Arnold, Forrest e Dujack (1999) mostraram que não se sustentavam as hipóteses de que as legislações ambientais reduziram o crescimento econômico seriam muito custosas, interfeririam na competitividade internacional, poderiam causar dispensas de mão-de-obra ou o fechamento de empresas.

Managi *et al.* (2002) destacaram a importância de compatibilizar a legislação ambiental com o processo de inovação tecnológica a fim controlar seu impacto adverso para a indústria. Eles concluíram que as legislações ambientais que incentivassem inovações tecnológicas gerariam soluções menos custosas para os problemas ambientais, enquanto legislações que inibissem as inovações tecnológicas conduziram a custos mais elevados. Esses impactos dependeriam de como as legislações ambientais fossem projetadas e implementadas e deveriam considerar os impactos socioeconômicos relativos a cada legislação específica.

Um estudo conduzido por Repetto (1995) testou a hipótese de que empresas dentro de uma mesma indústria que tivessem desempenho ambiental mais elevado, teriam uma lucratividade comparativamente pior do que empresas com desempenho ambiental mais baixo. Dentro dessa hipótese, um desempenho ambiental melhor estaria associado a um custo positivo. Porém, o estudo concluiu que não havia tendência de que empresas com desempenho ambiental melhor fossem menos lucrativas. Portanto, não haveria evidências conclusivas que indicassem que um desempenho ambiental melhor levasse a vantagens ou a desvantagens econômicas. Tais conclusões foram baseadas em uma amostra de 50 organizações industriais.

Wagner *et al.* (2002), estudando empresas individualmente, destacaram a necessidade de considerar se todas ou apenas uma parte das empresas estariam se beneficiando ou se prejudicando com uma legislação mais restritiva. O efeito agregado de uma legislação ambiental sobre um determinado setor industrial seria constituído pela soma dos efeitos sinérgicos dessa legislação sobre a competitividade e o desempenho econômico de cada empresa individualmente.

Hoffman *et al.* (1999) resumiram a falta de consenso sobre a relação entre os desempenhos econômico e ambiental como uma situação conflitante, uma vez que eles não seriam nem cooperativos nem competidores, pois existiriam evidências em ambas as direções.

Assume-se que empresas novas ou empresas que não estejam restritas a uma localidade específica deveriam considerar qualquer restrição ambiental como um custo operacional adicional e incluir esse custo no seu processo de tomada de decisão sobre em que localidade deva se instalar. Isso poderia restringir a atividade econômica em uma determinada localidade em que a legislação ambiental fosse muito rigorosa (MANI, PARGAL e HUQ, 1996).

Dasgupta, Laplante e Mamingi (1997) destacaram que haveria incentivos para se investir em prevenção da poluição em países menos desenvolvidos, uma vez que os custos de oportunidade seriam mais baixos nesses países do que nos países centrais. Essa conclusão estaria baseada no pressuposto de que o mercado reagiria positivamente a medidas de prevenção ambientais, ou seja, existiria uma relação positiva entre mercado de capital e desempenho ambiental. Porém, Arnold e Neubert (1997) não encontraram evidência de relação no curto prazo entre o desempenho ambiental e desempenho financeiro.

Por isso, nos países não-membros da OCDE onde a legislação ambiental fosse mais branda, considera-se que ainda existiriam muitas oportunidades de aprimorar a proteção ambiental com custo relativamente baixo. Haveria a possibilidade de essas empresas auferirem ganhos mais elevados na prevenção e no controle dos danos ambientais, devido a essa melhor relação entre o custo de proteção e o benefício social.

Por conseguinte, um acirramento legal que limitasse o risco socioambiental, como impedir o tratamento e a disposição de resíduos sólidos perigosos em locais de menor nível socioeconômico, poderia ter efeitos secundários (aumentar a pobreza; crescimento econômico negativo; distorções competitivas; elevação dos custos privados; demissões/fechamento de empresas) mais desastrosos do que os possíveis prejuízos à saúde humana e ao meio ambiente oriundos dessas atividades associadas aos resíduos sólidos perigosos (ATLAS, 2002; BOERNER e LAMBERT, 1995).

Portanto, pode-se inferir que legislações ambientais são necessárias para equilibrar e promover justiça a todo o sistema. Contudo algumas restrições legais a esse comércio internacional de resíduos sólidos perigosos poderiam causar impactos negativos a certas economias nacionais em proporções maiores

do que os benefícios socioambientais associados à proteção contra as atividades danosas ao meio ambiente e à saúde humana.

Assim, assumindo-se ser possível identificar os impactos negativos e positivos das legislações ambientais em uma dada economia nacional, dever-se-ia procurar analisar essa relação entre os possíveis impactos e a competitividade de empresas e países, especialmente incluindo na análise os efeitos sinérgicos, considerando, ainda, o possível *trade off* entre a proteção socioambiental e o crescimento econômico.

5. BENS OU MALES AMBIENTAIS?

Um pressuposto importante na teoria das preferências dos consumidores é que se preferem quantidades maiores, a quantidades menores. Em geral, assume-se que, até atingir o nível de saciedade, prefere-se quantidade maior de uma mercadoria a quantidade menor. À medida que um consumidor vá consumindo e se aproxime do nível de saciedade de uma determinada mercadoria, a utilidade marginal dessa mercadoria vai diminuindo (aproxima-se de zero). Essas são características de um **bem**, que pode ser conceituado como mercadoria que tenha valor ou utilidade para alguém.

No entanto, tratando-se de mercadorias indesejáveis, o consumidor prefere consumir uma quantidade menor. Por isso, a denominação **mal**, a contrário senso, indicaria que quantidades adicionais de uma mercadoria reduziriam a satisfação total do consumidor. Além disso, caso a quantidade consumida de um **bem** ultrapasse o nível de saciedade, quantidades adicionais desse **bem**, podem, também, representar um **mal**. Uma inferência importante é a de que a ausência ou redução de um **mal** pode ser considerada como um **bem**, ou seja, como tendo utilidade para o consumidor (KOLSTAD, 2000; VARIAN, 1994).

As mercadorias (bens ou males) podem ser representadas graficamente por curvas de indiferença. Uma curva de indiferença, dentro da teoria das preferências do consumidor, é o conjunto das cestas de mercadorias a serem consumidas que representam a mesma preferência, ou seja, o mesmo nível de utilidade (U) para o consumidor. O consumidor seria indiferente caso consumisse quaisquer das cestas de mercadorias nas proporções representadas numa determinada curva de indiferença. Graficamente, representam-se as curvas de referências com apenas duas mercadorias (bens ou males). Uma representação de curvas de indiferença está apresentada na figura 1.

A declividade (tangente) de uma curva de indiferença para cada cesta de mercadorias (ponto na curva de indiferença) é denominada de Taxa Marginal de Substituição (TMS). A TMS indica que o consumidor estaria disposto a abrir mão de determinada quantidade de uma mercadoria, desde que fosse devidamente compensado com quantidades de outra mercadoria.

Na figura 1, observa-se que um **bem** é representado por curvas de indiferença com declividade negativa, ou seja,

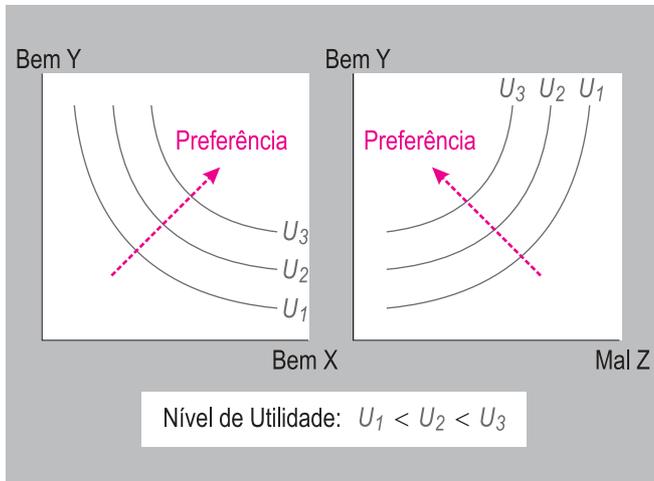


Figura 1: Curvas de Indiferença

$TMS = \Delta Y/\Delta Z < 0$, e um **mal** é representado por curvas de indiferença com declividade positiva, ou seja, $TMS = \Delta Y/\Delta Z > 0$.

Considerando-se, na figura 1, Mal Z como os resíduos sólidos perigosos em determinada localidade e o Bem Y como a geração de empregos proveniente da instalação de indústrias e infra-estrutura para tratar e dispor esses resíduos sólidos perigosos, tem-se que a população local, para aceitar certa quantidade adicional de resíduo sólido perigoso (ΔZ), deve ser compensada, pelo menos, com certa quantidade de empregos a ser gerada (ΔY).

6. EFEITOS DAS POLÍTICAS AMBIENTAIS NOS PAÍSES-MEMBROS E NÃO-MEMBROS DA OCDE

A estratégia ambiental para os países-membros da OCDE nesta primeira década do século XXI foi definida na Reunião do Conselho Ministerial de 2001. Essa estratégia contém objetivos relacionados aos custos e à operacionalidade das políticas ambientais no contexto do desenvolvimento sustentável. Um desses objetivos refere-se à necessidade de melhorar a qualidade da informação visando a tomada de decisão (OCDE, 2004a).

Apesar de os países-membros da OCDE continuarem melhorando a forma de coleta e a difusão de dados na implementação de suas estratégias ambientais, as bases de dados ambientais existentes ainda não são suficientemente confiáveis e necessitam ser aprimoradas. Dessa forma, não é possível subsidiar análises históricas, avaliações de impacto ambiental e análises de custo e benefício, que são importantes ferramentas no auxílio à tomada de decisão.

Inovações em tecnologia da informação geram efeitos ambientais que podem ser, entre outros, um aumento na eficiência da gestão ambiental pela melhoria na forma como a informação é tratada, armazenada e transmitida, ou alterar a percepção da população sobre eventuais problemas ambientais. Com esses

avanços na tecnologia de informação aumentar-se-ia, ainda, a capacidade de fiscalização, no caso deste estudo, do comércio internacional de resíduos sólidos perigosos (OCDE, 2001).

Legislações ambientais podem ser instrumentos apropriados para abordar o problema dos resíduos sólidos perigosos, uma vez que podem proibir ou limitar certas substâncias ou compostos. Essas legislações devem discriminar quais os procedimentos adequados para tratamento, disposição, transporte e manuseio de cada tipo de resíduo sólido perigoso e, também, devem especificar metas de redução, reciclagem e reuso.

Um conceito importante na relação entre sociedade e meio ambiente é o de **democracia ambiental**, que diz respeito à disponibilidade e ao acesso à informação sobre meio ambiente, participação pública nos processos de tomada de decisão em matéria ambiental e educação ambiental. A democracia ambiental é fundamental para aumentar a legitimidade de políticas ambientais e elevar a consciência da sociedade sobre assuntos ambientais. Porém, a Convenção da Basileia como instrumento regulador do comércio internacional de resíduos sólidos não estimula a democracia ambiental.

Normalmente, nos países-membros da OCDE, a capacidade tecnológica para uma gestão ambientalmente adequada é maior do que nos países não-membros da OCDE. Essa constatação, além de confirmar um processo histórico de dependência tecnológica, indicaria que esses resíduos sólidos perigosos poderiam ter uma gestão mais adequada nos próprios países-membros da OCDE, ou seja, os próprios geradores.

Por isso, uma política de gestão de resíduos sólidos perigosos deve incluir além dos 3R (reduzir, reciclar e reutilizar) um quarto R, responsabilizar. Esse tipo de política já é muito utilizado entre os países-membros da OCDE e denomina-se Responsabilidade Estendida do Produtor (EPR). Dentro desse tipo de política, o produtor (gerador) do resíduo é responsável por uma gestão ambientalmente adequada durante todo o ciclo de vida do resíduo (da geração ao destino final).

Outros efeitos das políticas ambientais podem ser caracterizados, como o efeito espacial, em que os atores sociais afetados pelos danos ambientais podem não ser devidamente compensados pelos benefícios associados a esses danos; os efeitos em variáveis econômicas (por exemplo, na renda e no emprego) e o efeito-distribuição (desigualdade de impactos entre os agentes).

Neste estudo, o aspecto mais relevante é o efeito-distribuição. A OCDE divide em dois os tipos de preocupações com o efeito-distribuição em matéria ambiental: preocupação com a distribuição na qualidade ambiental e preocupação com a distribuição dos efeitos financeiros das políticas ambientais (OCDE, 2004b; 2006).

A distribuição na qualidade ambiental pode ser subdividida em três:

- desigualdade no acesso a bens ambientais: acesso da população a amenidades ambientais urbanas, como parques urbanos e lagos;

- desigualdade na disponibilidade de serviços públicos associados ao meio ambiente, como água tratada, coleta de esgoto, rede elétrica e recolhimento de lixo;
- desigualdade na exposição a males ambientais, como proximidade de localidades de disposição de resíduos perigosos, estação de tratamento de esgotos e indústrias poluidoras.

A preocupação com o efeito-distribuição dos impactos financeiros das políticas ambientais deve-se ao fato de que algumas políticas ambientais são socialmente regressivas, isto é, grupos de mais baixa renda podem suportar uma parcela desproporcional dos custos ambientais associados à política ambiental. Esses custos podem ser diretos (colocação de filtros e elevação do custo de tratamento de resíduos sólidos, por exemplo) ou indiretos (como efeitos nas finanças públicas, no mercado de trabalho e no mercado imobiliário; elevação do custo de matéria-prima e elevação do custo de transporte).

Segundo a OCDE (2004b; 2006), essa preocupação com o efeito-distribuição das políticas ambientais dever-se-ia a um medo generalizado desse impacto regressivo. Esse medo surgiria devido a duas percepções (ou falta de percepção) por parte da sociedade: os grupos de menor poder aquisitivo seriam relativamente mais penalizados pelos custos associados a essas políticas ambientais; e os grupos de maior poder aquisitivo seriam relativamente mais beneficiados por eventuais melhorias na qualidade ambiental.

Porém essas duas percepções, além de tendenciosas, deveriam ter suas evidências mais bem avaliadas, uma vez que dependem de concepções teóricas sobre o conceito de justiça em termos de efeito-distribuição numa política ambiental. Quanto à distribuição da qualidade ambiental, também dependeria de qual concepção de justiça fosse utilizada.

Portanto, para a avaliação do efeito-distribuição de uma política ambiental, é necessário saber quais os critérios utilizados como parâmetros em cada avaliação. Considera-se que uma política ambiental teria impacto positivo se seus benefícios superassem os custos. O eventual *trade off* entre os objetivos de cada política que visem à equidade ou à eficiência econômica deve ser ponto central nesse tipo de discussão uma vez que não se encontra resolvido na literatura. Logo, conclui-se que o efeito-distribuição de uma política ambiental não é simples de ser analisado.

Conseqüentemente, o simples balanço entre custos e benefícios pode não representar os reais impactos de uma política ambiental. Isso quer dizer que não bastaria que os governos dos países exportadores desenvolvessem estratégias em suas políticas ambientais segundo as quais os **ganhadores** devam compensar os **perdedores**, ou seja, a garantia de compensação pode não ser suficiente para justificar a implementação de uma certa política ambiental.

Por isso, reforça-se a importância da Convenção da Basiléia como instrumento regulador de políticas ambientais nacionais, em que a simples compensação aos países receptores dos

resíduos sólidos perigosos ou um simples balanço positivo entre custos e benefícios (eficiência econômica) pode não ser suficiente para defender um comércio internacional de resíduos sólidos perigosos sem restrições.

7. O COMÉRCIO INTERNACIONAL DE LIXO ELETROELETRÔNICO (E-LIXO OU E-WASTE)

A Convenção da Basiléia regula e controla o comércio internacional de resíduos perigosos. Portanto, para ser controlada, uma substância precisa ser caracterizada como **lixo** e, também, como **perigosa**. Normalmente, essa caracterização se dá seguindo os anexos da Convenção da Basiléia, mas também pode guiar-se pelas legislações nacionais (BAN, 2002; 2005).

O lixo eletroeletrônico é composto de milhares de substâncias, muitas dessas tóxicas aos seres humanos e ao meio ambiente. A composição desse lixo é variável e contém: arsênico nos *microchips*; cádmio nas placas de circuito integrado, nos tubos CRT e nas baterias; cromo utilizado como anticorrosivo; mercúrio nas TVs de tela plana, baterias e comutadores; PCBs nos capacitores e transformadores mais antigos; chumbo nos tubos de raios catódicos; cobre nos circuitos elétricos, entre outros (BAN, 2002; 2005).

Logo, a caracterização de equipamentos eletroeletrônicos obsoletos como perigosos não representa maiores problemas, porque pode ser retirada diretamente do texto legal dos anexos da Convenção da Basiléia ou de estudos que comprovem a toxicidade de certas substâncias presentes nesses equipamentos.

Porém, a caracterização dos equipamentos eletroeletrônicos obsoletos como **lixo** não é tão evidente e sem problemas. A Convenção da Basiléia define **lixo** como qualquer objeto ou substância cuja única finalidade é a disposição. Essa disposição, no contexto da Convenção da Basiléia, comporta duas interpretações quanto ao destino dos resíduos: destinados à disposição final ou destinados à reciclagem.

Portanto, um equipamento eletroeletrônico obsoleto, mas funcionando, que seja destinado ao reuso direto, não pode ser caracterizado como **lixo** segundo a Convenção da Basiléia, independentemente de ser perigoso ou não. Contudo, apesar de não ser a mais adequada, a denominação e-lixo (*e-waste*) é utilizada para caracterizar todos os equipamentos eletroeletrônicos obsoletos (BAN, 2002; 2005).

A estimativa é de que entre 20 e 50 milhões de toneladas de lixo eletroeletrônico (e-lixo) são geradas anualmente no mundo. Os Estados Unidos terão este ano de 2007 mais de 500 milhões de computadores obsoletos e já possuíam em 2005 mais de 130 milhões de celulares. No Japão, a situação não é menos alarmante, a expectativa é de que, até o ano de 2010, os japoneses já terão descartado mais de 650 milhões de celulares. Na comunidade européia, estima-se que cada cidadão gere em média 25 quilos por ano de lixo eletroeletrônico (UNEP, 2005).

Para se ter uma idéia do potencial danoso de 500 milhões de computadores, eles resultam aproximadamente nas seguintes quantidades de resíduos sólidos: três milhões de toneladas de plásticos; 700 mil toneladas de chumbo; 1.300 toneladas de cádmio; 855 toneladas de cromo; e 285 toneladas de mercúrio. A destinação desse e-lixo pode ser das mais diversas: armazenamento; reuso; reciclagem; dispostos em aterros; incinerados ou exportados (BAN, 2002; 2005).

Para efeito da Convenção da Basiléia, o e-lixo exportado é o mais importante. A vida útil de um equipamento eletroeletrônico nos países-membros da OCDE é bem menor do que nos países não-membros da OCDE, em especial, se comparado com os países dos continentes asiático e africano. A vida útil dos computadores vem caindo drasticamente. Nos Estados Unidos, caiu de 4,5 anos em 1992 para menos de dois anos em 2005. A vida útil dos aparelhos celulares já é menor do que dois anos nos países-membros da OCDE. Estima-se que quase 700 milhões de celulares e 200 milhões de computadores foram vendidos em 2004 e, para cada computador vendido, um computador tornar-se-ia obsoleto.

Contudo, os países africanos e asiáticos necessitam capacitar-se em tecnologia da informação, mas não têm condições econômicas e tecnológicas para isso. Assim, esses países tornaram-se dependentes e os principais alvos desse e-lixo, por meio da importação dos equipamentos eletroeletrônicos obsoletos dos países-membros da OCDE.

Existem denúncias, porém, de que os agentes encarregados de preencher os contêineres com esses equipamentos obsoletos, normalmente os preenchem com uma quantidade **extra** de equipamentos eletroeletrônicos danificados e sem nenhuma utilidade para os países destinatários. Muitos desses contêineres repletos de equipamentos eletroeletrônicos sem utilidade para os países de origem são vendidos a peso para suprir

essa demanda por tecnologia de informação, sendo seu conteúdo comercializado para reuso nos países africanos e asiáticos (SCHMIDT, 2006).

8. APRESENTAÇÃO DOS DADOS DO COMÉRCIO INTERNACIONAL DE RESÍDUOS PERIGOSOS

A tabela 3 apresenta os maiores exportadores internacionais de resíduos perigosos no período de 1993 a 1999. Pode-se notar que apenas dez países foram responsáveis por mais de 80% do total de resíduos perigosos exportados ou gerados. Verificou-se que muitos dos grandes exportadores foram também grandes importadores, transformando-se em grandes operadores do comércio internacional de resíduos sólidos. Porém, existe dificuldade de avaliar mais profundamente essas informações que são baseadas preferencialmente nos dados agregados de resíduos perigosos constantes na base de dados da Unep, que não é totalmente confiável. Notou-se, ainda, que o total exportado difere do total importado, o que ratifica a existência de inconsistências na base de dados da Unep.

Pode-se notar que os países não-membros da OCDE tornaram-se os principais receptores dos resíduos perigosos gerados e exportados pelos países-membros da OCDE. Os dois principais fatores que justificariam essa tendência do fluxo de resíduos perigosos seriam ambientais e econômicos. A lógica econômica induziria uma busca por localidades onde os custos de tratamento e de disposição final fossem mais baixos. Por isso, países com legislações mais brandas tenderiam a receber a maior parte desses resíduos perigosos.

Na tabela 4, estão representados os principais tipos de destino dos resíduos perigosos exportados. Segundo a Unep (2002), 80% dos resíduos teriam sido recuperados: reciclados (72%) ou utilizados como combustíveis (8%). Porém, ainda

Tabela 3

Maiores Comerciantes de Resíduos Perigosos — Período de 1993 a 1999

(Em Toneladas)

Item	País	Exportação	Importação	Balanço	Total	Porcentagem de Exportação	Porcentagem de Exportação Acumulada
1	Alemanha	6.973.329	2.945.130	4.028.199	9.918.459	25,91	25,91
2	Estados Unidos	3.814.917	1.754.855	2.060.062	5.569.772	14,18	40,09
3	Países Baixos	2.457.216	1.913.256	543.960	4.370.472	9,13	49,22
4	Bélgica	2.020.086	3.249.027	-1.228.941	5.269.113	7,51	56,73
5	Canadá	1.600.116	3.060.668	-1.460.552	4.660.784	5,95	62,67
6	Suíça	1.579.720	366.913	1.212.807	1.946.633	5,87	68,54
7	França	919.683	3.283.962	-2.364.279	4.203.645	3,42	71,96
8	Federação Russa	876.120	2.445.799	-1.569.679	3.321.919	3,26	75,22
9	Ucrânia	737.544	13.390	724.154	750.934	2,74	77,96
10	República da Coreia	570.756	27.807	542.949	598.563	2,12	80,08
Total		29.660.877	32.794.791	-3.133.914			100,00

Fonte: Unep (2002).

Tabela 4
Principais Tipos de Destino

Destino Final	Total Reportado	Porcentagem	Porcentagem Acumulada	Porcentagem Relativa
Disposto				
D10 Incineração	2.152.796	36,51	36,51	7,26
D01 Disposição direta no solo	1.090.289	18,49	55,01	3,68
D09 Tratamento físico-químico	1.078.048	18,29	73,29	3,63
D05 Aterro sanitário	965.379	16,37	89,67	3,25
Total Disposto	5.895.739	100,00	100,00	19,88
Recuperação				
R04 Reciclagem de metais	8.126.201	42,10	42,10	33,73
R03 Reciclagem de orgânicos	3.240.054	16,79	58,89	13,45
R05 Reciclagem de inorgânicos	2.550.649	13,22	72,11	10,59
R01 Combustível	1.914.816	9,92	82,03	7,95
Total Recuperado	23.764.638	100,00	100,00	80,12
Total Movimentado	29.660.377			100,00

Fonte: Unep (2002).

existe grande quantidade de resíduos perigosos dispostos diretamente no solo (3,7%) ou em aterros sanitários (3,25%). A forma de apresentação de dados pela Unep sobre tipo de destinação, agregando países-membros e não-membros da OCDE, não permitiu uma análise mais aprofundada. Recomenda-se que futuros estudos tentem estratificar os dados por tipos de destino e tratamento dos resíduos de acordo com as características socioeconômicas dos países de destino.

9. ANÁLISE E DISCUSSÃO

Os dados constantes da base de movimentos transfronteiriços de resíduos sólidos da Unep mostraram que mais de 50% dos resíduos perigosos foram exportados para países não-membros da OCDE que teriam legislações ambientais mais brandas. Pode-se assumir que, devido ao baixo nível de desenvolvimento tecnológico e de infra-estrutura existente na maioria dos países receptores, boa parte desses resíduos perigosos não receberam nenhum tratamento ou receberam tratamento inapropriado, antes da disposição final, o que tornaria esses países em verdadeiros **lixões**.

Uma proposta alternativa de solução seria exigir que todos os países geradores e exportadores de resíduos perigosos incorporassem em seu ordenamento jurídico as legislações e normas internacionais sobre o tema para que pudessem participar desse tipo de comércio internacional. Essa medida também seria uma maneira de incentivar os países não-membros da OCDE a aprimorar o controle e a elaboração de suas legislações ambientais.

Segundo Lipman (2002), o custo para disposição e tratamento de resíduos perigosos nos países não-membros da OCDE seria até 40 vezes menor do que nos países-membros da OCDE. Esse baixo custo relativo dos países não-membros

da OCDE dar-se-ia, principalmente, devido a uma legislação ambiental mais complacente, à ausência de oposição pública (falta de informação quanto aos possíveis danos à saúde e ao meio ambiente) e à necessidade de garantir os ganhos socioeconômicos originados por essas atividades perigosas.

Do ponto de vista do exportador, a teoria da maximização da eficiência econômica induziria a uma busca de formas mais eficientes de tratar/dispor os resíduos sólidos perigosos, tais como desviar essas atividades para locais de menor custo operacional. Porém, a existência de forças econômicas e políticas desiguais poderia agravar situações de injustiça social e/ou ambiental. Por isso, pode-se afirmar que essa lógica econômica não implicaria, na maioria das vezes, eficiência socioambiental.

A figura 2 esquematiza o processo decisório do ponto de vista do gerador/exportador de resíduos sólidos perigosos, em que haveria duas opções de localidades para tratar/dispor: domesticamente (Local 1) ou internacionalmente (Local 2). O país ou empresa gerador/responsável de certa quantidade (Q) de resíduos perigosos a ser tratada teria a opção de tratá-los no local 1 (localmente) ou tratá-los no local 2 (exportação), em que $Q = Q_1 + Q_2$, sendo Q_1 a quantidade a ser tratada no local 1 e Q_2 a quantidade a ser tratada no local 2. O problema decisório do gerador/exportador pode ser equacionado pela seguinte pergunta: quais seriam as quantidades Q_1 e Q_2 para uma dada quantidade total Q , que minimizaria seus custos operacionais e, por conseguinte, maximizaria sua eficiência econômica?

Nesse processo decisório simplificado, considerou-se como já inclusos os custos de transporte nos respectivos custos marginais CM_1 (custo marginal para tratamento/disposição de uma tonelada de resíduo sólido perigoso no local 1), CM_2 (custo marginal para tratamento/disposição de uma tonelada de resí-

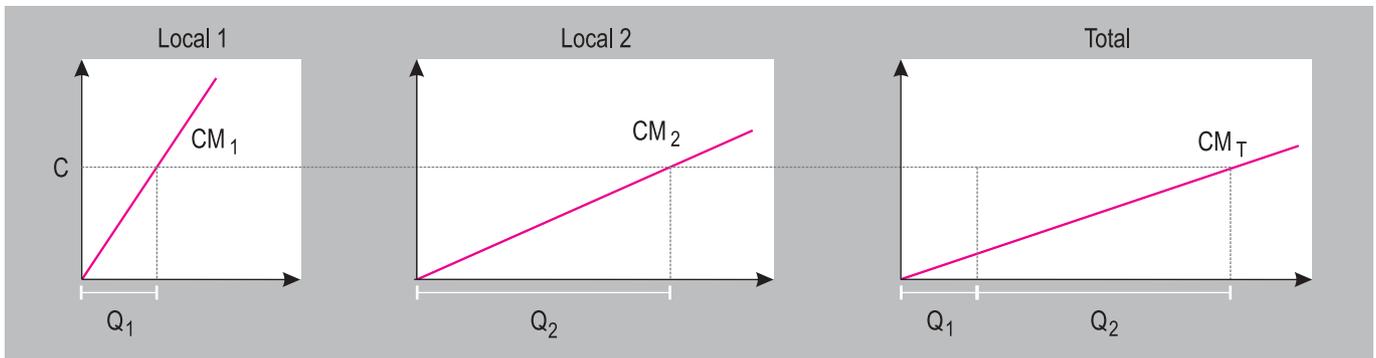


Figura 2: Processo Decisório do Ponto de Vista do Gerador/Exportador

duo sólido perigoso no local 2) e CM_T (custo marginal total para tratamento/disposição de uma tonelada de resíduo sólido perigoso considerando os locais 1 e 2).

Pode-se notar, a partir do esquema da figura 2, que o gerador/exportador reduziria seu custo operacional total para tratamento/disposição da quantidade (Q) de resíduos sólidos, utilizando os dois locais (1 e 2) para tratamento, uma vez que a curva de custo marginal total apresentaria custos marginais inferiores aos custos marginais dos locais 1 e 2 quando considerados isoladamente.

Para efeito dessa análise simplificada do processo decisório do exportador, considerou-se: o local 1 como o mesmo local de geração dos resíduos sólidos perigosos, o que na maioria das vezes, como foi mostrado neste estudo, seriam países-membros da OCDE com custos para tratamento/disposição mais elevados devido à legislação ambiental local mais restritiva; e o local 2 como sendo uma comunidade/país de menor poder socioeconômico (não-membro da OCDE) com custos para tratamento/disposição mais baixos devido à legislação ambiental local menos restritiva. Por isso, a princípio, a quantidade tratada/disposta Q_2 seria maior do que a quantidade tratada/disposta Q_1 , devido ao local 2 (Q_2) representar um custo operacional mais baixo. Ressalte-se que os custos de transporte podem ser significativos para determinar as quantidades a serem tratadas em cada localidade.

Dentro dessa lógica, seria possível avaliar o processo decisório da gestão de resíduos sólidos perigosos para tratamento/disposição no sentido de otimizar os custos operacionais individuais desse(a) país/empresa situado(a) no local 1. Para isso, bastaria que o(a) país/empresa do local 1 considerasse como externas a seu processo decisório variáveis como os custos sociais e ambientais associados ao tratamento/disposição de resíduos sólidos perigosos no local 2. Normalmente, os tomadores de decisão, a fim de maximizar seus retornos, consideram apenas os próprios custos marginais nos processos decisórios, caso não sejam forçados a agir de forma diversa.

Por outro lado, o processo decisório do ponto de vista do tratador/importador, estaria representado na figura 3, local que recebe uma quantidade (Q^*) para tratamento/disposição. As curvas indicadas seriam as de custos marginais socioambientais nos locais 1 e 2 (CM_1^* e CM_2^*) e as curvas de benefícios marginais nos locais 1 e 2 (BM_1 e BM_2). Os custos marginais CM_1^* e CM_2^* seriam diferentes dos custos marginais CM_1 e CM_2 da situação anterior, uma vez que os primeiros estariam associados aos custos socioambientais nos locais 1 e 2 receptores dos resíduos; e os segundos seriam os custos operacionais privados (empresa/país gerador) para tratar ou dispor os resíduos sólidos nos locais 1 e 2, respectivamente.

Porém, a lógica por trás da gestão de resíduos sólidos perigosos indicaria que os benefícios marginais advindos do tratamento/disposição de certas quantidades desses **males** poderiam, algumas vezes, superar os seus eventuais custos socioambientais em certas localidades. Herman Daly denominou de crescimento deseconômico essa relação comercial que resulta em impactos negativos maiores que os impactos positivos, ou seja, quando os **males** crescem mais rapidamente do que **bens**, resultando num conseqüente empobrecimento dos países (DALY, 2005).

Na figura 2, pode-se notar que os benefícios marginais de reduzir as quantidades tratadas no local 1 seriam maiores do que no local 2, uma vez que a curva de custo marginal no local 1 seria mais inclinada. Pode-se entender a construção dessa curva de benefício marginal como o custo adicional para

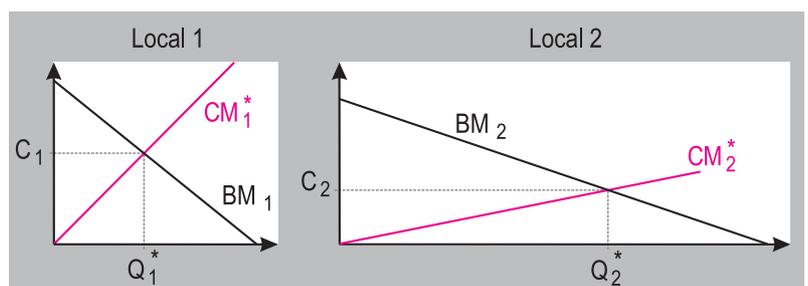


Figura 3: Processo Decisório do Ponto de Vista do Tratador/Importador

reduzir uma tonelada de quantidade a ser tratada de resíduos sólidos em determinado local (lembrando que a redução de um **mal** pode ser considerada um **bem**). Do ponto de vista do tratador/importador seria a disposição a aceitar (DAA) um aumento no risco socioambiental em troca de um aumento no benefício socioeconômico.

Utilizando-se a mesma lógica discutida na situação anterior, retratada na figura 2, em que o local 1 seria o do gerador e o local 2 uma comunidade mais pobre e com legislação mais branda, ter-se-ia que para uma oferta de resíduos sólidos perigosos total (Q) a ser tratada, considerando apenas os locais 1 e 2 nesse processo decisório, as quantidades ofertadas (Q_1 e Q_2), que seriam tratadas em cada localidade e que maximizariam o retorno do gerador/exportador, $Q = Q_1 + Q_2$, em que Q_1 seria a quantidade ofertada para ser tratada no local 1 e Q_2 a quantidade ofertada para ser tratada no local 2.

Portanto, os critérios de decisão, do ponto de vista do tratador/importador poderiam ser resumidos da seguinte forma:

Se

$Q_1 \leq Q_1^* \rightarrow$ deve-se tratar toda a quantidade ofertada Q_1 no local 1;

$Q_1 > Q_1^* \rightarrow$ deve-se tratar apenas Q_1^* , parte da quantidade ofertada no local 1;

$Q_2 \leq Q_2^* \rightarrow$ deve-se tratar toda a quantidade ofertada Q_2 no local 2;

$Q_2 > Q_2^* \rightarrow$ deve-se tratar apenas Q_2^* , parte da quantidade ofertada no local 2.

Em que Q_1^* e Q_2^* seriam as quantidades que equilibram o mercado de resíduo perigoso para o tratador/importador nos locais 1 e 2, respectivamente, ou seja, o benefício marginal é igual ao custo marginal. Deve-se tratar a quantidade adicional de resíduo sólido, desde que o benefício marginal seja maior que o custo marginal correspondente. Caso o produtor (exportador) quisesse tratar ou dispor uma quantidade acima da quantidade de equilíbrio (Q^*) em cada localidade, teria de pagar um prêmio adicional por unidade adicional que ultrapasse essa quantidade de equilíbrio de forma a compensar eventuais perdas do importador.

Observe-se que só seriam relevantes ao processo decisório do tratador/importador os custos diferenciais em que ele efetivamente incorresse, ou seja, os custos operacionais de tratamento e disposição de resíduos sólidos que fossem pagos pelo exportador não devem ser considerados.

Porém, haveria, ainda, uma variável temporal, difícil de ser desconsiderada nesse processo decisório da gestão de resíduos sólidos perigosos. Os benefícios auferidos pelas comunidades mais pobres seriam, em sua maioria, benefícios de curto prazo, que muitas vezes poderiam estar associados à própria sobrevivência das pessoas nessa comunidade. Os prejuízos (custos) socioambientais dessa mesma comunidade, advindos dessa mesma importação, poderiam ser de prazos mais longos

e, portanto, bastante depreciados em relação à necessidade de curto prazo (sobreviver).

10. CONCLUSÃO

Pela discussão feita neste estudo, o comércio internacional de resíduos perigosos para tratamento e disposição final de países-membros da OCDE para países não-membros da OCDE tenderia a maximizar a eficiência econômica desse sistema, uma vez que os custos operacionais teriam valores econômicos menores em países com salários, níveis de preço e custos legais mais baixos. Para isso, existiria a necessidade de algumas comunidades e países aceitarem (disposição a aceitar) certa quantidade de risco socioambiental a mais em troca desses benefícios socioeconômicos adicionais.

Essa disposição a aceitar (DAA) um risco socioambiental por comunidades estaria baseada no nível de risco percebido e não no risco real de danos ambientais. Porém, o comércio internacional de resíduos sólidos perigosos não é um mercado perfeito e há uma diferença muito grande na qualidade e quantidade da informação sobre os possíveis danos socioambientais advindos desses tratamentos/disposição de resíduos sólidos perigosos entre as comunidades dos países centrais e dos países periféricos. Essa diferença no nível de informação, tende a beneficiar os países exportadores devido ao processo histórico de dependência tecnológica a que os países não-membros da OCDE foram submetidos.

O maior acesso à informação poderia ser por meio de inovações em tecnologia da informação. Uma melhoria nos processos de gestão da informação teria impacto na eficiência socioambiental do comércio internacional de resíduos sólidos, uma vez que influenciaria na capacidade de fiscalização e na percepção dos riscos por parte da população. Logo, a disponibilidade de informação sobre esses riscos poderia alterar essa percepção de risco e, conseqüentemente, a disposição de aceitá-lo, principalmente entre os países não-membros da OCDE.

Uma forma simplificada de estimar a função disposição a aceitar (DAA) poderia ser feita da seguinte forma: $DAA(q_0, q_1) = f(q_0, q_1, x, y, z \dots) = f(q_0, q_0 + \Delta q, x, y, z \dots) \rightarrow$ em que q_0 = risco socioambiental inicial e $q_1 = q_0 + \Delta q$ = risco socioambiental após o tratamento/importação de resíduos sólidos perigosos; $x, y, z \dots$ seriam variáveis (a serem definidas na construção do modelo) que influenciam a função DAA (KOLSTAD, 2000).

Essa força da lógica econômica do comércio internacional de resíduos sólidos perigosos foi retratada em um memorando interno do economista-chefe do Banco Mundial, Lawrence H. Summers, que teve grande repercussão no início da década de 1990. Nesse documento, Summers sustentava que muitos países menos desenvolvidos estavam com poluição de menos e que as indústrias poluidoras deveriam ser encorajadas a lá se instalarem. Ele afirmou, ainda, que a lógica econômica de se destinarem resíduos sólidos perigosos para países com custos

diferenciais de disposição inferiores (por exemplo, baixos salários e reduzido controle) era impecável e deveria ser estimulada. O Banco Mundial não demorou em se retratar dessas afirmações, declarando que não refletiam a opinião da instituição e que Lawrence Summers já havia se retratado (NYT, 1992).

Contudo, devido às dificuldades para análise do efeito-distribuição de uma política ambiental, uma simples compensação entre custos e benefícios pode não ser suficiente para tornar uma política eficiente. Isso quer dizer que não bastaria que os países exportadores de resíduos sólidos perigosos compensem os países importadores financeiramente, uma vez que esse ato de compensar pode não ser suficiente para os países exportadores internalizarem todas as externalidades geradas nesse comércio internacional.

A partir da discussão apresentada neste estudo, concluiu-se que ainda não é possível eliminar por completo o comércio internacional de resíduos perigosos, pois existem países que dependem dessa matéria-prima para sustentar suas economias. Contudo, esse tipo de comércio pode gerar algumas desigualdades socioambientais, que seriam imprescindíveis para manter a sociedade nos moldes atuais.

No entanto, o risco socioambiental adicional que cada comunidade ou país estaria disposto a aceitar (DAA) em troca de certas compensações socioeconômicas deve ser equilibrado e controlado por legislação, de forma a garantir o equilíbrio dessas desigualdades de modo a tornar a sociedade, como um todo, mais justa. Essa disposição a aceitar, como já foi discutido neste estudo, é diretamente influenciada pela qualidade e quantidade de informação disponível. Logo, uma política pública ambiental para ser eficiente deve, também, contemplar mecanismos visando a equalização do nível de conhecimento entre os países.

Assim sendo, conseguir-se-ia elaborar legislações que possam exercer um controle mais vigoroso sobre qualquer migração de danos ambientais, de forma a comprometer os países e as empresas responsáveis pela geração desses resíduos sólidos perigosos com uma gestão social e ambientalmente mais segura e saudável durante todo o seu ciclo de vida (da geração à disposição final). Para isso, seria necessário criar mecanismos que estimulassem a internalização dos custos sociais e ambientais nos processos decisórios de todos os atores sociais envolvidos, o que não acontece na Convenção da Basileia. ◆

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADEOLA, F.O. Cross-national environmental injustice and human rights issues. *American Behavioral Scientist*, Louisiana, USA, v.43, n.4, p.686-706, Jan. 2000.
- ARNOLD, F.S.; FORREST, A.S.; DUJACK, S.R. *Environmental protection: is it bad for the economy?* Washington, DC, USA: Environmental Law Institute, 1999.
- ARNOLD, M.; NEUBERT, B. *Competitiveness project summary*. Washington, DC: The Management Institute for Environment and Business, 1997.
- ATLAS, M. Few and far between? An environmental equity analysis of the geographic distribution of hazardous waste generation. *Social Science Quarterly*, North Carolina, USA, v.83, n.1, p.365-378, Mar. 2002.
- BASEL ACTION NETWORK (BAN). *Exporting harm*. The high-tech trashing of Asia. China: BAN, Feb. 2002.
- _____. *The digital dump*. Exporting re-use and abuse to Africa. China: BAN, Oct. 2005.
- BOERNER, C.; LAMBERT, T. Environmental injustice. *Public Interest*, USA, n.118, p.61-82, Winter 1995.
- CLAPP, J. *Toxic exports: the transfer on hazardous wastes from rich to poor countries*. USA: Cornell University Press, 2001.
- DALY, H.E. Sustentabilidade em um mundo lotado. *Scientific American Brasil*, Brasil, v.41, n.4, p.92-99, out. 2005.
- DASGUPTA, S.; LAPLANTE, B.; MAMINGI, N. *Pollution and capital market in developing countries*. USA: World Bank, 1997.
- FRANKFORT-NACHMIAS, C.; NACHMIAS, D. *Research methods in the social sciences*. 4th ed. New York: St. Martin Press, 1992.
- GUASCH, J.L.; HAHN, R.W. The costs and benefits of regulation: implications for developing countries. *The World Bank Research Observer*, UK, v.14, n.1, p.137-158, Feb. 1999.
- HOFFMAN, A.J.; GILLESPIE, J.; MOORE, D.; WADE-BENZONI, K.A.; THOMPSON, L.; BAZERMAN, M. H. A mixed-motive perspective on the economics versus environment debate. *American Behavioral Scientist*, California, USA, v.42, n.8, p.1254-1276, 1999.
- HSING, H.J.; WANG, F.K.; CHIANG, P.C.; YANG, W.F. Hazardous wastes transboundary movement management: case study in Taiwan. *Resources Conservation & Recycling*, Netherland, v.40, n.4, p.304-328, 2004.
- JAFFE, A.B.; PETERSON, S.R.; PORTNEY, P.R.; STAVINS, R.N. Environmental regulation and competitiveness of U.S. manufacturing: what does the evidence tell us? *Journal of Economic Literature*, USA, v.XXXIII, n.33, p.132-163, Mar. 1995.
- JORGENSEN, D.W.; WILCOXEN, P.J. Environmental regulation and U.S. economic growth. *RAND Journal of Economics*, USA, v.21, n.2, p.314-340, 1990.
- KOLSTAD, C.D. *Environmental economics*. UK: Oxford University Press, 2000.
- LIPMAN, Z. A dirty dilemma: the hazardous waste trade. *Harvard*

- International Review*, MA, USA, v.23, n.4, p.67-71, Winter 2002.
- MANAGI, S.; OPALUCH, J.J.; DIO, J.; GRIGALUNAS, T.A. *Environmental regulations and technological change in the offshore oil and gas industry: rethinking the Porter hypothesis*. USA: Environmental Protection Agency, 2002.
- MANI, M.; PARGAL, S; HUQ, M. *Does environmental regulation matter?* Washington, DC, USA: World Bank, 1996.
- NEW YORK TIMES (NYT). *Furor on memo at World Bank*, Feb 7, 1992.
- ORGANIZAÇÃO DE COOPERAÇÃO PARA O DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OCDE). *Environmental outlook*. OCDE, 2001.
- _____. *Environmental strategy*. 2004 review of progress. OCDE, 2004a.
- _____. *Environment and distributional issues: analysis, evidence and policy implications*. ENV/EPOC/WPNEP(2003)12/FINAL, 2004b.
- _____. *The distributional effects of environmental policy*. In: SERRET, Y.; JOHNSTONE, N. OCDE, 2006.
- REPETTO, R. *Jobs, competitiveness and environmental regulation: what are the real issues?* Washington, DC: World Resources Institute, 1995.
- SCHMIDT, C.W. *Unfair trade. E-waste in Africa*. *Environmental Health Perspectives*, USA, v.114, n.4, p.232-235, Apr. 2006.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM (UNEP). *Global trends in generation and transboundary movements of hazardous wastes and other wastes*. Switzerland: Unep, 2002.
- _____. *E-waste, the hidden side of IT equipment's manufacturing and use*. Switzerland: Unep, 2005.
- VARIAN, H.R. *Microeconomia: princípios básicos*. 2.ed. Brasil: Campus, 1994.
- WAGNER, M.; VAN PHU, N.; AZOMAHOU, T.; WEHRMEYER, W. *The relationship between the environmental and economic performance of firms: an empirical analysis of the european paper industry*. *Responsibility and Environmental Management*, USA, v.9, n.3, p.133-146, Sept. 2002.
- WALLEY, N.; WHITEHEAD, B. *It is not easy being green*. *Harvard Business Review*, USA, v.72, n.3, p.46-52, 1994.

Economic and environmental (in)efficiency of the Basel Convention

Softening environmental regulation in non-OECD countries resulted in increasing environmental damages in these countries. In recent years, more than 50% of transboundary hazardous waste movements went to non-OECD countries, which might have fragile environmental regulations. Most of this waste was disposed in dumps and/or landfills with no treatment, which might cause serious problems and harms to the health and environment in surrounding areas. The purpose of this study was to analyze the efficiency of the Basel Convention as the major regulation in controlling the international trade of hazardous solid waste among countries covered by the Convention. This study used data from the United Nations Environment Program (UNEP) database. This study analyzed the solid waste international trade from the exporter and importer perspectives, relating to the economic and environmental efficiency of waste treatment and disposal.

Uniterms: hazardous waste trade, Basel Convention, economic efficiency.

(In)Eficiencia económica y ambiental del Convenio de Basilea

La globalización ha provocado una reducción en las exigencias ambientales de los países que no forman parte de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), paralelamente, se han endurecido las legislaciones ambientales en los países miembros de la OCDE, lo que dio lugar a un aumento en el desplazamiento de daños socioambientales. Se observó que más del 50% de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos tuvieron como destino países no miembros de la OCDE, que tendrían legislaciones más débiles. Además, gran parte de estos residuos seguramente no recibió tratamiento adecuado antes de la disposición final, lo que convertiría los países receptores en auténticos vertederos. El objetivo de este trabajo fue estudiar los diferentes aspectos relacionados con la eficiencia del Convenio de Basilea como instrumento regulador del comercio internacional de residuos sólidos peligrosos. Para ello, se buscó analizar la lógica del proceso decisorio de dicho comercio entre los países participantes del Convenio de Basilea. Se utilizó como fuente de datos secundarios la base de datos del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP). En este análisis, se buscó evaluar los mecanismos que conducirían a la eficiencia económica y ambiental desde la perspectiva del exportador y del importador, en lo que concierne al tratamiento y a la disposición final de los desechos sólidos peligrosos.

Palabras clave: comercio de residuos sólidos, Convenio de Basilea, eficiencia económica.