Uso de Instrumentos Económicos en la Política Ambiental

Análisis de Casos para una Gestión Eficiente de la Contaminación en Chile

"USO DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN LA POLITICA AMBIENTAL:
Análisis de Casos para una Gestión Eficiente de la Contaminación en Chile".

Publicación de la Comisión Nacional del Medio Ambiente
Obispo Donoso 6 Fax: (56-2) 244 12 62
Santiago, Chile.

Editores:
Nicola Borregaard
Edmundo Claro
Soledad Larenas

Primera Edición de 600 ejemplares, 1995.

Inscripción N° 93.628

Diseño y Diagramación: José Miguel Cariaga

Financiamiento:
Agencia de los Estados Unidos
para el Desarrollo Internacional (USAID)

Apoyo Técnico:
World Resources Institute (WRI)

Impresión: Alfabeta Impresores.
Lira 140, Santiago, Chile.

Derechos Reservados para los autores.
Prohibida su reproducción no autorizada, parcial o total,
fotografías, microfilms, sistema laser, etc.

Impreso en Chile/Printed in Chile

Uso de Instrumentos Económicos en la Política Ambiental

Análisis de Casos para una Gestión Eficiente de la Contaminación en Chile

Editores:
Nicola Borregaard
Edmundo Claro
Soledad Larenas

3

AGRADECIMIENTOS

Como es natural, en la elaboración de este libro concurrieron esfuerzos e iniciativas provenientes de muchas personas. En vista de lo anterior, los siguientes agradecimientos serán parciales e injustos. Es importante comenzar destacando a quienes asistieron a los talleres, ya que contribuyeron de manera importante en los contenidos de este volumen. También, es necesario resaltar la excelente labor cumplida por Bernardita Aldunate, quien en conjunto con Marión Hernández, estuvo a cargo de la organización del seminario-taller y de los aspectos financieros del proyecto. Por su parte, Aldo Rossi coordinó la publicación y aportó importantes comentarios en la edición de este libro. Los servicios de Mónica Ríos y Claudio Quiroz resultaron fundamentales en la traducción de los textos enviados por los especialistas extranjeros. De manera similar, José Miguel Cariaga dirigió las labores de diagramación e impresión. Por último, es importante destacar a Leonel Sierralta y Juan Pablo Cerda quienes brindaron el apoyo requerido para la realización del seminario-taller y la posterior edición de este libro.

PRESENTACION

Velar por un medio ambiente libre de contaminación es una de las prioridades que la Constitución Política de Chile establece dentro de las funciones del Estado. Al igual que el resto de los propósitos ambientales, éste debe perseguirse dentro de un contexto de equidad social y transparencia en la gestión pública. Por su parte, las medidas tendientes al logro de dichos objetivos deben permitir la generación de las condiciones básicas que hagan compatible el proceso de crecimiento económico con la protección y desarrollo de nuestro medio ambiente.

En este sentido, el rol activo entregado al Estado en materias ambientales lo impulsa a implementar una gestión ambiental moderna y eficiente, la cual debe ser capaz de utilizar mecanismos de mercado para el logro de las metas ambientales. Para tal efecto, la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), apoyada por el Instituto de los Recursos Mundiales (WRI) y la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), realizó en julio de 1995 el seminario-taller "Uso de instrumentos económicos en la política ambiental de Chile". En aquella ocasión se dieron cita expertos provenientes de agencias internacionales, universidades, instituciones públicas, empresas privadas y organismos no gubernamentales.

Dicha reunión se enmarcó dentro de los esfuerzos de CONAMA destinados al diseño de una política ambiental nacional. De manera especial se destacó el interés que en gran parte del mundo ha despertado la incorporación de criterios económicos en la gestión ambiental pública. En Chile, lo anterior se ha visto reflejado en la creación de la Unidad de Economía Ambiental al interior de CONAMA en noviembre de 1994. En este sentido, tanto el seminario-taller arriba descrito como el presente libro apuntan hacia similar dirección: discutir, analizar y evaluar los potenciales beneficios sociales, económicos y ambientales que brindaría el uso de instrumentos económicos en la gestión ambiental pública chilena.

Si bien existe conocimiento de la potencialidad de utilizar instrumentos económicos en diversas áreas de la gestión ambiental nacional, como un primer paso en la incorporación de estos elementos en nuestra políticas ambientales, este trabajo estuvo mayoritariamente centrado en las tareas de descontaminación. Con el fin de lograr una perspectiva más completa, este libro comienza examinando experiencias llevadas a cabo en otros países. En este aspecto es importante destacar que los contextos históricos, culturales, ambientales y socieconómicos difieren enormemente de un país a otro, lo que hace imposible la transferencia cabal de estas experiencias al caso chileno. De esta forma, a continuación se exhiben los desarrollos de talleres específicos para el caso chileno, los cuales ponen de manifiesto tanto las oportunidades que estos instrumentos proporcionan como las dificultades existentes para su aplicación.

Queremos destacar los esfuerzos que hicieron posible tanto el seminario-taller como el presente libro. La organización de tales esfuerzos estuvo a cargo de la Comisión

Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) y del Instituto de los Recursos Mundiales (WRI). De manera particular queremos destacar el respaldo brindado por la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), y en especial la de su representante en Chile, Tom Nicastro, y la de su Coordinador de Proyectos en Chile, Juan Carlos Díaz. Los esfuerzos desplegados por estas tres instituciones permitió, por un lado, generar un importante volumen de información relativo al uso de instrumentos económicos en la gestión ambiental pública y, por el otro, su correspondiente difusión a un público más amplio que el concurrido al seminario-taller arriba descrito.

De manera especial agradecemos la valiosa cooperación por parte de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), ya que facilitó sus dependencias en Santiago para el desarrollo del seminario-taller "Uso de instrumentos económicos en la política ambiental de Chile", sin el cual este libro no habría sido posible.

También queremos dar gracias a todos aquellos que de una u otra forma hicieron posible la elaboración de esta publicación: expositores extranjeros y nacionales, coordinadores de talleres, asistentes a talleres, personal de apoyo, organizadores, etc.

En vista del escaso material disponible en nuestro país, se espera que esta publicación contribuya de manera significativa a la incorporación de criterios económicos en la confección de futuras políticas ambientales nacionales.

VIVIANNE BLANLOT
Directora Ejecutiva
COMISION NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

PROLOGO

Actualmente el continente americano está experimentando profundos cambios al interior de sus gobiernos. Estos son motivados por la creciente globalización de la economía mundial, la preponderancia de las actividades reguladoras de la actividad económica y la continuación de los procesos de democratización.

De manera considerable, todas estas tendencias han afectado el campo de la política ambiental. Así, en esta área se persiguen objetivos tales como la implementación de instrumentos y políticas que obliguen a los contaminadores a pagar por los daños ambientales de su responsabilidad y permitan la toma de decisiones de manera descentralizada, respondiendo de este modo a los requerimientos de la sociedad civil y los mercados. Durante la última década el diseño y la utilización de instrumentos económicos nuevos -tarifas sobre emisiones contaminantes, permisos transables, precios marginales e impuestos verdes- han surgido en respuesta a esta búsqueda.

Los trabajos elaborados para este volumen imparten lecciones importantes sobre las condiciones y requisitos necesarios para el uso de instrumentos de mercado en la gestión ambiental. Ellos analizan los resultados concretos que han generado a partir del uso de estos instrumentos a nivel tanto internacional como nacional. De este modo, esta experiencia representa un esfuerzo importante dentro de la deliberación sobre políticas apropiadas para la gestión ambiental en Chile y gran parte de Latinoamérica.

WALTER ARENSBERG
Subdirector
Centro para el Desarrollo Internacional
y el Medio Ambiente
INSTITUTO DE LOS RECURSOS MUNDIALES
Washington, DC, EUA.

INDICE

INTRODUCCION 13

PARTE I

CAPITULO 1
INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN LA POLITICA AMBIENTAL 25
Joaquín Vial

CAPITULO 2
EL INSTRUMENTO ECONOMICO APROPIADO PARA LA TAREA APROPIADA:
EL CASO DE LOS COBROS POR CONTAMINACION
Y LOS PROGRAMAS DE INFORMACION 30
Roger C. Dower

CAPITULO 3
USO DE INTRUMENTOS ECONOMICOS EN LAS POLITICAS
AMBIENTALES EUROPEAS 49
Volkmar J. Hartje

CAPITULO 4
USO DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS PARA EL CONTROL
DE LA CONTAMINACION EN PAISES NO PERTENECIENTES A LA OCDE:
EXPERIENCIAS SELECCIONADAS 76
Joachim von Amsberg

CAPITULO 5
USO DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS
EN LA POLITICA AMBIENTAL CHILENA 112
Volkmar J. Hartje, Karin Gauer y Alberto Urquiza

PARTE II

CAPITULO 6
TALLER: INSTRUMENTOS PARA LA GESTION Y CONTROL
DE LA CONTAMINACION HIDRICA EN CHILE 131
Expositor y Coordinador: Baldomero Sáez

CAPITULO 7
TALLER: DEFINICION DE PROPUESTAS PARA EL ESTUDIO
Y LA IMPLEMENTACION DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS
EN LA POLITICA AMBIENTAL ATMOSFERICA DE CHILE 149
Expositor y Coordinador: Ricardo A. Katz

CAPITULO 8
TALLER: EL USO DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACION: EL CASO DE LOS RESIDUOS SOLIDOS INSDUSTRIALES 163
Expositor y Coordinador: José Miguel Sánchez

CAPITULO 9
TALLER: EL USO DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS INTEGRALES EN LA GESTION AMBIENTAL CHILENA 182
Expositora y Coordinadora: Nicola Borregaard

CONCLUSIONES 193

INTRODUCCIÓN

La relación entre los sistemas económicos y ambientales ha sido fuente de diversos y abundantes estudios en el último tiempo. Esto se debe principalmente a la noción que asocia crecimiento económico con deterioro ambiental, lo que ha inducido a que la mayoría de las investigaciones estén concentradas en las incompatibilidades entre ambos sistemas. Sin embargo, y a pesar de que lo anterior es necesario para diversos frentes de la actividad económica nacional, al mismo tiempo se han desarrollado criterios comunes en cuanto a la necesidad de analizar y proponer formas de desarrollo que armonicen economía y medio ambiente.

En este sentido, si bien el concepto de desarrollo sustentable es fuente de diversas interpretaciones, creemos que permite integrar los objetivos tanto económicos como ambientales de Chile. La Ley de Bases del Medio Ambiente, promulgada en marzo de 1994, define desarrollo sustentable de la siguiente manera: "el proceso de mejoramiento sostenido y equitativo de la calidad de vida de las personas, fundado en medidas apropiadas de conservación y protección del medio ambiente, de manera de no comprometer las expectativas de las generaciones futuras". El logro de un desarrollo capaz de compatibilizar los objetivos ambientales con los económicos requiere de diversos esfuerzos.

Uno de ellos corresponde a la incorporación de criterios económicos a la gestión ambiental pública. Estos criterios están siendo integrados a través del desarrollo de nuevas técnicas de contabilidad macroeconómica, de modelos que integran los flujos monetarios a los materiales y energéticos, de herramientas económicas de valorización, de instrumentos económicos que utilizan los mecanismos de mercado para el logro de los fines ambientales, etc. Si bien se estima que todo este tipo de iniciativas requiere de mayores esfuerzos de investigación y aplicación, el presente libro ha sido orientado hacia el uso de instrumentos económicos en la gestión de la contaminación en Chile.

Tradicionalmente la gestión ambiental ha estado dominada por la utilización de herramientas conocidas como de comando y control (estándares tecnológicos, normas de emisión, etc.). Sin embargo, debido a los altos costos sociales asociados a su uso y al alto grado de burocratización requerido para su implementación, el dominio de éstas ha ido abriendo espacios para el uso complementario de instrumentos económicos.

Lo anterior se debe a que los instrumentos económicos permiten a las fuentes contaminantes mayores grados de flexibilidad en el cumplimiento de las regulaciones ambientales. Aquellas con menores costos de abatimiento de la contaminación tenderán a reducirla en mayor proporción que aquellas con altos costos, minimizándose de esta forma los gastos agregados de las fuentes en el logro de los objetivos ambientales. Además, por medio del traspaso de gran parte de las tareas de gestión ambiental al sector privado, la utilización de instrumentos económicos permite una gestión ambiental pública más ágil en su administración y fiscalización.

De esta forma, dentro del contexto de la gestión pública nacional, en la cual la asignación eficiente de los recursos es de suma importancia tanto para el desarrollo económico interno del país como para su competitividad en los mercados de exportación, los instrumentos económicos se presentan como una alternativa económicamente eficiente en la obtención de los objetivos ambientales. Es más, dado que este tipo de instrumentos se vale de los mecanismos de mercado para su implementación, se espera que en una época fuertemente estructurada en torno a consideraciones de mercado, los instrumentos económicos sean social y políticamente aceptados sin mayor oposición por parte de las fuentes contaminantes.

LA POLITICA AMBIENTAL NACIONAL

La política ambiental nacional y la Ley de Bases del Medio Ambiente están inspiradas en seis principios fundamentales: preventivo, quien contamina paga, gradualismo, de la reponsabilidad, participativo y de la eficiencia. Si bien se consideran de relevancia todos estos principios, tres de ellos entregan un mandato implícito al uso de instrumentos económicos: el principio preventivo, el principio de quien contamina paga y el principio de la eficiencia:

- El principio preventivo apunta a evitar que se produzcan problemas ambientales en el futuro. De este modo, debido a la existencia de instrumentos económicos capaces de incentivar el control de los problemas de contaminación con anticipación a su ocurrencia, se considera que ellos apoyan consistentemente este principio.

- El principio de quien contamina paga apunta a que el responsable de la contaminación pague los costos sociales totales que conlleva la actividad que está desarrollando. De esta forma, este principio está íntimamente ligado a los instrumentos económicos, ya que comparte uno de sus objetivos principales: lograr mediante la internalización de los costos ambientales que los precios reflejen los verdaderos costos de la producción.

- Por último, el principio de la eficiencia apunta a enfrentar los problemas ambientales de manera eficiente en términos económicos. Los instrumentos económicos coinciden en sus objetivos plenamente con este principio, ya que sus características de flexibilidad persiguen precisamente lo anterior: el logro de los objetivos ambientales al menor costo social posible.

En consideración de los principios arriba descritos y de la política de desarrollo basada en las exportaciones, la implementación de instrumentos económicos aparece como un mandato amplio e implícito a ser cumplido por parte de las autoridades públicas en la gestión ambiental nacional. Por otra parte, en la Ley de Bases del Medio Ambiente se contempla el uso de instrumentos económicos de manera explícita sólo

dentro de los Planes de Prevención y Descontaminación. Tal como estipula el Artículo 47 de dicha ley, "Los planes de prevención o descontaminación podrán utilizar, según corresponda, los siguientes instrumentos de regulación o de carácter económico: a) Normas de emisión; b) Permisos de emisión transables; c) Impuestos a las emisiones o tarifas a los usuarios, en los que se considerará el costo ambiental implícito en la producción o uso de ciertos bienes o servicios, y d) Otros instrumentos de estímulo a acciones de mejoramiento y reparación ambientales."

Bajo esta perspectiva, los instrumentos económicos son visualizados como complementarios al uso de instrumentos de comando y control. Sin embargo, existen otros instrumentos económicos que son aplicables en contextos más amplios que los explicitados por la Ley de Bases del Medio Ambiente. Las auditorías ambientales, los sistemas de información y los incentivos y desincentivos al uso de ciertos productos son ejemplos que deben ser considerados como elementos de una gestión ambiental integral.

En este sentido, con el financiamiento de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), la Unidad de Economía Ambiental de CONAMA y el Instituto de los Recursos Mundiales (WRI) organizaron en julio de 1995 la realización del seminario-taller "Uso de instrumentos económicos en la política ambiental de Chile". Mediante la recopilación de las exposiciones y sesiones desarrolladas durante dicha reunión, en la cual participaron diversos especialistas tanto nacionales como extranjeros, el presente trabajo busca analizar aspectos relativos al uso de instrumentos económicos en la gestión de la contaminación en Chile.

LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN LA GESTION AMBIENTAL

En términos generales, la gestión ambiental pública puede ser dividida en dos etapas: la primera busca identificar y determinar los niveles de protección ambiental deseados, mientras que la segunda persigue alcanzar las metas dispuestas en la etapa anterior. Para los problemas de contaminación, las decisiones tomadas durante la primera etapa generalmente corresponden a una combinación de criterios políticos, científicos y económicos, entre otros. En este sentido, a ciertos instrumentos económicos, tales como técnicas de valorización, análisis de costo/beneficio y de costo/efectividad, etc., les corresponde un papel importante en esta fase de la gestión ambiental. Sin embargo, debido a la dificultad de determinar los niveles de protección ambiental con exactitud, es común no fijar metas de protección precisas, sino sólo determinar los sentidos hacia donde debe apuntar la gestión ambiental.

En la segunda etapa de la gestión de la contaminación, los instrumentos económicos tienden a ser más utilizados que en la primera. Esto se debe a que ellos, al menos teóricamente, corresponden a la alternativa más eficiente en términos económicos para impulsar la implementación de las medidas acordadas durante la primera etapa. A través de la correcta asignación de precios a los bienes ambientales y la internalización de los respectivos costos, se espera que el uso de instrumentos económicos refleje el verdadero valor del medio ambiente en las decisiones del mundo real, y así se logre alcanzar las metas ambientales al menor costo social posible.

Esta asignación de precios es fundamentalmente realizable de tres maneras. La primera es cambiar los precios relativos en mercados ya existentes a través de cobros a las actividades contaminantes (impuestos a las emisiones, impuestos a los productos, tarificación de los servicios de agua potable, etc.). La segunda corresponde a crear mercados para la emisión de contaminantes a través de la emisión de permisos, o cuotas, los que luego son transferibles entre las distintas fuentes de contaminación. Por su parte, la tercera corresponde a mantener adecuadamente informados tanto a los consumidores como productores de las consecuencias ambientales de sus compras y productos, lo que se logra a través de la implementación de sistemas de información que utilizan los mercados para influir en las decisiones de ambos agentes de la actividad económica.

Si bien el debate acerca de las ventajas y desventajas, tanto teóricas como prácticas, de la utilización de instrumentos económicos en la gestión ambiental puede abordarse desde diversas perspectivas, se estima que estas discusiones están bien representadas a lo largo de los capítulos que siguen en esta publicación. De este modo, a continuación se presenta la estructura de este volumen a través de breves resúmenes de cada uno de sus capítulos.

ESTRUCTURA DE ESTE VOLUMEN

Durante el último tiempo, una parte de la discusión acerca de las políticas ambientales nacionales ha sido desarrollada en torno al rol de los instrumentos económicos. En forma paralela, el uso de estos instrumentos en las políticas ambientales ha ido aumentando en gran parte del resto del mundo. De este modo, el seminario-taller "Uso de instrumentos económicos en la política ambiental de Chile" persiguió investigar lo ocurrido en otras economías con el uso de estas herramientas, para así incorporar estas experiencias en las tareas de descontaminación nacionales.

De este modo, de igual forma que el seminario-taller, este libro está dividido en dos partes:

- La primera corresponde a las **ponencias** vertidas durante dicho seminario-taller por expertos nacionales y extranjeros. Esta sección examina la aplicación de diversos instrumentos económicos en Estados Unidos, Europa y diversos países en desarrollo, incluido Chile. De esta forma, este material contribuye con experiencias diversas acerca del uso de este tipo de herramientas, aportando así criterios más amplios para el diseño de la política ambiental nacional.

- La segunda parte aborda los problemas de contaminación en Chile a través de **talleres** específicos, basados en un enfoque que diferencia entre medios, y no entre industrias o sectores de la economía. De esta forma, a través del análisis de algunos instrumentos económicos, se abordan los problemas de contaminación hídrica, atmosférica y de residuos sólidos. De forma complementaria, esta parte termina con la exposición del taller de instrumentos integrales.

Ponencias: experiencias con el uso de instrumentos económicos

Introducción a los instrumentos económicos

La primera parte de este libro comienza con un artículo escrito por **Joaquín Vial**, quien realiza una introducción al tema de la utilización de instrumentos económicos en la política ambiental. Este capítulo argumenta que a pesar de la tardía incorporación de este tipo de instrumentos a la gestión ambiental, hoy existe consenso de su optimalidad con respecto a medidas más rígidas, tales como las de comando y control. A continuación se distinguen diferentes tipos de instrumentos, destacando sus virtudes, requerimientos, y las correspondientes oportunidades de su aplicación. Posteriormente, el artículo se refiere a las críticas y limitaciones de estos instrumentos, explicando que su uso requiere de una capacidad fuerte de monitoreo y una institucionalidad apropiada para su funcionamiento. Para terminar, el expositor explica que debido a que los requerimientos ambientales no son estáticos en el tiempo, no debemos remitirnos a sólo un tipo de instrumentos de regulación ambiental, sino que por el contrario, debemos estar abiertos a utilizar una variada gama de herramientas.

La experiencia de Estados Unidos

El segundo capítulo, escrito por **Roger C. Dower**, revisa la experiencia de Estados Unidos con el uso de instrumentos económicos para problemas de contaminación. Si bien confirma los beneficios tanto económicos como ambientales de utilizar este tipo de instrumentos, el artículo destaca que el entusiasmo en torno a ellos ha estado preferentemente centrado en los sistemas de permisos de emisión transables, dejando de lado una variada gama de instrumentos que pueden ser aplicados a un amplio espectro de problemas ambientales. De este modo, el objetivo de esta ponencia es doble: en primer lugar busca destacar el rango completo de los instrumentos económicos que pueden ser aplicados en problemas de índole ambiental, enfatizando que cada problema en particular requiere de una solución específica; en segundo lugar, exponer la experiencia de los Estados Unidos en el uso de dos tipos de instrumentos económicos: cobros por contaminación y programas de información, instrumentos que presentan significativos beneficios económicos y ambientales en ciertas circunstancias, y que no han sido suficientemente promocionados.

La experiencia de Europa

Volkmar J. Hartje, realiza un recorrido por las experiencias europeas relativas al uso de instrumentos económicos en las políticas ambientales. Esta ponencia comienza enfatizando las diferencias entre las aproximaciones teóricas en el uso de instrumentos económicos y sus aplicaciones prácticas, dando a entender que los beneficios reales no han correspondido a lo esperado con anterioridad a la aplicación de los instrumentos. A continuación, este capítulo se refiere al grado de utilización de los instrumentos económicos en las políticas ambientales de Europa. La ponencia muestra que si bien

los cobros por emisión son utilizados en gran medida en el continente europeo, los permisos transables han sido implementados sólo en una ocasión. Luego, el artículo clasifica las diferentes experiencias con instrumentos económicos realizadas en Europa de acuerdo a la efectividad de éstos como incentivos financieros, categorizándolas en cuatro niveles. De manera más detallada, se exponen los casos de cobros por efluentes líquidos en Alemania y Francia, destacándose la importancia de los contextos regulatorios en el funcionamiento de estos instrumentos. El artículo finaliza argumentando que si bien la aplicación de instrumentos económicos en la gestión de la contaminación en Europa está lejos del óptimo teórico, la situación actual debe considerarse como un buen punto de partida para implementaciones futuras más exitosas.

La experiencia de los países en desarrollo

El capítulo cuarto está dedicado a revisar la experiencia con instrumentos económicos en los países en desarrollo, para lo cual se tomaron ejemplos de Asia Oriental, Europa Oriental, y Latinoamérica. En él, **Joachim von Amsberg** muestra que estas herramientas han sido muy poco utilizadas en las políticas ambientales de estos países. Sin embargo, lo anterior no impide al autor rescatar valiosas conclusiones. El artículo comienza con un análisis conceptual de una amplia variedad de instrumentos económicos aplicables al control de la contaminación. Luego se describen varios ejemplos de su utilización en los continentes arriba mencionados, para posteriormente terminar con una exposición de las lecciones que estas experiencias brindan. En términos generales, se concluye que para el logro de una exitosa implementación de instrumentos económicos, es importante diseñar de manera detallada cada instrumento, tomando especial consideración de los aspectos relativos a la implementación, la asignación de responsabilidades y los costos involucrados. Por otra parte, se resalta que estos instrumentos no constituyen una panacea para resolver los problemas ambientales, sino que corresponden a una herramienta más dentro del conjunto de regulaciones ambientales, destacándose que su aplicación debe complementar, y no sustituir, las medidas de tipo administrativo o regulaciones de tipo "comando y control".

La experiencia de Chile

La primera parte de esta publicación finaliza con una revisión de los instrumentos económicos utilizados en Chile, desarrollada por **Volkmar J. Hartje**, **Karin Gauer** y **Alberto Urquiza**. En este artículo los instrumentos económicos son considerados de manera más amplia que lo común. De este modo, además de referirse a aquellos diseñados para combatir la contaminación, se incluyen los derechos de propiedad sobre algunos recursos naturales y la tarificación de servicios públicos que tienen una dimensión ambiental. Dentro de éstos últimos, argumenta que Chile es uno de los pocos países en el mundo que cuenta con un sistema de tarificación en base a costos marginales para el suministro de agua potable y la recolección de aguas servidas, y el único país en desarrollo que posee un sistema de derechos de agua transferibles. El artículo también revisa los permisos transables para emisiones de material particulado por fuen-

tes fijas, y la subasta de derechos para buses urbanos. A continuación se reflexiona acerca del rol de estos instrumentos en la política ambiental chilena, estimándose que a pesar de las favorables condiciones presentes en Chile, el uso de este tipo de herramientas ha sido limitado. Para finalizar, los expositores se refieren al uso de instrumentos económicos como un elemento dentro de la cooperación técnica entre países.

Talleres: potenciales usos de los instrumentos económicos en los problemas de contaminación de Chile

La segunda parte de este libro expone lo acontecido en los talleres. Estos capítulos están divididos en dos partes:

- Comienzan con ponencias por parte de los coordinadores, las cuales se centran en propuestas de políticas e instrumentos económicos para los problemas de contaminación nacionales.

- Luego se da paso a las discusiones y proposiciones desarrolladas durante los talleres, las que fueron escritas por los editores en base a grabaciones tomadas durante dichas ocasiones, más el apoyo de los coordinadores y algunos participantes.

Contaminación hídrica

Esta parte del libro comienza con el taller dedicado a la contaminación hídrica en Chile, coordinado por **Baldomero Sáez**. La exposición por parte del coordinador está dividida en dos partes. La primera se refiere a una propuesta de política global para el control de la contaminación hídrica en Chile, en donde se destacan los aspectos técnicos, tales como la definición de los usos del agua y de las normas de calidad, y el manejo de efluentes, y lo relativo a los requerimientos institucionales. La segunda parte se concentra en aspectos técnicos relativos al control de la contaminación debida a los residuos industriales líquidos (RILES), proponiéndose un sistema que combina registros, normas y permisos transables de emisión, con una adecuada labor de monitoreo y fiscalización y con sanciones por incumplimiento. Posteriormente, se presentan los comentarios vertidos por los asistentes a este taller. Ellos destacan que el único instrumento analizado correspondió a los sistemas de emisión de permisos transables, e indican que sería necesario investigar otro tipo de herramientas. En torno a los permisos transables, el taller resalta la necesidad de considerar profundamente los aspectos institucionales y contar con ejemplos claros de aplicación antes de implementar un sistema de esas características. Para finalizar, el taller plantea las condiciones básicas para la implementación de un sistema de permisos transables y deja abiertas una gran cantidad de dudas que deben resolverse con anterioridad a dicha implementación.

Contaminación atmosférica

El siguiente taller, coordinado por **Ricardo Katz**, se concentró en el control de la contaminación atmosférica en Chile. La ponencia comienza con una exposición conceptual de los distintos instrumentos para la gestión ambiental, en donde se describen sus aplicaciones y se evalúan sus características, destacándose el potencial rol a jugar por los permisos transables. A continuación se explica en forma breve la base científica del concepto de masa constante, sobre el cual están basados los sistemas de permisos de emisión transables. La ponencia termina con una delineación tanto de los aspectos políticos básicos que deben ser discutidos para la elaboración de una política ambiental como de los aspectos técnicos a ser debatidos con anterioridad a la introducción de regulaciones de mercado en la gestión de la contaminación atmosférica. El desarrollo del taller continúa con un análisis, similar al realizado en la ponencia, de los diferentes tipos de instrumentos económicos, ahondándose en una variedad de aspectos no analizados con anterioridad. El taller termina con un planteamiento de política de calidad del aire que propone como primer paso a seguir el establecimiento de normas de calidad ambiental tanto primarias como secundarias.

Contaminación por residuos sólidos

El capítulo octavo está dedicado a lo acontecido durante el taller acerca de los residuos sólidos industriales, el cual fue coordinado por **José Miguel Sánchez C.** La ponencia comienza con la descripción de una serie de principios básicos para el manejo de los residuos sólidos industriales. Luego revisa los distintos instrumentos de regulación que permiten una gestión de este tipo de residuos, destacándose los de regulación directa, los instrumentos económicos y los mecanismos de fiscalización. A continuación la ponencia se refiere a la actual regulación nacional en estas materias, la que se caracteriza por un conjunto de leyes inorgánico, por la poca claridad de las definiciones y por la dispersión de las competencias respectivas. En cuanto a la propuesta de política, esta ponencia comienza con la clasificación de los residuos sólidos industriales en peligrosos y no peligrosos, para luego referirse a una serie de instrumentos aplicables en cada caso. Finalmente, la ponencia se refiere a los aspectos legales e institucionales requeridos para el buen funcionamiento de una política de residuos sólidos industriales. La segunda parte de este taller comienza con una interesante discusión en torno a las definiciones de residuo sólido y de la categoría peligroso. Posteriormente hubo acuerdo con la conceptualización contenida en la propuesta, en donde todo el manejo de los residuos sólidos industriales en sus distintas etapas (recolección, transporte, tratamiento y disposición) será realizado por operadores privados, limitando el rol del Estado al de establecer el marco regulatorio y preocuparse de la fiscalización. A la vez, se concluye que es muy necesario avanzar tanto en las áreas legales como institucionales, y que la incorporación de instrumentos económicos debe ser complementaria al uso de regulaciones de "comando y control".

Instrumentos económicos integrales

La segunda parte de esta publicación termina con el taller coordinado por **Nicola Borregaard**, el cual se refiere al uso de instrumentos económicos integrales en la gestión ambiental. La ponencia argumenta que la característica principal de estas herramientas es que toman una perspectiva integral de los problemas ambientales, en donde no se distingue entre medios (agua, aire y residuos sólidos) y se consideran los ciclos completos de los materiales contaminantes. Luego, estos instrumentos son descritos distinguiendo entre aquellos dirigidos a la gestión ambiental integral y los que sirven de apoyo al resto de los instrumentos utilizados. Por su parte, debido al enfoque más general de este taller, el desarrollo de la discusión se centró en la identificación de criterios para elegir entre los distintos instrumentos, resaltando los metodológicos, los ecológicos, los sociales y los económicos. Con respecto a la labor a realizar por el Estado en la incorporación de instrumentos integrales en la gestión ambiental nacional, se propuso una serie de labores generales que debiesen ser realizadas por CONAMA. De manera más detallada, este taller finaliza con las tareas de CONAMA para los siguientes casos específicos: sellos ambientales, técnicas de valorización económica y auditorías ambientales.

Conclusiones

Finalmente, este libro culmina con unas breves conclusiones vertidas por sus editores. Estas apuntan en primer lugar a la necesidad de avanzar en materias legales e institucionales en forma paralela a la implementación de instrumentos económicos en la gestión ambiental nacional. Si bien estos pasos deben darse en consideración de las experiencias internacionales, éstas no pueden ser transferidas a la realidad nacional sin antes haber examinado la factibilidad de su aplicación a los casos nacionales. Por su parte, los editores consideran que si bien la discusión en los talleres fue muy productiva, éstos estuvieron concentrados en sólo algunos de los instrumentos disponibles, resaltando notoriamente los permisos de emisión transables. Por último, estas conclusiones exponen una serie de preguntas de significativa importancia para la implementación de instrumentos económicos que quedaron sin contestar en esta oportunidad.

Los editores

PARTE I

PONENCIAS

Esta parte del libro expone las ponencias vertidas por los expertos extranjeros y nacionales durante el primer día del seminario-taller "Uso de instrumentos económicos en la política ambiental de Chile". A través de ella se revisan las experiencias de Estados Unidos, Europa, los países en desarrollo y Chile con el uso de instrumentos económicos en la gestión de la contaminación.

Capítulo 1

Instrumentos Económicos en Política Ambiental

*Joaquín Vial**

Si bien el tema ambiental ha estado siempre presente en las preocupaciones del hombre, sólo en las últimas décadas se ha convertido en un tema del dominio de las políticas públicas. Junto con la confianza creciente de la humanidad en su capacidad de controlar o, al menos, influir en sus circunstancias, ha venido la realización de que si dicha capacidad no se usa ponderadamente y con respeto al medio ambiente, se corre el peligro de que, paradójicamente, estas nuevas capacidades terminen por deteriorar gravemente la calidad de la vida humana sobre el planeta, llegando incluso a amenazar la supervivencia de la especie.

El Informe Brundtland de los ochenta constituye probablemente el símbolo de una nueva actitud, en que los países -gobiernos, partidos políticos, ONGs e incluso empresas- comienzan a definir posiciones y a emprender acciones destinadas a sintonizar las urgencias presentes del desarrollo económico con la preocupación por su continuidad en el largo plazo. Por cierto, este no es el comienzo de la historia de la política ambiental, ni mucho menos: ya en los años sesenta y con más fuerza en los setenta se articulan esfuerzos amplios y muy serios en muchos países con el objeto de resolver problemas ambientales específicos. En los ochenta esos esfuerzos se amplían al ámbito internacional, para hacer frente a problemas globales como el calentamiento de la atmósfera o el deterioro de la capa de ozono.

La creciente preocupación por estos temas, la importancia que han ido adquiriendo en la agenda de políticas públicas y el temor por los efectos que mayores exigencias ambientales puedan tener sobre el bienestar económico en el corto plazo, han elevado a un plano de privilegio la discusión sobre instrumentos óptimos en la política ambiental.

* Economista, Director de CIEPLAN, Santiago.

20

OPTIMALIDAD EN LA SELECCION DE INSTRUMENTOS

Los economistas llegaron bastante tarde al debate ambiental con sus enfoques marginalistas. En un primer momento éste estuvo dominado por especialistas provenientes del campo de la biología, la física y la química, y la implementación práctica a cargo de médicos, ingenieros y abogados. Esto no tiene nada de malo en sí mismo, excepto por la tendencia a resolver los problemas en términos absolutos, sin consideración de los costos de oportunidad envueltos en las decisiones de mejorar el ambiente. Es así como las primeras décadas de política ambiental estuvieron dominadas por los enfoques administrativos de control, con un fuerte énfasis en restricciones, prohibiciones y estándares, que en la mayoría de los casos eran muy rígidos, llegando incluso a la fijación de estándares a procesos y tecnologías al interior de las firmas.

Las dificultades prácticas de aplicar estos enfoques, el rápido avance de la tecnología y las demandas crecientes de flexibilidad en un mundo cada vez más abierto y competitivo fueron dejando en evidencia los problemas de este enfoque. Por otra parte, los economistas finalmente descubrieron también este tema y se dieron cuenta que había un marco teórico disponible desde los años 30 (la teoría de las externalidades), el que debía ser aplicado para poder dar prescripciones útiles para la política ambiental.

El surgimiento de los llamados instrumentos económicos en materias ambientales es el resultado de la búsqueda por encontrar una asignación óptima de los recursos, tomando en cuenta no sólo los beneficios y costos económicos directos de una actividad, sino también aquellos derivados de su impacto sobre el ambiente, incluso cuando ellos no se reflejan en el resultado económico de la empresa en cuestión.

Probablemente una de las contribuciones más notables del análisis económico aplicado a los problemas ambientales es la constatación de que éstos ocurren cuando los mercados fallan en tomarlos en cuenta. En otras palabras, el origen de prácticamente todos los problemas ambientales puede ser trazado a decisiones de optimización privadas que excluyen esta dimensión del análisis en razón de que los mercados dan señales de costos incorrectas. Son fuerzas económicas -mal orientadas- las que provocan los problemas ambientales. La respuesta obvia parece ser entonces corregir estas fallas de mercado en su origen, generando los incentivos necesarios para que las decisiones privadas incorporen la variable ambiental. Esta es la esencia de los llamados instrumentos económicos, en contraposición a los de "command and control". La idea tiene mucho atractivo a nivel intuitivo y su aplicación concreta ha cobrado un gran impulso en las últimas décadas, en la medida que crecía el desencanto con la planificación centralizada y las medidas de control administrativo en economías que premian cada vez más la flexibilidad.

TIPOS DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS

Así como fallas de mercado hay muchas, también hay diversos tipos de instrumentos económicos en política ambiental, ya que en el plano de las soluciones prácticas no hay una sola manera de enfrentar problemas complejos. A continuación haremos una breve reseña indicando casos en los que resultan más eficaces.

Impuestos a productos

En aquellos casos en que la producción de un bien o servicio genera una externalidad negativa (emisión de contaminantes, ruido, congestión, etc.) se puede proceder a colocar un impuesto proporcional a la cantidad producida del bien, de manera de equiparar el costo marginal para la sociedad de producir ese bien con el costo para el productor privado. Una medida de esta naturaleza es muy fácil de aplicar, pero requiere, eso sí, que se cumplan ciertas condiciones: que exista una proporcionalidad estricta entre la cantidad producida del bien y la externalidad y que no existan tecnologías limpias de reemplazo fácilmente disponibles.

Tarifas por emisión o descargas

En estos casos se trata de aplicar un cobro proporcional a la emisión directa de contaminantes o a la descarga de residuos. A diferencia del caso anterior, es conveniente aplicar este instrumento justamente cuando existen tecnologías limpias o se desea promover su creación o aplicación. Sin embargo, el costo de administración puede ser mayor, ya que requerirá de un monitoreo estricto de las emisiones a lo largo de todo el proceso productivo.

Depósitos y reembolsos

En aquellos casos en que se requiere inducir acciones en el futuro, se puede instaurar un sistema de cobro, por ejemplo asociado a la compra de un bien potencialmente contaminante, el que posteriormente se devuelve cuando se asegura el cumplimiento de dichas acciones. Este mecanismo ha sido empleado profusamente para promover el reciclaje, la reutilización de materiales y la recuperación de productos que al final de su vida útil tiene un alto potencial contaminante (baterías de automóviles, pilas eléctricas, envases, etc.).
En los tres casos anteriores hay mercados que operan adecuadamente y lo que se requiere es la introducción de correctivos al sistema de precios para enfrentar el problema ambiental. Hay otro tipo de instrumentos que apuntan a crear mercados donde éstos no existen, de manera que los participantes en ellos puedan derivar beneficios de las acciones destinadas a proteger el ambiente.

Permisos transables de emisión

Estos representan una combinación de regulaciones de carácter cuantitativo (un límite a la emisión de contaminantes y la distribución de esa cuota global entre los responsables de ella) y elementos propiamente de mercado (la posibilidad de transferir y transar la cuota asignada). Con esto se busca dar un valor económico a la reducción de las

emisiones de manera de generar excedentes de cuota que se pueden vender en el mercado. Este instrumento resulta particularmente ventajoso cuando hay una gran heterogeneidad tecnológica, bastantes participantes y se enfrenta un proceso de ajuste para reducir el monto global de emisiones en un período de tiempo limitado. Lo atractivo de este método es que da espacio a un ajuste flexible, donde aquellos que reducen sus emisiones más rápido son justamente aquellos que enfrentan menores costos por hacerlo. Por cierto, si el mecanismo no es aplicado correctamente puede provocar serias distorsiones, ya sea porque se otorguen derechos comerciables sobre emisiones ficticias, o porque un monitoreo inadecuado permita liberar derechos transables cuando no corresponde.

Otros instrumentos económicos

Existe una amplia variedad de otros instrumentos de política ambiental que hacen uso de las señales del mercado para inducir conductas ambientalmente adecuadas. Quizás el más difundido es el uso de subsidios estatales para promover cambios a tecnologías limpias, o realizar inversiones con fines ambientales. En general éstos son mal vistos por varias y muy buenas razones. En primer lugar representan una desviación del principio del que contamina paga, que se está imponiendo como la norma general de conducta a nivel internacional. Por otra parte, suelen generar efectos distributivos perversos y en la medida que se constituyan en permanentes, pueden inducir a una expansión del volumen total de contaminación, en la medida que la industria beneficiada por el subsidio enfrenta costos marginales menores.

Otro tipo de instrumento que de alguna manera actúa sobre los incentivos económicos para promover acciones preventivas de la contaminación por parte de los emisores es la amenaza de acciones legales, cuando los perjudicados pueden asignar la responsabilidad legal por el daño a los contaminadores. De más está decir que esto requiere de un sistema judicial ágil y eficaz, con adecuada capacidad para tomar en cuenta las complejidades técnicas envueltas en este tipo de fallos, por lo que la aplicabilidad del instrumento dependerá críticamente del juicio que se tenga acerca de la capacidad del sistema judicial para realizar adecuadamente la tarea.

CRITICAS Y LIMITACIONES DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS

Una característica común de todos estos instrumentos es que rara vez implican eliminar completamente la contaminación o dejar un ambiente limpio: por la naturaleza misma de las decisiones económicas, rara vez éstas conducen a soluciones de esquina del tipo "todo o nada". Por lo tanto, en casos de peligro por daños irreversibles, de alto riesgo o acumulativos, estos instrumentos pueden no ser los más apropiados. Sin embargo, en casi todos los otros casos tienden a generar soluciones que son menos costosas -desde el punto de vista de la sociedad- que las medidas más tradicionales de tipo "command and control".

Justamente una de las críticas más frecuentes a la aplicación de este tipo de instru-

mentos es que ellos autorizan o dan derechos para contaminar o dañar el ambiente. Una versión más suave del mismo argumento es que al dejar las decisiones sobre emisión en manos privadas se corre el riesgo de que dichas decisiones no sean las correctas, en perjuicio del medio ambiente (mal que mal todos conocemos casos de empresas que han quebrado por subestimar costos o magnificar ganancias potenciales que después no se han realizado).

Frente a esto la respuesta es muy simple: ambas objeciones son perfectamente correctas y válidas. Sin embargo, en la enorme mayoría de los casos no es correcto propender a un nivel de contaminación cero, por lo que necesariamente habrá que "autorizar" a algunos para contaminar. Los instrumentos económicos obligan a una decisión explícita y transparente, lo que a su vez implica fijar obligaciones y responsabilidades que la comunidad organizada puede vigilar. Por otra parte, también es cierto que al descentralizar las decisiones sobre contaminación a nivel de agentes privados tenemos que renunciar a la pretensión del control centralizado de ella. Pero si somos realistas tenemos también que reconocer que el control centralizado de la contaminación en la mayoría de los casos no es más que una ilusión respaldada por papeles y trámites sin un correlato con la realidad. No es por casualidad que los países han abandonado masivamente los sistemas de planificación y control centralizado de la producción, distribución y consumo.

Sin embargo, una condición absolutamente imprescindible para el éxito de una política de cualquier tipo, ya sea que se base en instrumentos económicos o normas coercitivas, es la existencia de una institucionalidad apropiada para su funcionamiento. La política ambiental no es gratis y los instrumentos económicos no son una manera de tratar de sacarle el bulto a este hecho: todos sabemos que poner en práctica una prohibición requiere de un aparato de control y represión, especialmente porque aparecen incentivos fuertes a la realización de actividades clandestinas. Una política basada en instrumentos económicos requiere de una capacidad fuerte de monitoreo, de hacer cumplir los límites y de cobrar en aquellos casos que se usen impuestos, tarifas o depósitos, todo lo cual implica destinar recursos públicos y privados a estos fines. Es necesario ser cuidadoso en la introducción de instrumentos relativamente novedosos como éstos, porque siendo muy atractivos, una mala implementación puede terminar desacreditándolos innecesariamente. Hay que recordar que en política ambiental los éxitos son poco visibles y rara vez constituyen noticia, mientras que los fracasos -verdaderos o aparentes- son obvios y están todos los días en la prensa.

Al final, como corresponde siempre cuando se trata de seleccionar instrumentos, la opción debe ser entre mecanismos que permitan lograr los objetivos en la forma más eficiente posible, reconociendo también que los objetivos no son algo fijo e inmutable. En muchos casos serán instrumentos económicos como los descritos los más apropiados para hacer la tarea, así como también habrá otros en que por razones técnicas o políticas sea preferible utilizar técnicas de "command and control". Lo importante es abrirnos a las opciones disponibles con una mente libre de prejuicios. Este taller nos brinda una oportunidad espectacular para intercambiar ideas y aprender sobre una familia de instrumentos para política ambiental que está contemplada en nuestra ley de bases de medio ambiente y que se ha usado poco hasta ahora en Chile, por lo que quiero terminar felicitando a sus organizadores y agradeciendo la invitación a participar.

Capítulo 2

El Instrumento Económico Apropiado para la Tarea Apropiada: el Caso de los Cobros por Contaminación y los Programas de Información

*Roger C. Dower**

Actualmente es de común criterio aceptar que los incentivos económicos ofrecen significativos beneficios ambientales y económicos por sobre enfoques más tradicionales para la protección ambiental. Si bien siempre han sido preferidos por los economistas, las autoridades ambientales, industriales y gubernamentales están otorgando un apoyo creciente al uso de instrumentos y enfoques económicos para el control de la contaminación. Gran parte del reciente entusiasmo por los instrumentos económicos en los EE.UU. se ha centrado en el uso de programas de permisos de emisión transables. Sin embargo, existe una gran variedad de enfoques económicos para la protección ambiental, los cuales podrían aplicarse a una gama mucho más amplia de desafíos ambientales, de contaminación y de recursos naturales.

El propósito de este documento es doble. En primer lugar, se destaca brevemente la completa gama de instrumentos económicos que se podrían aplicar a los problemas ambientales. Esta revisión no pretende ser definitiva, sino más bien sugiere que los diferentes problemas ambientales requieren soluciones diferentes y que, en general, existe una variedad de instrumentos en base a incentivos económicos que se pueden adaptar a las características específicas de los problemas de la contaminación. En segundo lugar, se analizan con más detalle dos tipos específicos de instrumentos económicos, impuestos a la contaminación y programas de información, usando ejemplos de los EE.UU. Si bien estos instrumentos no han recibido el mismo tipo de atención que las iniciativas de permisos de emisión transables, bajo determinadas circunstancias ofrecen significativos beneficios económicos y ambientales. Las conclusiones de este documento presentan algunas observaciones generales en relación a consideraciones institucionales y políticas que han afectado el uso de los instrumentos económicos en general, y de las tarifas por contaminación en particular, en los EE.UU. A la vez, se espera que éstas sean relevantes para el caso chileno.

*Director Programa Clima, Energía y Contaminación, Instituto de Recursos Mundiales (WRI), Washington.

25

LA CAJA DE HERRAMIENTAS DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS

No es necesario justificar el uso de instrumentos económicos en esta ocasión, ya que su conveniencia económica y ambiental ha sido bien establecida en la literatura especializada. Sin embargo, existe la tendencia de pensar acerca de los instrumentos económicos en términos bastante limitados. Por ejemplo, gran parte del análisis de los instrumentos económicos en EE.UU. ha tendido a referirse a las estrategias de permisos de emisión transables. Si se los considera desde una perspectiva más amplia, se revela una variada gama de instrumentos económicos. No resulta exagerado decir que cualquier instrumento de regulación que permita una toma de decisiones descentralizada, en términos de estrategia de cumplimiento ambiental a nivel de las empresas o de los consumidores, probablemente tendrá como resultado costos totales de cumplimiento inferiores a los sistemas más tradicionales de "comando y control".

Durante las discusiones sobre el uso de instrumentos económicos llevadas a cabo por el Consejo Presidencial sobre Desarrollo Sustentable en EE.UU., una comisión de múltiples interesados, incluyendo a miembros del Gabinete Presidencial, la plana mayor de las principales empresas norteamericanas y grupos ambientalistas, entre otros, se preparó una versión de la Tabla 2.1. El propósito era mostrar que los diferentes instrumentos tienen diferentes ventajas y desventajas en términos de su aplicación para los problemas ambientales. La cuestión no es cuál instrumento es el mejor, sino más bien cuál instrumento es mejor para tratar una situación específica.

Tabla 2.1: Aplicaciones y ejemplos de instrumentos económicos

INTRUMENTOS ECONOMICOS	APLICACIONES	EJEMPLOS
Cobros/impuestos a la contaminación	· Cuando existen numerosas y diversas fuentes de contaminación. · Cuando el costo marginal de cumplimiento varía entre las fuentes. · Cuando se puede tolerar alguna incertidumbre en relación con los efectos ambientales. · Cuando no es crítica la asignación de derechos a los contaminadores existentes. · Cuando son importantes los incentivos para la innovación tecnológica. · Cuando se dispone de datos de monitoreo disponibles y creíbles.	· Cobros a fertilizantes agrícolas. · Cobros a residuos sólidos. · Cobros a las emisiones de carbono.
Cobros por productos	· Cuando el consumo del producto y el daño ambiental están estrechamente relacionados. · Cuando los patrones de consumo son muchos y difusos. · Cuando las decisiones de consumo y producción responden a cambios en los precios. · Cuando los daños ambientales no involucran efectos tóxicos agudos sobre la salud.	· Cobros a los materiales vírgenes. · Cobros a la importación de aceite.
Sistemas de depósito y reembolso	· Cuando es posible reutilizar y/o reciclar los productos. · Cuando se deben devolver los productos para su adecuada disposición. · Cuando los daños ambientales no involucran efectos tóxicos agudos sobre la salud. · Cuando los productos son fáciles de identificar y de manejar.	· Programas de reembolso de botellas/latas. · Sistemas de retorno de baterías. · Neumáticos usados.
Permisos de emisión transables/ comercializables	· Cuando los costos marginales de control varían entre las fuentes contaminantes. · Cuando hay un sistema preexistente de permisos o de asignación de derechos. · Cuando se considera importante la asignación de derechos a las fuentes existentes. · Cuando resulta crítica o conveniente una cantidad fija de emisiones. · Cuando existe un conjunto de contaminadores relativamente homogéneo y limitado. · Cuando se necesitan incentivos para lograr mejoras tecnológicas.	· Acceso a las pesquerías. · Contaminantes atmosféricos convencionales (SO_2, compuestos orgánicos volátiles, etc.). · Derechos internacionales para emisiones de carbono.
Provisión de información	· Cuando las decisiones de producción y consumo que dañan el medio ambiente se ven afectadas por un acceso inadecuado a información y datos sobre efectos ambientales, opciones de procesamiento y de productos, etc. · Cuando la víctima puede tomar acciones preventivas y costo efectivas. · Cuando los tomadores de decisiones son numerosos y diversos . · Cuando se puede tolerar un efecto ambiental incierto. · Cuando las opciones y/o los costos de control son desconocidos o inciertos. · Cuando las retribuciones económicas (o las potenciales sanciones) son significativas.	· Inventario de emisión de tóxicos. · Etiquetados verdes. · Indices de eficiencia energética.
Prohibiciones	· Cuando el daño ambiental es irreversible o tiene como resultado agudos efectos sobre la salud. · Cuando las opciones de control son desconocidas o inciertas. · Cuando la fuente del daño es fácil de identificar. · Cuando la exposición es difícil de controlar .	· Emisiones de hornos de coque. · Ciertos pesticidas/herbicidas. · Ciertos productos químicos de uso doméstico.

Por ejemplo, los permisos comercializables o las emisiones transables funcionan particularmente bien en mejorar un sistema regulatorio ya existente que involucra a numerosas (y en general homogéneas) fuentes que poseen permisos de descarga o títulos similares. Sin embargo, muchos problemas ambientales no provienen sólo de grandes fuentes puntuales, sino que de las actividades de una enorme cantidad de residencias y pequeñas empresas. Como ejemplos podemos mencionar las emisiones de los vehículos, los residuos posteriores al consumo, las emisiones de dióxido de carbono y el escurrimiento de agroquímicos. Cuando se ven involucradas muchas personas o instituciones, a menudo resulta menos eficiente crear un mercado artificial que usar los mercados existentes; en muchos casos los cobros a los productos pueden ofrecer mayores beneficios económicos y ambientales.

ALGUNOS EJEMPLOS DE LOS EE.UU.

La utilidad de los instrumentos económicos para la protección ambiental no es algo nuevo para los economistas o para el debate de las políticas ambientales en EE.UU., ya que gran parte de la investigación teórica y práctica sobre instrumentos económicos se ha desarrollado en EE.UU. De hecho, las tarifas por emisiones fueron consideradas, si bien brevemente, como parte de los esfuerzos por controlar el dióxido de azufre en 1970. La experiencia con el uso de estos instrumentos es, sorprendentemente, más limitada. Con la excepción del bien conocido uso de los permisos de emisión transables de SO_2, según el Acta de Aire Limpio de 1990, y los menos conocidos créditos transables para la eliminación gradual del plomo, y algunos otros ejemplos, la experiencia norteamericana está lejos de abarcar el potencial que presenta la gama completa de instrumentos económicos. De acuerdo a esta falta de experiencia, tenemos pocos datos de los cuales derivar conclusiones relacionadas con la real efectividad y las lecciones aprendidas.

A pesar de lo anterior, el conjunto no está completamente vacío y hay cierta experiencia de la cual se puede derivar alguna evidencia incompleta y preliminar (real y teórica), que puede servir como una guía para la aplicación de estos instrumentos en otros países o escenarios. En esta sección se presenta un resumen de ejemplos y usos de dos instrumentos económicos específicos, que pueden tener el potencial para una aplicación generalizada en el mundo: cobros o impuestos a la contaminación y programas de provisión de información. Existe un mayor conocimiento sobre el primero que sobre el último, pero ambos ofrecen un significativo potencial para los países desarrollados y en vías de desarrollo.

Impuestos/cobros por contaminación

La justificación teórica de los cobros por contaminación está bien establecida. Pocos instrumentos económicos han sido tan bien estudiados e investigados, por lo menos desde un punto de vista teórico. Además, el WRI (World Resources Institute o Instituto de Recursos Mundiales) y otras instituciones han abogado más ampliamente por los

cobros por contaminación debido a su potencial para la recaudación de ingresos (Repetto et al., 1992).

Actualmente nuestros impuestos sobre sueldos y salarios, ingresos y utilidades penalizan justamente aquellas actividades que hacen productiva a la economía: trabajo, ahorro, inversión y capacidad empresarial. Un sistema mejor disminuiría las tasas tributarias convencionales y generaría ingresos por la vía de cobros ambientales, desincentivando el ejercicio de actividades que vuelven menos productiva a la economía, tales como el desperdicio de recursos, la contaminación y la congestión, entre otros.

Al reducir el sueldo líquido, los impuestos a los sueldos y salarios desincentivan a algunos trabajadores, quienes o bien abandonan la fuerza laboral, o bien trabajan menos horas. Los impuestos a los sueldos y salarios también inducen a los empleadores a buscar alternativas menos costosas, tales como la automatización o el traslado de las operaciones al extranjero. Los impuestos a los ingresos provenientes de inversiones tienen costos análogos: disminuyen los retornos provenientes de inversiones, induciendo a la gente a buscar refugios tributarios (inversiones para reducir los impuestos a pagar), o bien, a ahorrar menos. La inversión en refugios tributarios desvía el capital desde inversiones más productivas, y las menores tasas de ahorro reducen la formación de capital. El ingreso extra generado por la disminución de las tasas de impuesto a los ingresos individuales sería de 40 a 60 centavos por cada dólar de ingreso perdido.

Los cobros ambientales obligan a los contaminadores, y a otros que dañan el medio ambiente, a internalizar los costos totales de sus actividades. Cuando se dañan los recursos ambientales, típicamente los costos no son internalizados por el individuo o la empresa responsable del daño, sino que afectan a todos los usuarios. Aunque las regulaciones de comando y control buscan forzar a los contaminadores a reducir sus actividades dañinas, los resultados, por lo general, son administrativamente engorrosos y tecnológicamente ineficientes. Actualmente el costo total de cumplir con las regulaciones ambientales en los Estados Unidos es de alrededor de US$ 120 billones al año: alrededor del 2 por ciento del Producto Geográfico Bruto. Estos costos podrían reducirse a la mitad si las actividades de limpieza y control fueran más eficientes.

A pesar de estos beneficios tanto ambientales como económicos, no se ha hecho un uso intensivo de los cobros por emisiones en nuestros programas de protección ambiental, aunque se destacan varios ejemplos.

Cobros por emisiones a nivel estatal

Prácticamente todos los estados de los EE.UU. han adoptado alguna forma de cobros por emisiones para el control de la contaminación de agua, aire o por residuos peligrosos. Generalmente, éstos son impuestos a cada empresa en conjunto con el otorgamiento o renovación de permisos otorgados por el estado (operando bajo requerimientos federales), para niveles de descarga específicos. Con sólo algunas excepciones notables, los niveles de la tarifa o cobro no están relacionados con el costo ambiental real o potencial de la contaminación permitida. Más bien, están diseñados para cubrir el costo administrativo de la gestión y la administración del sistema de permisos y, en consecuencia, es muy probable que tengan poca relación con los daños reales (aunque

esta relación puede variar, obviamente, en forma substancial), y es muy probable que estén por debajo de los daños marginales o de los costos marginales de cumplimiento. Por ejemplo, la comisión encargada de la calidad del aire en Texas (Texas Air Quality Board), estableció en 1992 cobros de US$ 3 por tonelada para los contaminantes regulados del aire, y de US$5 por tonelada en 1993 (U.S. Environmental Protection Agency, 1992).

Sin embargo, no sería correcto suponer que no ha existido ningún mejoramiento ambiental derivado del uso de los cobros por emisiones a nivel estatal. Algunos estados han establecido niveles de cobros substancialmente más altos que los simples costos de administración. Por ejemplo, la Tabla 2.2 muestra la estructura de cobros para algunos contaminantes atmosféricos en California. Estos cobros se aplican sólo a grandes fuentes de emisiones (sobre 75 toneladas por año), y pueden significar costos de más de US$ 2 millones por año para algunas fuentes. Otros estados han adoptado estructuras de cobros que varían según la cantidad de contaminante y, en forma menos frecuente, según el daño o riesgo relativo del contaminante: una medida imperfecta de daño esperado. Si bien tales variaciones pueden tener algún impacto marginal, la experiencia hasta la fecha sugiere que los existentes cobros por emisiones han tenido muy poco impacto sobre el grado de cumplimiento de las unidades afectadas.

Tabla 2.2: Cobros por permisos de emisiones atmosféricas en el Distrito de Gestión de la Calidad del Aire en la Costa Sur de California

CONTAMINANTES	COBROS (POR TONELADA)
Gases orgánicos	US$ 596
Oxidos de nitrógeno	US$ 343
Oxidos de azufre	US$ 413
Material particulado	US$ 456

Este resultado es poco sorprendente. Los sistemas tarifarios estatales se han construido en base a estrictos programas tecnológicos de control ya existentes, que limitan que el cumplimiento sea costo-efectivo. Además, hay pocos estados dispuestos a imponer impuestos o cobros substanciales a las empresas dentro de sus jurisdicciones, debido a temores relacionados con la pérdida de actividad económica y de puestos de trabajo. Finalmente, falta información relativa a los niveles de impuesto económicamente eficientes. El nivel de impuesto que iguala daños marginales y costos marginales es conocido sólo para unas cuantas sustancias y, en esos casos, con significativa incertidumbre. La mayor parte de las estimaciones del costo de los daños son simplemente costos por cumplimiento promedio, que pueden o no guardar alguna similitud

con la tasa tributaria óptima. La imposición de impuestos a ciertos contaminantes a nivel federal podría resolver la preocupación de los estados por su competitividad, lo que es casi imposible en un sistema de programas de protección ambiental implementado a nivel estatal por mandato federal.

Impuestos a los productos químicos que destruyen el ozono (impuesto «CFC»)
Al final de un acalorado debate sobre el presupuesto fiscal para 1990 (técnicamente, la Ley de Resolución del Presupuesto de 1989), el Congreso de los EE.UU. aprobó un impuesto al consumo de productos químicos sospechosos de disminuir la capa de ozono (Barthold, 1994). La lista de productos químicos sujetos al impuesto se extendió según el Acta de Aire Limpio de 1990, y está estrechamente relacionada con los productos químicos sujetos a requerimientos de eliminación gradual, según el Protocolo de Montreal y las enmiendas de Londres y Copenhague, adoptadas en 1990 y en 1992, respectivamente. La Tabla 2.3 enumera los productos químicos sujetos al impuesto al consumo y los niveles respectivos.

Tabla 2.3: Tasas de impuesto a los productos químicos que destruyen el ozono (US$/libra)

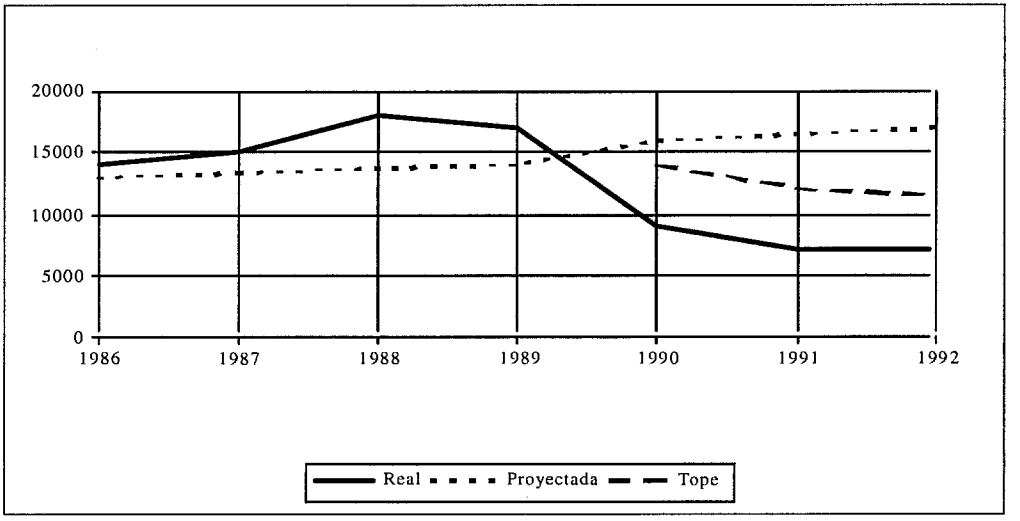
NOMBRE COMUN	NOMENCLATURA QUIMICA	IMPUESTO
CFC-11	Triclorofluormetano	US$ 4,35
CFC-12	Diclorodifluormetano	US$ 4,35
CFC-113	Triclorotrifluoretano	US$ 3,48
CFC-114	1,2-dicloro-1,1,2,2, tetrafluoretano	US$ 4,35
CFC-115	Cloropentafluoretano	US$ 2,61
Halon 1211	Bromoclorodifluormetano	US$ 13,05
Halon 1301	Bromotrifluormetano	US$ 43,50
Halon 2402	Dibromotetrafluoretano	US$ 26,10

A primera vista, el impuesto CFC podría ser una aplicación directa de una tarifa por contaminación[1]. La falta de una base sólida para estimar los costos marginales reales de los daños provenientes de productos químicos llevó a escalonar el impuesto en base al potencial de disminución del ozono de cada producto químico sujeto al impuesto. La tasa tributaria varió (si bien no perfectamente) sobre la base de cierta noción de riesgo o daño ambiental. Además, se centró en aquellos productos químicos

[1] No se hace distinción entre un impuesto o una tarifa, aunque tienen connotaciones diferentes. Por ejemplo, de acuerdo a la Ley Federal de EE.UU., un impuesto se define como una medida sólo de recaudación de ingresos, y está bajo la jurisdicción del Comité de Medios y Arbitrios (comité de legislación de impuestos). Las tarifas están diseñadas para compensar costos del gobierno y están bajo la autoridad de comités de autorización.

que habían sido elegidos como objeto del control, según los diversos acuerdos internacionales. No obstante, otros factores sugieren que el impuesto CFC no fue tan ideal, dificultando así la evaluación de sus implicaciones económicas y ambientales.

Tabla 2.4: Producción de CFC-12 en los EE.UU: proyectada, real y tope



En primer lugar, el impuesto CFC se aplicó como una forma de resolver una necesidad de último minuto de obtener ingresos que cubrieran un déficit presupuestario. Si no fuera por la necesidad de ingresos en ese momento en particular, no es claro el interés que habría habido por el impuesto. De hecho, la tasa inicial tributaria base de 1990 (que fue multiplicada por el potencial de disminución del ozono de cada producto químico, a fin de calcular la tasa tributaria real), fue derivada a partir de la meta de ingresos necesarios. Con el tiempo, se aumentó la tasa tributaria base, pero generalmente teniendo en mente alguna otra necesidad de ingresos. Por ejemplo, los aumentos de la tasa en 1992 se usaron para financiar ciertos programas de incentivos para la inversión en fuentes de energía limpia. No obstante, no se debe suponer que debido a que la motivación no fue enteramente ambiental, el impuesto tuvo poco impacto económico o ambiental. Por otro lado, el impuesto CFC se impuso sobre la base de un conjunto de programas de eliminación gradual para los productos químicos sujetos a impuestos. Es decir, EE.UU ya se había comprometido a reducir y eliminar la producción de esos productos químicos. De esta manera, es probable que el impuesto CFC sólo haya acelerado el programa de eliminación gradual, o quizás haya llevado la producción por debajo de los límites asignados a cada producto químico. El beneficio ambiental real sería entonces la diferencia entre lograr o no las metas de eliminación gradual con anterioridad; no es relevante comparar con la no consecución de la eliminación.

¿Creó el impuesto CFC un incentivo económico adicional al programa de eliminación gradual para reducir la producción de CFC? La respuesta a esta interrogante es difícil de obtener, considerando el tiempo relativamente corto durante el cual han estado operando los impuestos, y el hecho de que todos los productos químicos sujetos a impuestos han estado también sujetos a otras restricciones. Un documento reciente, aún sin publicar, investiga el nivel de producción real de los CFC sujetos al impuesto, en comparación con los topes o límites impuestos a su producción por el programa de eliminación gradual (Horner, 1995). La producción real estuvo, para cinco de los CFC más significativos, por debajo del nivel límite o tope reglamentario, en los años siguientes a la imposición del impuesto. Estos datos sugieren que el impuesto tuvo impacto, aunque el beneficio ambiental es difícil de determinar, por las razones citadas.

No obstante, esta conclusión debe condicionarse al hecho de que los productores de CFC que fueron sujetos al impuesto también sabían que enfrentaban fechas definitivas de eliminación gradual. Es bastante posible que para anticiparse a dichas fechas, hayan optado por desarrollar sustitutos o alternativas que les hayan permitido avanzar más rápido que lo requerido por el programa. Corresponde a una interrogante empírica el saber si los beneficios económicos de desarrollar sustitutos antes de lo necesario compensarían las rentas económicas perdidas al operar bajo los topes.

Cobros por residuos sólidos

En EE.UU. la mayoría de los propietarios habitacionales pagan por la recolección y disposición de sus basuras o residuos sólidos a través de sus liquidaciones de impuestos patrimoniales. En el mejor de los casos enfrentan un cobro fijo por la disposición de residuos, el cual no está relacionado con la cantidad o tipo de residuos generados. Manteniendo todo lo demás constante, aquellos que generan residuos domiciliarios tienen pocos incentivos económicos para reducir sus volúmenes de desechos. En algunas áreas del país, donde los costos de disposición son bajos, pueden haber pocas razones para incentivar reducciones en la generación de residuos. Sin embargo, en muchas regiones del país es cada vez más difícil encontrar opciones seguras y económicamente viables para la disposición de residuos domiciliarios. A nivel local, la disposición de residuos y su costo puede ser uno de los temas políticos más discutidos.

Un estudio realizado por el WRI ha estimado que un sistema de cobros por disposición de residuos basado en el volumen o peso de la basura podría generar significativos beneficios económicos y ambientales. La Tabla 2.5 presenta un conjunto de resultados para una comunidad de 500.000 habitantes, con costos moderados (o promedio) de la disposición de residuos corrientes. Un cobro sobre los costos de mercado y no-mercado de la disposición de residuos de US$ 1,03 por contenedor de 32 galones o US$ 110 por tonelada, reduciría el volumen de rellenos sanitarios en alrededor de un 11 por ciento, y produciría ahorros netos (la diferencia entre el costo de disposición antes del impuesto y el costo después del impuesto, incluyendo los costos a nivel residencial), en alrededor de un 7 por ciento. La Tabla 2.5 también presenta estimaciones similares para una comunidad con costos de disposición relativamente altos.

Tabla 2.5: Resultados de los sistemas de pago por bolsa de residuos sólidos

BASADO EN COSTOS DE MERCADO Y NO DE MERCADO DE LA DISPOSICION DE RESIDUOS	COMUNIDADES DE COSTO ALTO	COMUNIDADES DE COSTO MODERADO
Nivel adecuado de tarifas		
Por contenedor de 32 galones (US$)	1,83	1,03
Por tonelada (US$)	195	110
Reducción porcentual en volumen de relleno sanitario para una comunidad de 500.000 habitantes (%)	37	21
Ahorro neto proveniente de la reducción de relleno sanitario (Millones US$/año)	6,96	2,21
Aumento en volumen reciclado (toneladas/año)	29.688	16.741
Costo bruto del reciclado (Millones US$/año)	2,97	1,67
Ingresos provenientes de las tarifas (Millones US$/año)	23,57	16,73

Existe un número creciente de comunidades en los EE.UU. que han adoptado cobros para la disposición de residuos sólidos en diversas formas. Desde 1992, más de 100 jurisdicciones tienen en vigencia sistemas de cobros basados en el volumen de residuos domiciliarios[2]. Aunque se usan diferentes sistemas de cobros, un enfoque común es cobrar por las etiquetas o bolsas (compradas en tiendas locales); sólo las bolsas o los contenedores autorizados son recogidos para su disposición. En una comunidad específica, por ejemplo, los desechos y podas de jardines (ramas, pasto, etc.), los cuales constituyen alrededor del 20 por ciento de los residuos domiciliarios del país, sólo se pueden dejar para su recolección en bolsas especiales, que cuestan US$ 2,00 cada una en el almacén local.

La respuesta de conducta frente a los cobros por disposición de residuos sólidos parece confirmar su efectividad, al menos en términos de reducir el volumen de residuos recolectados. La Tabla 2.6 muestra la reducción porcentual en la cantidad de

[2] Los datos para los cálculos de las Tablas 2.5 y 2.6 corresponden a la experiencia de diez comunidades norteamericanas con sistemas tarifarios en base a volumen.

residuos generados por tres comunidades que han adoptado cobros en base a los volúmenes. La evidencia también sugiere que estos programas son aun más efectivos si se implementan junto con programas de reciclaje, aunque tales programas a menudo involucran elevados costos para los gobiernos locales. Sin embargo, el estudio del WRI sugiere que el ahorro neto para las comunidades es probablemente positivo a pesar de que la actividad de reciclaje sea subsidiada. Finalmente, vale la pena destacar que no hay evidencia de que el vertimiento ilegal, para evitar el pago de tarifas por residuos sólidos, aumente en forma significativa bajo sistemas tarifarios en base a volumen.

Tabla 2.6: Reducción porcentual en los residuos generados por comunidades con cobros en base a volumen

CIUDAD	REDUCCION PORCENTUAL
High Bridge, New Jersey	25%
Perkasie, Pennsylvania	50%
Seattle, Washington	20%

Cobros por congestión

Los peajes variables pueden ayudar a controlar la congestión de tráfico en caminos y autopistas. En EE.UU., la congestión, que ya cuesta decenas de billones de dólares en demoras, accidentes y contaminación, ha empeorado porque el total de millas recorridas por los vehículos motorizados aumentó en un 90% entre 1970 y 1989, mientras que los fondos disponibles para incrementar la capacidad vial urbana aumentaron en menos del 4 por ciento.

Los conductores ignoran los costos totales de usar caminos congestionados. Cuando los conductores ingresan a una autopista congestionada, sólo consideran el tiempo que les tomará llegar a sus destinos, sin reparar en el hecho de que sus automóviles retrasan a todos los otros conductores y aumentan la probabilidad de accidentes. Peajes basados en los costos que un auto adicional impone a todos los demás durante los períodos de congestión, permitirían asignar la capacidad vial en forma más eficiente.

Los peajes establecidos para reflejar los costos de las demoras de tráfico fluctuarían entre cero y US$ 2,10 para un viaje corriente de diez millas, y reducirían las millas recorridas en vehículo en las horas punta en un 11 por ciento en las autopistas más ocupadas. Dichos peajes producirían ingresos anuales de US$ 44 billones y ahorros netos que superarían los US$ 4 billones por menor tiempo de viaje. Para cubrir los costos sociales totales de los accidentes y demoras, los peajes fluctuarían entre cero y alrededor de US$ 3,60 para un viaje corriente de diez millas, reducirían el tráfico en las horas punta en cerca del 22 por ciento y ahorrarían US$ 11 billones por año en cuentas de hospital y otros gastos, mientras que producirían ingresos por un total de US$ 98 billones por año (ver Tabla 2.7).

Tabla 2.7: Resultados de un sistema nacional de peajes por congestión: 1989

	PEAJE POR CONGESTION	CON PEAJE POR ACCIDENTES
VMT original	1.055.637 (millones anuales)	----------
VMT ajustado	989.153 (millones anuales)	966.708 (millones anuales)
Reducción porcentual	6,3	8,4
Rango de peajes	0-21 (centavos/milla)	0-28 (centavos/milla)
Ingresos generados	44,1 (billones de dólares anuales)	73,4 (billones de dólares anuales)
VMT más congestionado	399.432 (millones anuales)	----------
Después del peaje	354.964 (millones anuales)	----------
VMT congestionado ajustado	----------	332.971 (millones anuales)
Reducción porcentual	11,1	16,6
Ganancias sociales	4,2 (billones de dólares anuales)	7,3 (billones de dólares anuales)

Nota: VMT = *vehicle miles traveled* (millas recorridas en vehículo)

También existen otras categorías importantes de ahorros. La respuesta más común (al menos en EE.UU.) para la congestión es construir más autopistas. El WRI ha estimado que si no se implementan los peajes por congestión, será necesario gastar cerca de US$ 50 billones en la construcción de autopistas hacia 1999, sólo para lograr el mismo efecto de mitigación de la congestión vial. Los peajes por congestión podrían evitar estos costos.

Un sistema de tarifas por congestión exigiría, por supuesto, un medio de tarificar y recolectar las tarifas que sea barato, eficiente y que no contribuya a empeorar el problema de la congestión. Existen ya algunas opciones. A lo largo de varias autopistas en EE.UU., estaciones de peaje electrónicas transmiten señales a 'tarjetas inteligentes' instaladas en los vehículos, registrándoles así sus puntos de entrada y salida de las autopistas. A través de peajes por congestión, la tarjeta puede ser cargada directamente dependiendo del largo de los viajes, la elección de las rutas y los tiempos de viajes.

Debido a que la ley federal prohibía a los estados imponer tarifas a las autopistas financiadas con fondos federales, la experiencia en EE.UU. con peajes por congestión ha sido limitada. En los tres últimos años se aprobó una legislación que eliminará esta restricción e incentiva a los estados a experimentar con sistemas de tarifas por congestión.

Programas de información

En una sociedad orientada hacia los consumidores, como EE.UU., siempre ha existido la tendencia a no limitar las opciones de consumo, sino a alentar o desalentar diversas

formas de consumo a través de programas de provisión de información (etiquetado nutricional, advertencias de salud y de seguridad, etc.). Este enfoque general respecto a las opciones de consumo se ha extendido a los temas ambientales a través de programas de etiquetado verde, clasificación de estándares de eficiencia energética, y más recientemente, requerimientos de informes sobre emisiones o emisiones de diversos químicos industriales. Estos programas se pueden visualizar como enfoques de incentivos basados en el mercado, ya que dependen de las opciones de mercado de consumidores y productores informados para reducir los riesgos ambientales. En general, es probable que funcionen mejor en lugares donde hay gran número de consumidores o productores, y donde la falta de información acerca de las características o riesgos ambientales de los productos es una restricción importante en la toma de decisiones por parte de la empresa o del consumidor.

Si bien hay un buen número de ejemplos de programas de provisión de información en EE.UU., pocos han sido estudiados con la profundidad necesaria para derivar conclusiones relacionadas con su efectividad o beneficio económico. La breve descripción general de un programa específico (que involucra informes de empresas con emisiones de productos químicos) proporciona algunas ideas útiles.

Inventario de emisiones tóxicas (TRI)

El inventario de emisiones tóxicas se estableció en 1986 y se amplió en 1990, para proporcionar una base de datos de acceso público sobre emisiones de productos químicos al medio ambiente. Es útil observar que los requerimientos del TRI se convirtieron en una ley federal durante un período de gran preocupación del público por los químicos tóxicos, especialmente respecto de su disposición. El período durante el cual se aprobó la legislación del TRI estuvo también marcado por un creciente reconocimiento de que los esfuerzos federales por regular los contaminantes atmosféricos peligrosos y otras emisiones tóxicas eran obstruidos por complicados procedimientos de elaboración de reglas y por la falta de datos confiables, fallando así en gran medida. El propósito del TRI era entregar información a las comunidades respecto del tipo y cantidades de productos químicos descargadas al ambiente por las instalaciones locales de manufactura; ayudar a crear una base de datos para los gobiernos federal, estatal y local que pudiera apoyar futuras acciones regulatorias; y obligar a las empresas a registrar la forma de manejo de los materiales tóxicos, en términos de emisiones al medio ambiente.

El TRI exige que todas las operaciones de manufactura con 10 o más empleados y que produzcan o procesen cualquiera de los productos químicos enumerados por sobre ciertos niveles, entreguen un informe anual respecto de los tipos y cantidades de productos químicos que se descargan al ambiente. Los requerimientos del informe cubren más de 300 productos químicos y categorías de productos químicos. La gama de potenciales "emisiones" cubierta por la ley es bastante amplia e incluye tanto emisiones accidentales como intencionales al aire, al agua y al suelo. Además, requiere de la entrega de información acerca de las cantidades recicladas, incineradas o tratadas dentro las instalaciones. La mayoría de los sectores manufactureros (aunque no todos) están sujetos a reglas de entrega de informes. Una excepción notable es la industria de

provisión de servicios de electricidad, la cual fue eximida por razones políticas en los inicios del proceso. La EPA (Agencia de Protección Ambiental) de EE.UU. entrega informes anuales sobre el TRI, y cualquier ciudadano puede acceder a información específica de una fábrica a nivel comunitario.

Se podrían esperar varias reacciones posibles frente a los requerimientos de informes del TRI. En general, se esperaría que las empresas disminuyeran el flujo de materiales a informar anualmente, para evitar una reacción adversa de la comunidad y posibles acciones del gobierno, entre otras cosas. Manteniendo todo lo demás constante, es probable que las empresas puedan realizar lo anterior a un costo menor que si el gobierno estableciera requerimientos tecnológicos o de comando y control para cada producto químico. Dado que estas reducciones se efectúan en forma "voluntaria", se presume que las empresas tratarán de encontrar el conjunto de productos químicos de menor costo de reducción, así como la opción de reducción de menor costo sujeto a su propia percepción de los costos que tendría no emprender ninguna acción. Además, para una toma de decisiones mejor informada por parte de los gobiernos con respecto a acciones regulatorias u otras, la información tiene un conjunto más amplio de valores. En general, se podría esperar el logro de un conjunto de beneficios ambientales a un costo menor que mediante las vías más tradicionales y lentas.

Sin embargo, existen argumentos que se oponen a esta postura. El TRI no cubre todos los productos químicos con riesgos potenciales para la salud, no cubre todos los sectores manufactureros y no toma en consideración el grado de riesgo o exposición asociado con diferentes productos químicos. Como consecuencia, no hay razón para suponer que los productos químicos de mayores riesgos serán los primeros en ser reducidos. Si el costo, el grado de conciencia del público y la factibilidad técnica son los únicos determinantes controlados, es poco probable que el sistema del TRI incentive estrategias costo-efectivas de reducción desde una perspectiva social.

La experiencia con el TRI sugiere que ha incentivado reducciones en las emisiones de productos químicos al ambiente, pero se puede decir poco respecto de las reducciones asociadas a riesgos ambientales y para la salud. Desde 1988 a 1993 las emisiones totales de los productos químicos del TRI han disminuido en casi un 43 por ciento[3]. Las emisiones al aire, a aguas superficiales, a los niveles subterráneos y a los suelos disminuyeron en un 39 por ciento, 13 por ciento, 57 por ciento y 44 por ciento, respectivamente. Como se esperaba, estas reducciones no fueron uniformes para todos los productos químicos del TRI, para todas las regiones geográficas o para cada sector industrial. Quince estados informaron reducciones de más del 20 por ciento entre 1992 y 1993, pero seis estados informaron aumentos en las emisiones durante el mismo período. La industria química mostró las mayores reducciones en términos de volumen, pero el sector de productos eléctricos mostró las reducciones más importantes en términos porcentuales. De modo notable, el TRI parece haber incentivado el aumento del reciclaje y el uso de los residuos químicos para la generación de energía. Al mismo tiempo, las cantidades informadas de productos químicos eliminados como residuos

[3] Los siguientes datos en el texto han sido extraídos de U.S. Enviromental Protection Agency, *1993 Toxic Release Inventory*, EPA 745-R-95-010, marzo de 1995.

ha seguido aumentando. Existe alguna evidencia de que hay más intentos por reducir las emisiones de químicos, por ejemplo, reduciéndolas en la fuente a través de prácticas operativas correctas y prevención de derrames y fugas. Sin embargo, la mayor parte de los esfuerzos para reducir las emisiones parece provenir de un mejor manejo de los productos químicos y no de reducir su uso desde un comienzo.

Es difícil derivar muchas conclusiones definitivas de la experiencia norteamericana con el TRI. Los datos sobre emisiones entregados no brindan una base sólida para comprender, excepto en un sentido más agregado, la respuesta conductual de las empresas sujetas a los requerimientos de información. Sin embargo, las discusiones con los expertos del TRI en el WRI sugieren algunas observaciones preliminares:

- Los requerimientos de informes han creado un fuerte incentivo para que las empresas identifiquen los productos químicos usados al interior de sus instalaciones y su destino final. Lo anecdótico es que muchas empresas no estaban enteradas de todas sus prácticas de manejo de productos químicos ni de las cantidades involucradas.

- En conocimiento de lo anterior, las empresas han tendido a reducir sus emisiones, aunque el grado de compromiso varía bastante de una empresa a otra y de una industria a otra.

- Además, el TRI ha creado un fuerte incentivo para administrar y manejar los residuos con más cuidado, manteniéndolos a menudo en la instalación de origen. Si lo anterior es cierto, es posible que el perfil de riesgo de muchos productos químicos del TRI se haya trasladado desde el medio ambiente general al medio ambiente ocupacional.

- Es limitada la evidencia de que el TRI haya fomentado la innovación en tecnologías o estrategias de control para reducir el uso y emisión de productos químicos. La mayoría de éstos aún son tratados sólo al final del proceso ("end-of-pipe").

- Si bien los beneficios públicos del TRI son inciertos (hasta el punto que nadie ha asociado las reducciones en la emisión de productos químicos en beneficios para el medio ambiente o para la salud), parecen haber importantes beneficios privados para la industria de productos químicos como un todo, la cual había experimentado importantes pérdidas de credibilidad durante la década de los años ochenta respecto a su compromiso ambiental.

CONCLUSIONES

Dentro del arsenal de instrumentos económicos para proteger el medio ambiente, los impuestos a la contaminación y los programas de información ofrecen un potencial importante. Si bien pueden no ser apropiados para todos los desafíos ambientales, es-

tos instrumentos permiten manejar en forma costo-efectiva un amplio espectro de problemas de contaminación. Habiendo dicho esto, sin embargo, la experiencia en EE.UU. con estos instrumentos aún es limitada y, hasta cierto punto, experimental. Las aplicaciones desarrolladas parecen demostrar la efectividad de estos enfoques, pero su implementación es demasiado reciente para derivar conclusiones definitivas. No obstante, se pueden obtener algunas conclusiones u observaciones.

Impuestos a la contaminación

Aún existe una brecha importante por resolver entre los beneficios teóricos de los cobros por contaminación y su aplicación en la práctica. La literatura especializada en economía está llena de análisis teóricos y empíricos relativos a los cobros por contaminación, sin embargo existen muy pocos ejemplos de verdadera aplicación de impuestos a la contaminación. Las razones son muchas, pero se destacan tres en relación al caso particular de EE.UU.:

- En primer lugar, cualquier discusión sobre impuestos a la contaminación pasa rápidamente de ser sólo un tema ambiental (con su propia política), a convertirse también en un tema tributario, con su propia política. Por lo tanto, los impuestos a la contaminación no sólo son juzgados por sus méritos ambientales, sino también por su cumplimiento de normativa tributaria: ¿son fáciles de implementar?, ¿es predecible el flujo de ingresos?, etc. En EE.UU., además, los impuestos a la contaminación deben ser evaluados por los comités de normativa tributaria del Congreso y de las legislaturas estatales, los cuales, por lo general, no conocen los asuntos ambientales o no están interesados en ellos. Finalmente, los impuestos a la contaminación generan sus propios conflictos políticos. El público apoya los programas ambientales, pero no desea pagar nuevos impuestos y, en realidad, no cree que los políticos aumentarán un conjunto de impuestos y reducirán otro automáticamente.

- En segundo lugar, muchos grupos consideran que los impuestos a la contaminación son regresivos y, por lo tanto, injustos, es decir, los impuestos a la contaminación recaudan un mayor porcentaje de los ingresos más bajos que de los más altos. Aunque casi todas las formas de impuestos al consumo y a las ventas son regresivos, este atributo de los impuestos a la contaminación dificulta la obtención de apoyo por parte de los organismos de justicia social, de ancianos y de pobres en zonas urbanas. La evidencia empírica apoya parcialmente esta crítica, pero sólo parcialmente. El grado de regresividad depende no sólo del impuesto específico en cuestión, sino también de cómo se mide el ingreso. En general, es poco probable que estos impuestos sean tan regresivos como la mayoría de los otros tipos de impuestos al consumo. Además, se dispone de algunos métodos muy directos para compensar el impacto de los impuestos a la contaminación sobre los pobres, incluyendo, por ejemplo, la reducción de otros impuestos más regresivos, tales como los impuestos a sueldos y salarios en

EE.UU. Finalmente, es importante notar que los beneficios de los impuestos a la contaminación también pueden beneficiar en forma desigual a las poblaciones más pobres: calidad del aire en las áreas urbanas y sitios de disposición de residuos, por ejemplo. Esta relación, por supuesto, aun cuando sea verdadera, puede tener poca influencia sobre la real percepción de la regresividad y de las políticas resultantes.

Y en tercer lugar, el establecimiento de un impuesto ideal a la contaminación requiere medidas relativas a los niveles y emisiones contaminantes que provengan de la fuente gravada con el impuesto. En el pasado, esto ha representado una barrera a la confianza en muchos tipos de impuestos a la contaminación. Con el reciente avance en los equipos de monitoreo de la contaminación (específicamente, las tecnologías de monitoreo continuo), este requerimiento ya no es tan limitante. Ahora es mucho más barato y factible medir las cantidades emitidas de cada contaminante de manera permanente a partir de varias fuentes puntuales. También es posible aplicar impuestos a los insumos de las actividades contaminantes, cuando exista una relación conocida entre los niveles de producción y de contaminación y el uso del insumo gravado. Las emisiones de dióxido de carbono a partir de la quema de combustibles fósiles es un buen ejemplo. Un impuesto al contenido de carbono en los combustibles fósiles es relativamente fácil de medir y guarda una relación uno a uno con las emisiones reales. Igualmente, es probable que las oportunidades de aplicar impuestos a la contaminación dependerán, en cierta medida, de la calidad y cantidad de información relativa a los niveles reales de emisiones gravadas por el impuesto.

Programas de información

En los EE.UU. existe una antigua tradición de confianza en los programas de información para reducir los riesgos de los productos para el consumidor. Las advertencias sobre el contenido nutricional de los productos alimenticios y la manipulación de los productos, así como las advertencias de uso para los pesticidas domésticos, son sólo dos ejemplos de la tendencia a usar información en lugar de regulación para reducir los riesgos para la salud. En el área ambiental, no obstante, la tendencia ha sido hacia la regulación y no hacia la elección por parte del consumidor informado. Esto se debe, en parte, a la naturaleza de muchos riesgos ambientales, donde cada consumidor tiene una capacidad limitada para evitar riesgos. También se debe, sin embargo, a la historia de la regulación ambiental en EE.UU. cuya estructura de comando y control ha puesto el peso del cumplimiento sobre las fuentes de contaminación. A medida que los esfuerzos por controlar la contaminación se trasladan hacia el consumidor individual, pueden haber mayores oportunidades de que existan programas de información orientados al cumplimiento por parte del consumidor. Aunque el programa del TRI en EE.UU. está dirigido a fuentes industriales, parte de sus beneficios recaen sobre los consumidores (y el público en general). Podría esperarse, por ejemplo, que las decisiones de

41

localización (y, por tanto, sobre la potencial exposición) pudieran ser, con el tiempo, administradas parcialmente en base a información relativa a las emisiones tóxicas. La experiencia con el TRI sugiere varias condiciones que mejoran la efectividad de los programas de información:

- Cualquier reducción de emisiones asociada con el programa del TRI ha tenido resultados, al menos en parte, debido al temor frente a una posible acción regulatoria. Sin el potencial para una respuesta regulatoria y de fiscalización creíble, no queda claro si se hubiesen producido los mismos niveles de reducción. El programa funciona porque existen poderosas leyes estatales y federales que proporcionan una vía para la acción de la comunidad o del gobierno frente a la información y a los datos sobre emisiones.

- Un punto relacionado se refiere a que los programas de información pueden ser más apropiados si se comparan con otros programas de incentivos económicos. Por ejemplo, la efectividad de los cobros por contaminación puede ser mejorada mediante iniciativas que permitan acceder a información relativa a las implicaciones ambientales de los actuales patrones de consumo o a la naturaleza y disponibilidad de sustitutos y opciones para la actividad gravada.

- Finalmente, el impacto del programa del TRI ha sido mejorado mediante programas de reducción voluntaria, acordados por muchas de las fuentes mencionadas por la ley. La asociación comercial Chemical Manufacturers Association (Asociación de Fabricantes de Productos Químicos) inició el Programa 33/50 en cuanto se puso en marcha el programa del TRI. Este programa encomienda a las empresas participantes a lograr distintos niveles de reducción de sus emisiones (de sustancias incluidas por el TRI), durante períodos fijos. Estos son esfuerzos puramente voluntarios, en donde los datos del TRI proporcionan una base aceptada para medir el desempeño. Por supuesto, la industria espera que al comprometerse en programas de reducción voluntaria, evitará con el tiempo esfuerzos de regulación más costosos y limitantes.

A modo de término, hacer una observación relativa a estos instrumentos de mercado en particular (así como a otros) bien vale la pena. Si bien estos enfoques tienen un gran potencial para fomentar un control costo-efectivo de la contaminación, también requieren de una sólida estructura administrativa que asegure su cumplimiento, mida el desempeño y garantice una acción fiscalizadora. Si bien los instrumentos económicos permiten una toma descentralizada de decisiones, su efectividad y credibilidad dependen de una infraestructura gubernamental de apoyo. Sin un compromiso por parte del gobierno y de la industria acerca del desarrollo de una sólida función de monitoreo, es poco probable que estos programas produzcan los resultados esperados y reciban el apoyo político necesario para su implementación.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Barthold, T.A. (1994). Issues in the Design of Environmental Excise Taxes. *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 8, N°1, 133-157.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1992). *The United States Experience with Economic Incentives to Control Environmental Pollution.* EPA 230-R-92-001.

EPA (U.S. Enviromental Protection Agency) (1995). *1993 Toxic Release Inventory.* EPA 745-R-95-010.

Horner, A.J. (1995). *Tax Tools for Protecting the Atmosphere: The Ozone Depleting Chemicals Tax.* Estudio preliminar preparado para el Instituto Internacional para el Desarrollo.

Repetto, R. et al. (1992). *Green Fees: How a Tax Shift Can Work for the Environment and the Economy.* World Resources Institute, Washington.

CAPÍTULO 3

USO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN LAS POLÍTICAS AMBIENTALES EUROPEAS

*Volkmar J. Hartje**

INTRODUCCION

Para una discusión sobre el uso de instrumentos económicos en las políticas ambientales, generalmente se requiere comenzar con un conjunto de definiciones y un resumen de las ventajas teóricas de los diversos instrumentos, particularmente en lo que se refiere a la dicotomía entre cobros versus permisos de emisión transables. Sin embargo, la tarea de definir los instrumentos económicos en oposición a los instrumentos clasificados como de regulación directa (o como de "comando y control" de manera desacreditadora) no será incluida en esta introducción, sino que se expone en el Apéndice, el cual contiene las categorías que surgieron de los grupos de trabajo correspondientes de la OCDE (OECD, 1991), con las cuales estoy de acuerdo.

Es necesario comentar acerca de los subsidios como un instrumento económico. Generalmente se incluyen en la definición ya que actúan en el mercado mediante una señal económica a la cual responde el contaminador, en oposición a la regulación directa donde el contaminador reacciona con respecto a una acción administrativa de una agencia ambiental. Los subsidios son generalmente criticados porque violan el principio de "quien contamina paga" y porque contribuyen a distorsionar las señales de precios hacia la dirección equivocada. Por lo tanto, un estudio sobre los subsidios usados en las políticas ambientales es un estudio de un instrumento económico que contribuye a violar los objetivos de eficiencia, los que son fundamentales en el razonamiento económico. Debido a esto y a la escasez de los datos disponibles (OECD, 1990), los subsidios no serán incluidos en este artículo.

El objetivo fundamental de usar instrumentos económicos es alterar los precios relativos, para así asegurar que los diferentes usos que las economías hacen del medio ambiente reflejen completamente su escasez en el sistema de precios de las economías de mercado. Cuando el costo marginal de los daños de la contaminación es igual a los

* Dr. en Economía, Profesor Universidad Técnica de Berlín.

costos marginales de reducir la contaminación, esta escasez se refleja en forma óptima. Debido a las dificultades para estimar los daños de la contaminación, este principio es de difícil aplicación. De este modo, los economistas (Baumol y Oates, 1971) han elaborado una segunda solución *(second-best)*, la cual requiere que este precio de escasez sea igual a los costos marginales de reducir la contaminación al nivel en donde se alcanza el objetivo ambiental. La principal ventaja de esta solución es que es la de menor costo para el nivel deseado de calidad ambiental. Si el punto de partida para la formulación de políticas es el uso de regulaciones directas, las que a menudo son costosas, la mejor opción para lograr ahorros en los costos es cambiarse al uso de los instrumentos económicos.

Sin embargo, los criterios de Baumol-Oates anteriormente mencionados corresponden a un estándar eminentemente teórico, al cual hoy en día pocos instrumentos económicos pueden alcanzar en la práctica. Actualmente existe una importante discusión en el campo de la economía acerca de qué instrumentos económicos usar bajo determinadas circunstancias para lograr estos objetivos (ver Tietenberg, 1991), centrándose en los méritos relativos de los cobros por efluentes y los permisos de emisión transables. En este documento no se resumirá esa discusión. La OECD (1991) ha llevado a cabo un estudio desde un punto de vista más práctico.

En la práctica, los cobros por efluentes, cobros a los usuarios e impuestos a los productos dominan las políticas ambientales, pero sus tasas tienden a ser demasiado bajas comparadas con los criterios teóricos antes mencionados. Otro punto importante en la práctica, pero que fue rechazado en el campo de la economía académica, corresponde a los ingresos que generan los cobros, los que se pueden usar para proporcionar subsidios a los contaminadores. La combinación de cobros e ingresos reembolsados como subsidios tiende a ser lo más aceptable para las partes involucradas en el proceso de toma de decisiones. Otra importante diferencia entre el énfasis de la economía académica y las aplicaciones prácticas es que los instrumentos económicos son siempre aplicados en un contexto de situaciones con instrumentos mixtos, lo que rara vez es mencionado en el trabajo teórico. El siguiente estudio sobre el uso de los instrumentos económicos en Europa considera estos tres aspectos como punto de partida. Los instrumentos económicos usados no pueden ser evaluados solamente en comparación a los criterios teóricos antes mencionados. Por el contrario, para hacer recomendaciones sólidas sobre la base de los instrumentos económicos existentes es necesario realizar un análisis empírico de sus incentivos para el logro de ahorros en los costos e innovaciones ambientales. Sin embargo, aún faltan estos estudios para la mayoría de las aplicaciones. En consecuencia, el artículo proporciona solamente una descripción de estos instrumentos para Europa y el resumen de dos ejemplos con más detalles acerca de sus incentivos: los cobros por efluentes de aguas servidas de Francia y Alemania.

GRADO DE UTILIZACION DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN LA POLITICA AMBIENTAL EUROPEA

Recientemente, Charles Howe caracterizó la experiencia europea con instrumentos económicos como "utilizando abundantemente un conjunto de impuestos por contaminación" (Howe, 1994). Esta aseveración ha sido confirmada por varios estudios empren-

didos por distintos organismos nacionales e internacionales (OECD, 1994a; OECD, 1994b; Commission, 1990; Ecoplan, 1993; Environmental Resources Limited, 1990; Umweltbundesamt, 1994). El estudio más reciente y completo es el del Grupo de OCDE de 1994 sobre la Integración Económica y Política, el cual envió una encuesta a sus países miembros en 1992 (OECD, 1994a), siendo la segunda de este tipo. El estudio trata las siguientes categorías de instrumentos económicos:

- cobros/impuestos a las emisiones,
- cobros/impuestos a los productos,
- sistemas de reembolso de depósitos,
- permisos de emisión transables,
- incentivos para el cumplimiento.

El uso de subsidios ya ha sido estudiado (OECD, 1990) y el uso de instrumentos de responsabilidad legal ha sido excluido. El uso de cobros a usuarios orientados al medio ambiente en la contaminación del agua y manejo de residuos se incluye en la sección de cobros. De los 25 estados miembros (en 1995), se incluyen 24 y 19 se pueden contar como parte del lado europeo. La siguiente tabla 1 muestra la distribución de los diversos instrumentos entre las dos "regiones" de la OECD:

Tabla 3.1: Tipos de instrumentos económicos usados en Europa y en otros países de la OECD

TIPO DE INSTRUMENTO	EN EUROPA	EN OTROS PAISES DE LA OCDE
	NUMERO DE CASOS (NUMERO PROMEDIO POR PAIS)	
cobros a las emisiones	53 (2,8)	17 (3,4)
cobros al usuario	26 (1,4)	8 (1,6)
impuestos a los productos	64 (3,4)	15 (3,0)
sistemas de reembolso de depósitos	25 (1,3)	8 (1,6)
permisos de emisión transables	1 (0,1)	13 (2,6)
incentivos para el cumplimiento	2 (0,1)	6 (1,2)

Fuente: OECD (1994a).

La tabla demuestra que a diferencia de los permisos de emisión transables, los cobros a las emisiones se usan en gran medida. Si se considera el número de aplicaciones por país en los países europeos, esta diferencia se acrecienta. El promedio en los países europeos es relativamente bajo debido a la falta o al escaso uso de instrumentos económicos en los países de la costa mediterránea. En los países de Europa del norte y

occidental se produce el mayor uso de cobros a las emisiones y de impuestos a los productos. Sin embargo, el nivel de uso de estos instrumentos en EE.UU, Canadá y Australia es similar al de los países europeos del norte y occidentales. La característica que distingue a estos tres países no europeos es que además usan permisos de emisión transables (ver Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Tipos de instrumentos económicos usados en los países miembros de la OCDE

	COBROS A LAS EMISIONES (INCLUYE COBROS A LOS USUARIOS)	COBROS A LOS PRODUCTOS (INCLUYE IMPUESTOS DIFERENCIADOS)	REEMBOLSO DE DEPOSITOS	PERMISOS DE EMISION TRANSABLES	INCENTIVOS AL CUMPLIMIENTO
EE.UU	5 (2)	6 (1)	4	8	2
Suecia	3 (2)	11 (2)	4		2
Canadá	3 (2)	7 (3)	1	2	2
Dinamarca	3 (2)	10 (2)	2		
Finlandia	3 (2)	10 (2)	2		
Noruega	4 (2)	8 (2)	3		
Australia	5 (2)	1 (0)	3	1	2
Holanda	5 (2)	4 (2)	2		
Austria	3 (1)	4 (2)	3		
Alemania	5 (2)	3 (3)	2	1	
Bélgica	7 (2)	2 (2)	1		
Francia	5 (2)	2 (1)			
Suiza	3 (2)	2 (2)	1		
Italia	3 (2)	2 (0)			
Islandia	1 (1)	1 (1)	2		
Japón	3 (1)	1 (1)			
Portugal	2 (0)	1 (1)	1		
Irlanda	2 (2)	1 (1)			
Grecia		2 (1)	1		
España	3 (2)				
Reino Unido	1 (1)	1 (1)			
Nueva Zelanda	1 (1)				
Turquía			1		

Fuente: OECD (1994a).

47

El tipo de instrumento usado varía de acuerdo a la categoría. El siguiente texto usa como base el estudio de la OCDE mencionado anteriormente y otros estudios citados. Estos estudios incluyen principalmente instrumentos que tienen una base legal actualmente vigente. En la mayoría de los países se están presentando constantemente planes para incorporar nuevos instrumentos y cambios a las leyes existentes, lo que actualmente hace de estos estudios un producto perecible. El debate sobre el cambio climático incitó a la creación de impuestos relacionados con la energía y otros impuestos a los productos-insumos. En los últimos tres años, y solamente en Alemania, el gobierno federal preparó propuestas por lo menos para tres tipos de cobros adicionales que no llegaron al parlamento. Debido a que las condiciones están en constante cambio, estas propuestas no se incluyen en el siguiente estudio. El resumen de este estudio distingue entre cobros a los usuarios, cobros a las emisiones, impuestos a los productos, sistemas de reembolso de depósitos y permisos de emisión transables.

Cobros a usuarios

Los cobros a usuarios son los instrumentos económicos más comunes en la política ambiental europea. Sin embargo, generalmente están diseñados de una manera relativamente equitativa para asegurar que los servicios estén adecuadamente financiados. Los cobros a usuarios para el alcantarillado y el tratamiento de aguas servidas se constituyen fundamentalmente sobre tarifas únicas basadas en el consumo de agua potable para empresas y residencias privadas. En 1992, en sólo seis países europeos las empresas enfrentaban cobros a usuarios que consideraban su exceso de carga contaminante. En Suecia, Noruega, Finlandia y Dinamarca las descargas de estas empresas son medidas en forma regular. Sólo en estos casos es probable un efecto vía incentivos, pero los estudios no son suficientes como para presentar una aseveración empírica de la magnitud de estos efectos. Los cobros a usuarios por residuos municipales están dominados por tarifas únicas basadas en la cantidad de personas en una casa o en el tamaño de un contenedor de residuos. Mientras que el uso de mediciones efectivas (tarificación por unidad) para las residencias privadas a nivel nacional se produce sólo en Finlandia, esta innovación comenzó a nivel de cada comuna en Bélgica, Dinamarca, Francia, Alemania, Holanda y Suiza. En cuanto a las empresas, cinco países usan mediciones efectivas del volumen de residuos. La OCDE informó en 1994 de algunos efectos vía incentivos en estos países, pero no los especificó mayormente. El estudio alemán informa sobre disminuciones considerables en la generación de residuos, incluso de las residencias privadas (UBA, 1994). No ha sido estudiado significativamente el tema de los vertidos ilegales como un riesgo potencial.

Cobros a las emisiones

Los cobros a las emisiones se utilizan para todos los medios en Europa. Si bien su uso es común para residuos, efluentes líquidos y ruidos, su aplicación en la contaminación atmosférica y del suelo sólo es común en dos países. En cuanto a la contaminación

atmosférica, Francia cuenta con un cobro a las emisiones ácidas de 19 ECU/t[1] y Suecia con una tarifa para NO_x de 4,7 ECU/kg NO_2. Para la protección del suelo, Bélgica y Holanda utilizan cobros para financiar el manejo del exceso de abonos. Los cobros relacionados con el ruido se centran en el emitido por los aviones y se usan fundamentalmente para financiar la descontaminación acústica. Con excepción del sistema de derechos de aterrizaje en Alemania, que funciona bastante bien en conjunto con las normas ICAO, ha existido muy poca investigación empírica sobre los efectos vía incentivos.

Austria, Bélgica, Dinamarca, Francia y Holanda utilizan cobros para la eliminación de residuos vertidos en los rellenos sanitarios e incineradores. Los cobros usados tienen un doble objetivo: recaudar ingresos para limpiar los vertederos de residuos abandonados y reducir el volumen de residuos generados. La OCDE informa sólo de un intento por evaluar los efectos vía incentivos, el impuesto a los residuos danés. En este caso, parece haberse reducido el volumen de residuos, pero no está claro hasta qué punto se debe al impuesto, puesto que los cobros a los usuarios han aumentado y los requerimientos para operar los rellenos sanitarios y los incineradores también se han vuelto más exigentes (OECD, 1994a).

Los cobros a las emisiones más comunes son los cobros a los efluentes líquidos, siendo probablemente los sistemas holandeses, franceses y alemanes los ejemplos mejor investigados. En Bélgica se ha puesto en práctica un nuevo sistema que tiene la intención de reducir los efluentes y el nuevo sistema español enfatiza el financiamiento. Los sistemas holandés y francés fueron diseñados para financiar las inversiones en el control de la contaminación a nivel de cuencas fluviales y lo referente al potencial de los incentivos fue desarrollado posteriormente. Hay dos sistemas funcionando en Alemania. Uno, informado hace algún tiempo por Kneese y Bower (1968), es el sistema de cobros por efluentes de las autoridades encargadas de las cuencas fluviales en el área Ruhr-Emscher-Wupper, que ya estaba establecido a comienzos de siglo con un sistema cooperativo para fijar los cobros y para operar las instalaciones de tratamiento. El otro es el sistema de cobros por efluentes establecido en 1974, que originalmente estaba pensado como un cobro por efluentes basado en el modelo estándar de precios de Baumol-Oates. Mientras el sistema holandés está muy bien calificado por sus efectos vía incentivos para disminuir la carga contaminante (Bressers, 1988), el enfoque francés ha sido evaluado con resultados mixtos en relación a su efectividad y a la estructura de incentivos (Holm, 1988). En el caso de los cobros a efluentes de Alemania, se ha cambiado el objetivo y actualmente se ha convertido en un instrumento para acelerar el cumplimiento con las normas de emisión (Sprenger et al., 1994).

Impuestos a los productos

Este tipo de cobro se aplica a una gran variedad de productos, pero dado que el rango de candidatos de productos contaminantes es limitado, se han establecido las siguientes categorías de productos:

- automóviles, gasolina,
- impuestos a la energía,

[1] Una ECU (unidad de moneda europea) era equivalente a US$1,526 en 1992.

- insumos agrícolas, productos químicos,
- material para envases.

Los impuestos a los productos han sido aplicados a un producto o categoría de productos para reducir su consumo. Otra alternativa es la diferenciación de un impuesto (existente) de acuerdo al contenido de substancias contaminantes en el producto, con el objeto de disminuir la participación de esta versión del producto en el mercado.

En cuanto a los automóviles, en Bélgica, Finlandia, Alemania, Grecia, Holanda, Noruega y Suecia, los impuestos a la venta de automóviles han sido diferenciados para acelerar el cumplimiento con las normas de emisión o aumentar la participación en el mercado de autos equipados con convertidores catalíticos. Una vez cumplidos los plazos para el cumplimiento, las diferenciaciones de impuestos tienden a ser descartadas. La investigación empírica realizada en algunos países muestra que se ha logrado el objetivo propuesto. En cuatro países europeos que cuentan con impuestos anuales a los vehículos, el impuesto original en base al tamaño del auto (basado en caballos de fuerza o peso) comienza a diferenciarse de acuerdo a características de contaminación. En Alemania no se ha llevado al parlamento el plan para cambiar completamente el impuesto anual sobre los vehículos, el cual está basado en una tasa de emisión de los principales contaminantes.

La otra diferenciación de impuestos relacionada con los automóviles es entre la gasolina con y sin plomo. Este impuesto se calcula para compensar las diferencias en el costo de producción y para que la gasolina sin plomo sea más barata para el usuario del vehículo. En Europa, once países usan este instrumento. En su estudio la OCDE informa considerables efectos vía incentivos en relación a los cambios en la participación en el mercado (OECD, 1994a).

Los impuestos a los combustibles fósiles son los impuestos generales al consumo de energía, los impuestos basados en el contenido de carbono establecidos recientemente por sobre los impuestos al consumo y los impuestos por el contenido de sulfuro de los combustibles. Los impuestos al sulfuro se usan en Noruega y Suecia donde se aplican a los combustibles diesel y de calefacción, coke y carbón. En Suecia, son reembolsables cuando el contribuyente pueda demostrar una disminución de las emisiones de SO_x. Combinados con la opción de reembolso, estos impuestos están estructuralmente cercanos a los cobros por emisiones. Los impuestos al carbono se usan en los cuatro principales países nórdicos y en Holanda. La tasa tributaria implícita de los impuestos al consumo existentes en Dinamarca, Finlandia y Holanda es (fue) considerablemente más alta que las tasas de los impuestos por el carbono. En Noruega y Suecia las tasas alcanzaron un nivel que probablemente será efectivo en términos de disminuir las emisiones de CO_2, pero también en este caso, las expectativas sobre los efectos de la disminución deben tomar en cuenta los impuestos al consumo existentes.

En cuanto a la agricultura, cuatro países europeos imponen cobros a la compra de fertilizantes y dos a las ventas de pesticidas. Nuevamente los países nórdicos son los líderes en el uso de estos instrumentos. El rango de los impuestos es de hasta un 20% del precio del fertilizante. Según la OCDE, la Junta de Agricultores suecos estimó la elasticidad precio del uso de los fertilizantes entre 0,2 y 0,5, en base a su evaluación de

los cambios de los impuestos. Los otros productos químicos afectos a impuestos a los productos son las substancias que disminuyen la capa de ozono y los aceites lubricantes. Si bien en Dinamarca se aplican impuestos a las substancias que disminuyen la capa de ozono, debido a que el impuesto se usa en combinación con los instrumentos de regulación para reducir el consumo de los CFC, se hace difícil establecer si el efecto vía incentivos de la disminución estimada en un 60% entre 1986 y 1991 se debe a los impuestos. Los impuestos por el aceite lubricante se usan en cuatro países europeos para financiar el tratamiento de los residuos del aceite; el efecto vía incentivos tiene en este caso una importancia menor. Un sistema similar aplicado en Alemania durante 15 años, fue cambiado en 1986 porque los operadores no eran capaces de controlar la contaminación del aceite con PCB. De manera similar, tres países europeos han establecido impuestos a las baterías con el propósito principal de financiar la recolección, el reciclaje y el tratamiento del contenido de plomo, níquel y mercurio existentes en las baterías.

El último gran grupo de impuestos sobre los productos es aquél del material para envases. En Europa se usan en los países nórdicos y en Portugal. Se diferencian de los sistemas de reembolso de depósitos en que los grupos meta de los impuestos tienden a ser los productores o embotelladores y no los consumidores finales como en el caso de los sistemas de reembolso de depósitos. Los productores y embotelladores tienen la opción de cambiar a otro material para envases o establecer sus propios sistemas de reembolso de depósitos. El incentivo para los productores funciona sólo si los impuestos son lo suficientemente altos como para cubrir los costos de recolección y limpieza de los materiales de envases usados (OECD, 1993). Basándose en esta observación, las tarifas parecen ser demasiado bajas en Noruega y Suecia y lo suficientemente altas en Finlandia. La evidencia para el caso danés se considera como no concluyente ya que las tarifas fueron establecidas de tal manera que los envases no retornables se convirtieron, o continuaron siendo, competitivos.

Sistemas de reembolso de depósitos

Los sistemas de reembolso de depósitos son más comunes para los envases plásticos de bebidas (8 países europeos) y para las botellas de vidrio (13 países europeos). Además, Suecia y Portugal usan los sistemas de reembolso de depósito para envases metálicos, y Grecia, Noruega y Suecia para carrocería de automóviles. Es común que los gobiernos conviertan los sistemas de reembolso de depósitos en obligatorios para envases plásticos de bebidas. Los sistemas de reembolso de depósitos para las botellas de vidrio son voluntarios, generalmente organizados por la industria de bebestibles o sobre la base de acuerdos voluntarios entre los gobiernos y la industria. El efecto vía incentivos tiende a ser relativamente alto si uno considera los porcentajes de retorno como el principal indicador. En cuanto a los envases plásticos de bebidas, los porcentajes de retorno promedio son sobre 60%, para el vidrio que se usa en la cerveza y bebidas son entre 90% y 100%, y para aquellas botellas de vidrio que se usan para el vino y los licores son entre 40% y 80%. Para los autos antiguos, los sistemas en Noruega y Suecia son obligatorios y logran porcentajes de retorno entre 80% y 90%.

Permisos de emisión transables

Existe sólo un caso en la política ambiental europea (occidental) que se asemeja a los permisos de emisión transables. Este corresponde a las compensaciones permitidas en la regulación de la contaminación atmosférica en Alemania, después de la enmienda de la ley de control de la contaminación atmosférica de 1985. En ese caso, las plantas más antiguas que habrían estado sujetas a requerimientos de renovación industrial más estrictos, tienen la posibilidad de una compensación si cumplen con las normas más rigurosas y si las emisiones netas son menores que bajo una reducción por separado. Además, las transacciones sólo son posibles entre plantas vecinas, durante un período de ocho años, sobre las mismas substancias, y en base a reducciones logradas por medidas técnicas (Huckestein, 1989). Desde 1986, cuando se implementó un total de 17.000 casos de renovación industrial, se produjeron 50 casos de este tipo de compensación en cuatro estados federales alemanes (Schaerer, 1995). Esta relación extremadamente baja se debe a los requerimientos restrictivos para las transacciones, a la falta de criterios *ex-ante* para los límites de tiempo y espacio (después de otra enmienda en 1990), y más probablemente al alto costo de la descontaminación requerida por las normas de emisión, lo cual probablemente dejó poca flexibilidad para lograr ahorros de costos entre las fuentes. La importancia de este último punto aún tiene que ser evaluada sobre la base de los datos empíricos.

EVALUACION DE LA EFECTIVIDAD DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS UTILIZADOS

El resumen anterior del tipo de instrumentos utilizados y su aplicación a los diferentes medios y productos se puede categorizar de acuerdo al rol que sus usos tienen como incentivos y como causas-efectos financieros. A la primera categoría corresponden aquellos instrumentos que están más cerca de las condiciones de optimización económica, es decir, los cobros y permisos de emisión transables de Baumol-Oates. En una segunda categoría se encuentran los cobros sobre los productos si éstos han sido diseñados para lograr una disminución del uso de los productos con el objeto de alcanzar emisiones deseadas o cambios en la calidad del medio ambiente. Corresponden a una categoría similar aquellos sistemas de reembolsos de depósito que logran un alto porcentaje de productos retornados. Otra categoría consiste en aquellos cobros a las emisiones en los cuales el criterio principal para la toma de decisiones ha sido la generación de los ingresos necesarios para algún propósito previamente especificado y donde el efecto en términos de reducción de la contaminación ha sido de menor importancia. A esta categoría pertenecen todas aquellos cobros a los usuarios que no distinguen de acuerdo a la diferencia en términos de substancias o daños ambientales. Una última categoría incluye todos aquellos cobros e impuestos que están subordinados a los instrumentos de regulación.

A pesar de que la clasificación de los diversos instrumentos constituye en algunos casos nada más que una hipótesis plausible, puesto que son más bien escasas las eva-

luaciones cuantitativas, es posible organizar estas categorías en un orden descendente en términos de la importancia de crear incentivos económicos. De este modo surgen las siguientes cuatro categorías:

(i) Si se usan los criterios del enfoque estándar de precios de Baumol/Oates como la base para evaluar los instrumentos económicos existentes en la política ambiental de Europa, entonces sólo algunos candidatos aprobarían la prueba:
- impuesto al sulfuro en Suecia,
- esquemas de compensación por contaminación atmosférica en Alemania, aunque el esquema no encaja debido a que es demasiado restrictivo.

(ii) Una segunda categoría son aquellos cobros a los productos que son lo suficientemente altos como para reducir el consumo sin un efecto importante de regulación directa:
- cobros a los fertilizantes en Finlandia, Noruega y Suecia,
- cobros a los pesticidas en Suecia,
- impuestos explícitos-implícitos al carbono en Noruega, Dinamarca y Suecia.
- los sistemas de reembolso de depósitos.

(iii) Un enfoque más común parece ser el uso de los cobros en la medida en que sea necesario para financiar medidas pasivas de protección contra la contaminación (ruido de aviones), tratamiento de aguas residuales (efluentes líquidos danés, francés) y para la recolección y tratamiento de residuos (abono, baterías, aceite lubricante, residuos peligrosos). La magnitud de los requerimientos financieros define en gran medida el alcance que tienen como incentivos económicos. La segunda característica importante respecto del incentivo es la variación de la base del impuesto en términos de los daños ambientales. Esto tiene importancia para los cobros a los usuarios en los cuales la determinación de precios unitarios o las mediciones reales de los efluentes influyen de manera fundamental sobre la estructura de incentivos.

(iv) Otro importante propósito es usar los cobros para acelerar el cumplimiento de las normas de emisión o los requisitos de los productos. La lista bajo este título incluye el cobro por NO_x sueca, el cobro alemán para los aviones, el cobro alemán por efluentes de agua, los diferenciales de los impuestos por la venta de vehículos, y las diferencias de impuesto entre la gasolina con plomo y sin plomo.

ANALISIS DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS ESPECIFICOS EN EL CONTEXTO DE SUS USOS

La evaluación de la aplicación de instrumentos específicos con respecto a sus efectos esperados (incentivos versus ingresos) y a su grado real de logro de las metas, sólo es

válida en el contexto de su aplicación, ya que tienden a ser usados en conjunto con la regulación directa y/o con los cobros a los usuarios para el caso de la gestión hídrica y de los residuos. Para una evaluación más amplia de los instrumentos mencionados anteriormente usados en Europa, no es adecuada la información de los estudios empíricos existentes. Los siguientes dos ejemplos del cobro alemán por efluentes de agua y del cobro francés por aguas servidas ilustran bastante bien la importancia del contexto regulatorio para una evaluación.

El cobro a las aguas servidas en Alemania

A pesar de que el cobro a las aguas servidas en Alemania entró en vigencia recién en 1980, está entre los cobros a las emisiones más conocidos de Europa, ya que su antigüedad se remonta a 1976, cuando se convirtió en ley. Dominó el debate acerca de los instrumentos económicos en las políticas ambientales de Alemania, puesto que se desarrolló en base al razonamiento pigouviano, aunque las tasas propuestas reflejaban el enfoque estándar de precios de Baumol-Oates.

Recién en 1994 se aprobó la cuarta enmienda de la Ley pertinente. Las enmiendas siempre incorporaban cambios en los niveles de las tarifas, además de otros cambios. El cobro se aplica sobre descargas directas en los cauces; no se incluyen las descargas indirectas, es decir, en el sistema de alcantarillado público y privado. Existen 10.600 establecimientos que son fuentes directas, de los cuales 7.500 son plantas de tratamiento de aguas residuales de propiedad municipal u operadas por los municipios, correspondiendo el resto a plantas industriales (Gawel y Ewringmann, 1993). La base legal es una ley federal, la cual es implementada por organismos de los estados federales que reciben los ingresos recaudados.

Los cobros se basan en unidades por daño ambiental, las que son unidades de emisiones. Por ejemplo, 50 kg de DCO, 3 kg de fósforo o 0,5 kg de plomo. Con el paso de los años se ha ido ampliando la lista de contaminantes incorporados y ahora incluye seis clases de contaminantes, dentro de las cuales una incluye seis tipos de metales. La tasa es única por unidad del daño ambiental. Comenzó con DM 12,00 por unidad en 1981 y lentamente aumentó a su nivel actual de DM 60,00. Con la tercera enmienda se quería aumentar la tasa hasta DM 90,00 en 1999, pero la cuarta enmienda redujo el aumento a DM 70,00 en 1997. El estudio original del Consejo alemán sobre la Calidad Ambiental en 1974 estimó que los costos marginales de la descontaminación eran iguales a DM 80,00 por unidad si los efluentes de agua alemanes fuesen reducidos en un 80% (SRU, 1974).

Sin embargo, la evaluación del cobro por aguas servidas tiene sentido solamente si se examina en conjunto con la norma de descarga que se aplica a la fuente de manera simultánea. Si la fuente cumple con la norma de descarga, se reduce la tasa del cobro. Esta reducción de la tasa disminuye de manera considerable el efecto vía incentivos del cobro. La tasa y el tipo de descuento ha cambiado dos veces hasta ahora. La Ley comenzó con una reducción única de 50% en su primera versión de 1976, la que duró hasta 1989 cuando la tercera enmienda cambió la reducción a un sistema doble: una reducción continua comienza en el nivel del permiso de descarga hasta la mitad de la

reducción entre el permiso y la descarga cero, y desde ahí en adelante la reducción es del 100%. La estructura de la tasa cambió nuevamente con la cuarta enmienda que entró en vigencia en 1994 con una reducción única del 75% hasta 1998 y una reducción única de 50% nuevamente comenzando en 1999.

Las normas de descarga están basadas en la Ley de administración del recurso agua de 1976, la que después de su enmienda de 1986 incluye dos conjuntos de normas: un conjunto en relación a las "reglas de tecnologías generalmente aceptadas" (allgemein anerkannten Regeln der Technik) y el segundo conjunto en relación al "estado de avance de la tecnología" (Stand der Technik) comparable a la "mejor tecnología disponible" (best available technology), la cual tiende a ser más estricta y se aplica sólo a las aguas servidas que contienen substancias peligrosas. El primer conjunto de normas se estableció a nivel industrial (en oposición a nivel de substancias) entre 1978 y 1983, comenzando con las fuentes municipales. El segundo conjunto de normas se estableció entre 1987 (Abwasse-Herkunftsverordnung), (Rahmen-AbwasserVwV 1992) y 1994 (Anhange zur Rahmen VwV), comenzando con las regulaciones para las plantas municipales, las que incluían por primera vez normas para el fósforo y el nitrógeno. La Ley estipula la renovación industrial de las plantas existentes, pero es responsabilidad de los estados federales establecer los plazos y las condiciones para el cumplimiento. Los dos grupos de regulaciones y los cobros a las emisiones llevan en conjunto a un aumento del 30 % en los gastos del tratamiento del agua en el sector gubernamental y a un aumento del 100% en el sector industrial. Los distintos indicadores de la calidad del agua, particularmente con respecto a DBO, DCO, y metales mostraron mejoras considerables. Sin embargo, la contaminación del Mar del Norte como receptor final no muestra aún señas de mejoría, en particular con respecto a los metales, fósforo y nitrógeno. De manera similar, las condiciones de la calidad del agua en los nuevos estados federales está mejorando, pero la calidad no ha alcanzado el nivel en la parte occidental del país (OECD, 1993b).

La eliminación del fósforo y nitrógeno comenzó con la incorporación de normas de descarga apropiadas para las plantas municipales en 1989, dependiendo de los estados federales en particular el nivel de aplicación de estas normas a las plantas existentes. Ambas substancias fueron incluidas en el cobro por aguas servidas por primera vez en la tercera enmienda de 1990. Debido a que la Ley para los cobros por aguas servidas permite que el estado federal otorgue períodos de gracia para las fuentes, era improbable que los cobros a las emisiones entraran en vigencia antes de que se ajustara el permiso.

El cobro a las emisiones es administrado por las autoridades del estado federal, quienes administran el agua habitualmente a nivel del condado. A veces estas autoridades cubren dos o tres condados. Ellas son responsables de todos los permisos relacionados con el agua; por ejemplo: extracción de agua y descargas de aguas servidas. La Ley federal de 1976 sobre administración del recurso agua constituyó la base legal para emitir permisos de descarga, pero ellos se basaban principalmente en un conjunto de permisos emitidos con anterioridad, los cuales contenían las máximas descargas permitidas definidas en base al volumen anual de agua descargada y a las concentraciones máximas.

La ley que especifica los cobros por aguas servidas, diseñada sobre este sistema existente, usaba el máximo valor permitido del permiso como la base para el cálculo de las tarifas. El anteproyecto de ley del gobierno de 1974 propuso usar mediciones reales para calcular los cobros, con la excepción de fuentes más pequeñas, pero la mayor parte de la cámara federal (Bundesrat) rechazó esta solución por ser demasiado cara y propuso un volumen fijo, basándose en el tipo de establecimiento y la capacidad de la instalación de tratamiento. La ley actual usa el máximo permitido en el permiso como el valor de referencia, pero no como la base para calcular los cobros. El máximo del permiso se define habitualmente en forma bastante generosa para permitir que las variaciones en la concentración cubran el máximo esperado en base a variaciones a corto plazo, evitando así la necesidad de un monitoreo riguroso diario. El máximo para calcular los cobros es un valor derivado, que tiene que ser al menos el 50% del máximo del permiso. Los detalles en el cálculo del cobro máximo varían entre los distintos estados federales, estableciendo el sistema un factor de carga previamente acordado en lugar de un sistema de medición real. Tiene la ventaja de tener menores costos de monitoreo y una menor tasa de casos judiciales de lo esperado en base a mediciones de su representatividad.

Este sistema exige que la autoridad hídrica tenga la información necesaria acerca de todas las sustancias que se incluyen en el cálculo del cobro. Este no fue el caso durante la fase introductoria; esta fue una de las razones para el período de gracia de cuatro años antes de que los cobros reales fueran calculados y cobrados. El factor de carga acordado previamente necesitaba de algunas mediciones y de un conocimiento mínimo de las condiciones operativas de la planta de tratamiento. Estos requisitos eran difíciles de cumplir dado el presupuesto existente y las restricciones de tiempo. Aquí la ley permitió el uso de estimaciones hechas por el operador sobre descargas ex post, para así evitar un pronóstico de las futuras descargas. Esta posibilidad fue anulada durante la segunda enmienda a la Ley de Cobros por Aguas Servidas de 1987.

El monitoreo se reduce a mediciones del máximo del permiso. Si más de una medición particular presenta concentraciones que exceden el valor máximo permitido, se toma el porcentaje de exceso de la medición particular para calcular un aumento de la carga de substancias descargadas, mientras que al mismo tiempo el operador pierde las ventajas de la tasa reducida. Si el operador cumple con la norma de descarga, sus tarifas se calculan sobre el factor de carga acordado previamente y sobre la tasa reducida.

La tasa del cobro por aguas servidas no está relacionada con el objetivo de limpieza y no varía de acuerdo a la región. La propuesta original se basaba en el objetivo de "limpiar las aguas servidas del 90% de la población biológica y las aguas servidas industriales de manera apropiada" (Bundesregierung, 1974). El Consejo Alemán de Calidad Ambiental estimó que se requería una tasa de DM 80,00 por unidad para conseguir que las pequeñas comunidades instalaran plantas de tratamiento con una fase biológica (SRU, 1974). En su lugar, el gobierno propuso una tasa de DM 40,00 comenzando en 1986, la cual fue considerada para lograr que sólo el 70% de las comunidades alemanas construyera y operara plantas de tratamiento biológico (Meyer-Renschausen, 1990). El Consejo propuso regionalizar la tasa cinco años después de su implementación, pero esta diferenciación fue rechazada por el gobierno federal ya que su objetivo

se refería solamente a las emisiones. El ajuste de la tasa de acuerdo con la inflación y las condiciones cambiantes de escasez -lo cual habitualmente implica el aumento de la escasez- se produjo durante el proceso de enmienda de la ley: los parlamentos decidieron en favor de un aumento real, entre 1986 y 1993, del valor original que ya era bajo. La enmienda limita los aumentos en este siglo a DM 70,00 por unidad.

Los ingresos recaudados mediante los cobros a las aguas servidas se devengan al estado federal y tienen que ser usados para inversiones relacionadas con la calidad del agua, como por ejemplo plantas de tratamiento de agua y lodos de alcantarillado, supervisión de la calidad del agua, almacenamiento de aguas de lluvia, capacitación e investigación y desarrollo relacionados, así como para cubrir los costos de administración de los cobros. Este tipo alemán de asignación específica constituye un avance legal para el sistema de cobros, diferenciándose notoriamente de los impuestos ambientales, los cuales deben ser asignados a los fondos fiscales. Los ingresos recaudados comenzaron en 1981 con un rendimiento de 171 millones de DM, llegaron al punto más alto con 495 millones de DM en 1987 y alcanzaron los 283 millones de DM en 1992 (Sprenger et al., 1994). El razonamiento legal para la asignación específica (especial) de cobros en Alemania se relaciona con un concepto de grupo de beneficiarios, lo cual implica que el grupo que paga la tarifa debe beneficiarse de las inversiones resultantes. Sin embargo, no está clara la forma en que se debe aplicar este principio ni tampoco si es factible ponerlo en práctica. El tema de los ingresos y los gastos resultantes permanece en gran parte confuso, especialmente si se lo compara con el interés por el lado de los incentivos. Todos los objetivos especificados en la Ley de Cobros por Aguas Servidas cumplen con el concepto de grupo de beneficiarios, pero algunos de los estados federales usan los ingresos para propósitos distintos a la administración de la calidad del agua; en Berlín éstos se incorporan a los ingresos generales (Sprenger et al.,1994). En un estado federal, los cobros fueron pagados por fuentes industriales en un 42% y por fuentes municipales en un 50%, pero el 97% de las inversiones fueron destinadas a las municipalidades.

Los costos administrativos de los cobros no se analizan continuamente; sólo se han estimado y comparado los ingresos recaudados y los costos administrativos para el año 1982. Durante este segundo año de aplicación de la ley, los costos administrativos fluctuaron entre el 121% al 14% de los ingresos recaudados en los ocho estados federales que tiene Alemania Occidental (Benkert, 1988). El volumen total de los cobros recaudados es menor que el total de subsidios invertidos en el control de la contaminación de las aguas. La relación entre los gastos en el control de la contaminación de aguas y la inversión total de 10.350 millones de DM en 1990 y los 321 millones de DM en ingresos por tarifas, demuestra claramente la prevalencia de las inversiones inducidas por la regulación.

Tabla 3.3: Resumen del sistema de cobros por efluentes en Alemania

- Organizado en un sistema federal; basado en una ley federal de 1976; modificado cuatro veces; última enmienda en 1994; administrado por las autoridades hídricas de los estados federales.
- Se aplica sólo a las descargas directas; número total de 10.600, de las cuales 7.500 son plantas de tratamiento municipales; el impuesto se agrega al cobro de usuario del alcantarillado municipal.
- El cobro completo en 1995 es de DM 60 por unidad de toxicidad (por ejemplo, 50 kg DCO, por 3 kg P, 25 kg N, 20 g mercurio, 500 g plomo, 2 kg compuestos orgánicos halógenos); uniforme para todas las fuentes en toda Alemania.
- Originalmente el CEQ alemán propuso DM 80 por unidad para inducir a una reducción de DBO de 80%; la Ley comenzó con DM 12, en vigencia en 1980, y se espera que alcance DM 70 en 1997.
  El cobro se usa en combinación con estándares de descarga, establecidos a nivel federal y uniformes para toda Alemania:
  - municipal: CSB, BSB, P, N; los estándares varían según el tamaño de la planta,
  - industrial: en base al sector los estándares varían según el tipo de sustancia:
    sustancias peligrosas: estado de avance de la tecnología (más estricto)
    contaminantes convencionales: tecnologías generalmente aceptadas.
- El cobro se reduce si el operador cumple con los estándares de efluentes, actualmente en un 75%.
- El monitoreo se basa en el valor del permiso; si se excede el valor del permiso, se debe pagar el cobro completo; una medición es suficiente.
- Los ingresos están asignados específicamente a los costos de recolección, inversiones en tratamiento e investigación y desarrollo; recaudación anual es de 300-400 millones de DM, recaudados y gastados por los estados federales.
- Faltan estándares de vertimiento a alcantarillados para las sustancias peligrosas; se aplica a 300.000 fuentes.

El sistema de cobros existente evolucionó desde su propuesta original como un cobro tipo Baumol-Oates, hacia un instrumento para respaldar los permisos que aún predominan en la administración de aguas servidas en Alemania. Los cobros sirven básicamente para hacer efectivo el sistema de permisos incorporando un precio de descuento por descargar bajo el valor del permiso. El incentivo dinámico del cobro por disminuir las emisiones más allá del valor del permiso ha sido bastante reducido por las diversas formas de reducción. El sistema se torna dinámico sólo haciendo más estrictos los permisos, lo cual ocurrió una vez mediante la enmienda de la Ley de administración del recurso agua en 1986 y las subsiguientes enmiendas de las ordenanzas

relacionadas entre 1987 y 1994. La combinación de ambos instrumentos consiguió una disminución considerable de substancias que demandan oxígeno y metales pesados: la reducción de nitrógeno, fósforo y componentes orgánicos debido a la enmienda debe ser analizada con los datos ambientales, y el número de plantas de tratamiento con sus correspondientes etapas construidas o por construir ha ido en aumento.

La combinación de normas mínimas específicas para un sector y los cobros por descarga prácticamente eliminó la situación preferencial de los operadores con permisos antiguos y amplios con respecto a nuevas plantas que contaminaban la atmósfera considerablemente menos. Sin embargo, este logro ha sido muy caro para la economía alemana debido a que las variaciones de costo provenientes de diferentes objetivos de uso del agua y/o de calidad del ambiente para los sistemas fluviales no se han usado para lograr ahorros de costos.

El sistema no ha solucionado el problema de las fuentes indirectas que descargan en las alcantarillas municipales. Estas fuentes no pagan el cobro federal, sino sólo el cobro de usuario municipal o aquél relacionado a alguna asociación. Las municipalidades están autorizadas para traspasar el cobro federal por aguas servidas a los usuarios de la planta de tratamiento de aguas residuales, pero la transformación depende del sistema municipal de cobros al usuario. Algunas municipalidades todavía operan con cobros al usuario en base al volumen de agua consumida, ya que es la única medición disponible. Este enfoque genera importantes problemas en la operación de las plantas de tratamiento, si consideramos que existen cerca de 300.000 establecimientos industriales descargando en las alcantarillas públicas. El enfoque, dentro del marco de la administración alemana de aguas servidas, se ha desarrollado dentro del contexto de la enmienda de la Ley de administración del recurso agua de 1986, la cual entrega a los gobiernos de los estados federales la responsabilidad de establecer requisitos mínimos para estas fuentes indirectas. Los estados federales han establecido los requisitos, en base a pautas federales para las substancias peligrosas, para el estado de avance de la tecnología para la descontaminación (Stand der Technik) (Sander, 1993). Han sido renuentes a asignar los recursos necesarios para hacerlos operativos: desde fines de 1993 el registro de las 300.000 fuentes aún no está completo y tampoco se ha producido el ajuste de los permisos. Los estados federales estiman que este proceso tardará más de diez años (Gawel y Ewringmann, 1993).

El cobro a las aguas servidas en Francia

Si bien el cobro a las aguas servidas en Francia es similar al cobro alemán en algunos de sus aspectos estructurales, originalmente estaba destinado a ser un cobro para financiar un sistema de subsidios operados por los organismos de cuencas fluviales franceses. La base legal para los cobros es la Ley del agua de 1964, la cual creó los organismos de cuencas fluviales y sus funciones. Estas funciones son el desarrollo de metas de calidad del agua para cada río, la implementación de un programa de intervención de mediciones individuales para mejorar la calidad del agua (y asegurar-salvaguardar el suministro de agua) por un período de cinco años y la recaudación de los ingresos necesarios para financiar estas mediciones en base a un sistema de cobros a las aguas servidas. Los organismos se administran como cooperativas de usuarios del agua con

una fuerte supervisión ministerial. Los usuarios del agua son las compañías de suministro de agua, las fuentes de descarga de aguas servidas y las municipalidades. Las fuentes industriales de aguas servidas poseen y operan las plantas de tratamiento y financian sus servicios con sus propios recursos, apoyados por los subsidios pagados por los organismos de cuencas fluviales y por subvenciones del gobierno central.

La mayoría de las plantas municipales de tratamiento y el sistema recolector de aguas residuales son propiedad de las municipalidades (a diferencia del suministro de agua cuya propiedad es principalmente privada) y se financian en gran medida con cobros a los usuarios, conocidas como impuestos a las aguas residuales (Bower et al., 1981). La tasa impositiva es tributada por metro cúbico de agua y controlada por los municipios (aprobada por el prefecto), pero recaudada por la compañía de suministro de agua. Si bien el cobro a los efluentes de la descarga municipal es pagado por cada residencia particular en base a la estimación de las aguas servidas domésticas sin tratamiento, es recolectado por la compañía de suministro de agua, quien los transfiere al organismo de cuencas fluviales. El operador de la planta de tratamiento recibe de parte del organismo de cuencas fluviales una prima por la cantidad de contaminantes eliminados. El operador de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales tiene dos fuentes de ingresos para los costos de operación. El impuesto por aguas residuales proveniente de las residencias particulares y la prima del organismo de cuencas fluviales. En 1981 Bower et al. (1981) estimaron que la prima cubre menos de la mitad de los gastos operacionales. Para los costos de capital, la municipalidad recibe subvenciones del organismo de cuencas fluviales, del gobierno central, préstamos subsidiados de un banco especial y el impuesto por aguas residuales. Si hay déficit, la municipalidad tiene que financiarlos con ingresos generales.

La política francesa de control de la contaminación del agua también usa permisos de descarga. Para su obtención se debe postular, para posteriormente ser otorgados en forma separada para las descargas y para la operación de las instalaciones de tratamiento. La base es la Ley para el control de las instalaciones clasificadas de 1976, la cual no sólo cubre las descargas a aguas superficiales y subterráneas, sino también a los alcantarillados. Aquí es necesario diferenciar dos categorías: Clase A, que son aquellas instalaciones, enumeradas en un reglamento de 1953, afectas a un complicado procedimiento y que están sujetas a un permiso individual; la segunda categoría D, está afecta a un procedimiento menos complicado. Los permisos son otorgados por el prefecto, quien es respaldado por comisiones técnicas. La otorgación del permiso de descarga le corresponde a la delegación regional de la industria e investigación ubicada a nivel regional y la operación de la instalación a la delegación de agricultura ubicada a nivel departamental.

Para el permiso de descarga de las instalaciones clasificadas, los criterios de toma de decisión toman en cuenta la calidad del ambiente del cuerpo de agua receptor. La base para el permiso, y los requisitos que el operador tiene que cumplir, son equivalentes a una evaluación de impacto ambiental, basados en ordenanzas dictadas en 1973, 1979 y 1989. Como resultado, las condiciones del permiso tienden a variar en forma considerable y se han hecho esfuerzos importantes para simplificar y estandarizar el proceso de entrega de permisos, lo que ha resultado en una nueva Ley del agua en 1992.

Existen sólo unas pocas exigencias mínimas estandarizadas para las descargas: un conjunto de normas fue incluida en los contratos de contaminación del agua (Harrison y Sewell, 1980), otro en el reglamento de 1984, que trasforma el Mandato de la CEE de 1978 sobre descarga en aguas de especies salmonideas y ciprinidas, y un tercer conjunto de exigencias mínimas se define en el reglamento de 1980 sobre las descargas en los alcantarillados.

Los cobros por aguas servidas, recaudados para financiar los subsidios de los organismos, se basan en las substancias, varían de acuerdo al sector y las cuencas fluviales, y para las fuentes municipales varían de acuerdo al tamaño de la ciudad. Las substancias que se incluyen en los cálculos son sólidos en suspensión, demanda total de oxígeno, toxicidad, nitrógeno residual, fosfatos, sales solubles, compuestos orgánicos halogenados (AOX) y metales totales. Para las residencias particulares, se calcula una canasta estándar de contaminantes y en cada cuenca fluvial se establece una tasa para cada uno de los contaminantes. Esta tasa base se multiplica por un coeficiente del tamaño de la ciudad, un coeficiente de zona que se determina de acuerdo a la vulnerabilidad del agua receptora y por un coeficiente de recuperación que cubre los costos de alcantarillado.

Para las descargas industriales, que se descargan directamente en los cuerpos de agua sin pasar por una planta de tratamiento, las tarifas por efluentes se calculan sobre la base de tasas por tipo de contaminante, indicadores de producción (por ej.: toneladas de pulpa producida) y coeficientes entre producción y emisiones sin tratar (generadas) establecidos en un decreto de 1975 para 285 actividades industriales, y un coeficiente de eliminación. En su lugar, la fuente de descarga o el organismo de la cuenca fluvial puede solicitar una medición para reemplazar el coeficiente. Esto ha sucedido en varios establecimientos como resultado de la petición de los organismos de cuencas fluviales. Si la planta industrial tiene su propia planta de tratamiento, la base para la evaluación son las mediciones reales. Si la actividad industrial descarga en el alcantarillado municipal, recibe el tratamiento de una residencia particular, a menos que existan tóxicos en el efluente y/o que la descarga exceda el equivalente a 200 habitantes. Para aquellas plantas industriales con tóxicos y/o volúmenes mayores de efluentes, el organismo de la cuenca fluvial calcula las tarifas por efluentes sobre la base de la toxicidad, pero sobre las emisiones sin tratar. Adicionalmente, estas plantas tienen que pagar por usar los alcantarillados y por el tratamiento en plantas municipales de tratamiento, a la vez que no se benefician de las primas pagadas a las plantas municipales de tratamiento.

El cobro anual por efluente de una planta industrial se calcula multiplicando la base de la evaluación (volumen de producción por el coeficiente de contaminación) o bien se obtiene a través de la tasa del contaminante y, como se mencionaba anteriormente, con un coeficiente de zona que depende de la ubicación dentro de la cuenca (Bower et al., 1981). Las tasas son calculadas para cubrir los costos de un programa de intervención de cinco años, el cual fue acordado por el comité de la cuenca fluvial como una cooperativa. Además, se debe lograr un equilibrio entre los cobros y los subsidios para cada contaminante y para el grupo de fuentes industriales y municipales.

Los subsidios se pagan a los operadores de las plantas municipales de tratamiento. En primer lugar, existe una prima que se calcula en base a la multiplicación del cobro al efluente por la tasa de remoción. La tasa de remoción se basa en mediciones reales. La segunda es la superprima, que incluye además un factor de carga como un indicador de la operación eficiente de la planta de tratamiento.

Tabla 3.4: Resumen de los cobros a las aguas residuales en Francia

- La base institucional son los organismos de cuencas fluviales; éstos establecen objetivos de la calidad del agua, planifican programas de inversión quinquenales, fijan los cobros a las aguas residuales, distribuyen subsidios a las inversiones; están organizadas como cooperativas de usuarios del agua con una fuerte guía ministerial; no tienen poder de regulación y no operan plantas de tratamiento.
- Los cobros se recaudan de residencias e industrias para subsidiar las inversiones en plantas de tratamiento municipales e industriales y en instalaciones de recolección de aguas servidas.
- Los cobros varían de acuerdo a los contaminantes: DBO, N, P, toxicidad, sales, metales, AOX; la cuenca fluvial, y el tamaño de la ciudad.
- La planta de tratamiento necesita de un permiso de descarga emitido por el prefecto; sólo existe un rango limitado de estándares de descargas; el permiso es una decisión individual similar a una EIA; los servicios de asesoría técnica regionales y municipales juegan un importante rol.
- El operador de una planta municipal de tratamiento de aguas servidas recibe un impuesto local sobre las aguas servidas (determinado por la municipalidad, pagado por las residencias particulares), una prima según la efectividad del tratamiento como reembolso y subsidios de inversión de parte de las autoridades de las cuencas fluviales.
- Al operador industrial le cobran y le pagan subsidios para inversiones especificadas.

Sin embargo, el tipo de subsidio más importante son pagos por medidas no incluidas en los programas de intervención, los cuales se calculan de acuerdo a la capacidad adicional para la remoción de contaminantes. Estas subvenciones se pueden convertir en préstamos. El programa de intervención se deriva de una meta de reducción global de emisiones, la que se transforma en las inversiones necesarias multiplicando una unidad de efluente reducido por sus costos promedio. Los funcionarios del organismo de la cuenca fluvial calculan las tasas necesarias de los cobros para diferentes niveles de reducción de emisiones. Luego las partes involucradas, usuarios, y ministerios técnicos y económicos, deciden si el objetivo de reducción justifica su precio. Un análisis del programa de intervención del organismo de la cuenca fluvial del Río Sena y Normandía reveló que las variaciones en los cálculos de la tasa juegan un papel muy importante para mejorar la calidad del agua. Entre el primer programa de 1969-70 y los siguientes cinco años se puede verificar la inclusión de nuevos contaminantes y a la vez observar que la variación de los coeficientes (por ej.: la incorporación del coeficiente de alcantarillas en 1982), en términos de ingresos generados, fue más importante que el modesto aumento en la tasa (Holm, 1988).

La evaluación del sistema francés de cobros a los efluentes varía de acuerdo a la referencia usada. Si se usa el enfoque estándar de precios de Baumol/Oates como referencia, entonces el cobro francés a los efluentes no pasa esta prueba ya que la tasa se

determina mediante mediciones técnicas de tratamiento y no por otros medios como cambios en el producto (Holm, 1988). Estos cobros financieros a los efluentes son menores que los cobros del enfoque estándar de precios, puesto que cubren sólo los costos de inversión y no los costos de operación. Si se considera el efecto combinado de cobro y subsidio, el nivel del subsidio no es lo suficientemente alto para lograr el nivel de descontaminación equivalente al del planteamiento estándar de precios. Más aún, una vez hechas las inversiones, las tarifas se reducirán (en el extremo a cero), pero las descargas restantes se producirán sin precios, reduciendo así el efecto dinámico del cobro al efluente al nivel de una norma de descarga.

Con el objeto de lograr la efectividad ecológica establecida, el sistema francés de cobros exige el uso de normas de descarga. La calidad ambiental establecida es destacable, pero la falta de tratamiento en las zonas rurales, de baja densidad y el porcentaje de sistemas de tratamiento pequeños y poco confiables han sido una preocupación importante para las autoridades francesas encargadas del agua. El sistema existente ha asegurado el financiamiento de una expansión considerable del tratamiento central de aguas residuales al nivel mínimo de costo que los usuarios representados en los comités de cuencas fluviales estaban dispuestos a pagar. Sin embargo, no se ha analizado empíricamente hasta qué punto las opciones de descontaminación de menor costo se pueden movilizar cambiando a una tarificación del tipo Baumol-Oates.

EL USO ACTUAL DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS COMO PUNTO DE PARTIDA

Este estudio ha mostrado que entre los muchos instrumentos económicos usados en Europa sólo hay algunos que se acercan a las normas establecidas por los economistas ambientales. Excluyendo el ejemplo alemán sobre compensaciones como una aplicación de permisos de emisión transables debido a la excesivas restricciones, entonces no hay caso alguno de este tipo. Sin embargo, la experiencia con los cobros ya es considerable, pero no se limita a los miembros europeos de los países de la OECD. No es sorprendente que los cobros a los usuarios estén presentes en casi todos los países, pero su potencial para usarlos como incentivos económicos no se aprovecha en toda su dimensión, ya que sus bases de medición para determinar los cobros reducen los potenciales efectos vía incentivos. El ejemplo clásico es la falta de tarificación unitaria en la gestión de los residuos. En su mayoría los cobros a las emisiones usados se basan principalmente en un objetivo financiero que crea un determinado incentivo, pero sólo se evalúa como considerable en el caso de los cobros a los efluentes líquidos en Dinamarca. El otro uso de los cobros es su valor instrumental para hacer cumplir la regulación directa ya sea fijando impuestos a productos ya sujetos a impuestos al consumo o usando cobros a las emisiones.

Las lecciones aprendidas de la experiencia en Europa a un nivel eminentemente práctico son:

(i) Existe un considerable grado de libertad en el diseño de mecanismos de compensación en el control de la contaminación atmosférica: el enfoque alemán fue/es demasiado restrictivo y causa un uso limitado. Existe, sin embargo, un caso de concentración regional de las industrias de cerámica donde el método de compensación se aplicó con gran éxito (MUG Rheinland-Pfalz 1987) y que ilustra los límites de las transacciones.

(ii) Existe un considerable potencial para aplicar cobros por efluentes si se considera su potencial de generación de ingresos en el manejo de aguas residuales y de residuos. El total de sus potencialidades sólo se pueden utilizar si se comprende bien la función de los cobros a usuarios y la regulación directa, como puntos de partida. En este punto es necesario estudiar el potencial del uso conjunto de las mediciones y del personal calificado.

(iii) Los impuestos a los productos y su diferenciación de acuerdo a criterios ambientales son puntos de partida efectivos para diversas soluciones a los problemas ambientales. Lo anterior tiende a ser menos costoso si los impuestos ya existen y sólo requieren pequeñas variaciones.

La extensión y estructura del uso de los instrumentos económicos en la política ambiental en Europa comúnmente se ve como una falla de la economía ambiental, por su gran diferencia con las ideas de los textos sobre economía, pero ello parece suponer que la racionalidad definida en la economía académica se va a traspasar automática e instantáneamente al terreno político. Desde mi punto de vista, la actual situación debe ser considerada como un punto de partida para mejoras futuras. Sin duda que existe el riesgo de reducir los niveles existentes de uso, tal como lo demostró claramente la enmienda de 1994 a la Ley de cobros de aguas servidas. Pero aun sería contraproducente, como es bastante común entre los economistas, retroceder y quejarse. Existe la necesidad de demostrar las ventajas de los instrumentos económicos sobre una base empírica más amplia centrada en los instrumentos existentes. Este estudio de las investigaciones existentes ha mostrado que aún falta esta base empírica o al menos no fue incluida en dichos estudios en un nivel comparativo e internacional. Un tema relacionado es la necesidad de comprender más instrumentos y su aplicación, el modo en que interactúan con la regulación directa y en el caso de la administración del agua y de los residuos, con los cobros a los usuarios; todo esto con el objeto de poder identificar cómo pequeños cambios pueden resultar en políticas de costos inferiores, de mayor flexibilidad e innovación sin sacrificar la calidad ambiental.

Naturalmente, la economía política del uso de instrumentos económicos debe ser considerada para su evaluación. El primer tema es la falta de apoyo para los permisos de emisión transables y el nivel de aceptación de los cobros en Europa. Un punto importante es la percepción global de los impuestos y la aceptación del aumento de la participación del gobierno en la economía. En el norte y oeste de Europa esta aceptación parece superar la de EE.UU. Además, entre el público europeo en general existe entendimiento respecto a que es moralmente correcto hacer que los contaminadores paguen y no se confía en la entrega de ventajas económicas, como es el caso de los

permisos de emisión transables. Esta evaluación general fue mencionada durante la discusión de la enmienda a la regulación de la contaminación atmosférica en Alemania a mediados de la década de los ochenta, cuando varios economistas propusieron permisos de emisión transables a partir de la experiencia en EE.UU. La enmienda incluyó la posibilidad de compensación, pero las restricciones que se le agregaron fueron en gran medida consecuencia de evitar la entrega de ventajas a los contaminadores.

Si bien la diferencia en la economía política de los cobros entre Norteamérica y Europa se explica en parte por la positiva actitud existente hacia los cobros en Europa, resalta el hecho de que cuando los detalles de las regulaciones que forman la base de las tarifas son discutidas con una menor participación de la opinión pública, generalmente se encuentra una solución más cooperativa entre los administradores ambientalistas, los contaminadores y otros usuarios del agua. En caso que se deban financiar programas específicos de inversión u otras actividades, es posible encontrar para los cobros a las emisiones un nivel políticamente aceptable para contaminadores industriales y municipalidades. La implicancia de liquidez de un cobro Baumol-Oates completo es por lo general no aceptable para las industrias y municipalidades, a menos que el gobierno pueda disminuir la inseguridad que significa para las empresas y comunas aquellos pagos futuros adicionales y específicos.

Existe un nuevo avance en varios países europeos que tiene como líderes a Suecia y Dinamarca; éste cambia la economía política de los cobros ambientales. El nivel existente de impuesto a la renta y de las contribuciones a la seguridad social ha alcanzado un nivel que hace al gobierno buscar otras alternativas entre los impuestos indirectos. La reforma tributaria de 1991 en Suecia produjo una reducción de los impuestos a la renta (tasa marginal de impuesto a la renta para grupos de mayores ingresos) y la resultante falta de ingresos fue compensada por los impuestos indirectos, de los cuales los impuestos ambientales constituyen una parte importante. De todos modos, la cuota de los impuestos y de las contribuciones para la seguridad social del PIB se mantuvo en el 56% (Bohm, 1994). Un cambio similar se produjo en Dinamarca en junio de 1993. La incorporación o el aumento de cobros a los productos para propósitos ambientales cambia considerablemente el panorama. La discusión sobre impuestos al carbono dentro del contexto de desarrollo de una política del clima es otra fuente para un cambio potencial en el uso de los instrumentos económicos en Europa en los próximos cinco años.

APENDICE: CLASIFICACION DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS DE ACUERDO A LA OCDE 1991

Cobros

Los cobros, hasta cierto punto, pueden considerarse como "el precio de la contaminación". Los contaminadores tienen que pagar por los "servicios" ambientales, los cuales de ahí en adelante son parte de las evaluaciones regulares de costo-beneficio privadas. El impacto vía incentivos de los cobros depende de los cambios de costo y precio

que resulten. En la mayoría de los casos, e independiente del impacto vía incentivos, los cobros tienen un efecto de redistribución, ya que los ingresos son usados para tratamiento colectivo, investigación en nuevas tecnologías de descontaminación o para subsidiar nuevas inversiones.

• *Cobros por efluentes:* son cobros que se pagan por descargas al medio ambiente y se basan en la calidad y/o cantidad de los contaminantes descargados.

• *Cobros a usuarios:* son pagos por los costos del tratamiento público o colectivo de los efluentes. Los cobros son uniformes o difieren de acuerdo a la cantidad del efluente tratado.

• *Impuesto a los productos:* son impuestos al precio de los productos que contaminan durante su fase de fabricación o consumo o para los cuales se ha organizado un sistema de disposición. Los impuestos al producto pueden basarse en ciertas características del producto (p.ej., cobro por el contenido de sulfuro del petróleo mineral) o sobre el producto propiamente tal (cobro al petróleo mineral).

• *Impuestos administrativos:* tales como las tarifas de control y autorización, son pagos por el servicio de autorización, por ejemplo, para registrar ciertos productos químicos o implementación y cumplimiento de las regulaciones.

• *Diferenciación de impuestos:* conduce a lograr precios más favorables por los productos que no dañan el medio ambiente y viceversa. La diferenciación de impuestos funciona en la práctica como impuestos positivos y negativos a los productos. Sin embargo, el único propósito de la diferenciación de impuestos es el impacto vía incentivos. A menudo este instrumento opera neutralmente sobre el presupuesto, mientras que los impuestos a los productos tienen además el objetivo de recaudar ingresos.

Subsidios

"Subsidio" es un término general para distintas formas de asistencia financiera, las que deben actuar como incentivo para que los contaminadores cambien su comportamiento o que se entregan a las empresas que enfrentan problemas para cumplir las normas impuestas.

• *Subvenciones:* son formas de asistencia financiera no reembolsables.

• *Préstamos blandos:* son una forma de asistencia financiera, ya que sus tasas de interés se fijan por debajo de la tasa del mercado.

• *Exenciones tributarias:* Favorecen a los actores permitiendo una depreciación acelerada u otras formas de exención o rebaja de impuestos o tarifas. Las exenciones tributarias ejercen influencia directa sobre los ingresos o ganancias, mientras la diferenciación de impuestos opera por la vía de los precios de los productos.

Sistemas de reembolso de depósitos

En los sistemas de reembolso de depósitos se agrega una sobretasa al precio de los productos potencialmente contaminantes. Cuando se evita la contaminación retornando estos productos o sus residuos a un sistema de recolección, la sobretasa se reembolsa.

Creación de mercados

Se pueden crear mercados artificiales en los cuales los actores pueden comprar "derechos" para la contaminación real o potencial o donde pueden vender sus "derechos de contaminación" o los residuos de su procesamiento (materiales reciclados). Existen varias formas.

• *Emisiones transables:* el uso de las emisiones transables es una alternativa y en muchas formas también un sustituto para el uso de impuestos a la contaminación. Con este enfoque, las fuentes de descarga tienen el mismo tipo de límites de emisiones que con los programas normales de control de la contaminación. Sin embargo, si una fuente de descarga emite menos de lo permitido por su límite, la empresa puede vender o transar la diferencia entre sus descargas reales y sus descargas permitidas a otra empresa que entonces tiene el derecho a emitir más de lo permitido por su límite inicial. Bajo diferentes enfoques estas transacciones pueden ocurrir al interior de una planta, dentro de una empresa o entre diferentes empresas.

• *Intervenciones de mercado:* las intervenciones de precios (subsidio) podrían crear un mercado en donde no existía uno con anterioridad; por ejemplo, para residuos con valor potencial vertidos u ofrecidos para tratamiento a bajo costo. Las intervenciones de precios son muy similares a los cobros a los productos (negativos) que, sin embargo, son aplicados en los mercados ya existentes.

• *Seguros por responsabilidad legal:* asegurar la responsabilidad legal para con el medio ambiente significa crear un mercado en el cual los riesgos por sanciones penales se transfieren a compañías aseguradoras. Las primas reflejarán la posible magnitud de los daños (sanción penal) y la probabilidad de que se produzca el daño. El incentivo en este caso es la posibilidad de primas menores cuando los procesos industriales sean más seguros o cuando acarreen un menor daño en caso de un accidente.

Incentivos al cumplimiento

• *Multas por incumplimiento:* se imponen a los contaminadores que no cumplen determinadas regulaciones. El monto cobrado depende de las ganancias obtenidas por el no cumplimiento.

• *Garantías de cumplimiento:* las garantías de cumplimiento son pagos a las autoridades en expectativa del cumplimiento de las regulaciones impuestas. El reembolso se produce cuando se logra el cumplimiento.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Baumol, W.J. y Oates, W.E. (1971). The Use of Standards and Prices for Protection of the Enviroment. *Swedish Journal of Economics*, N° 73: 42-54.

Benkert, W. (1988). Wie sinnvol sind haushaltswirtschaftliche Sonderregelungen für die umweltbezogene *Finanzwirtshaft Zeitschrift für Umweltpolitik*. Vol. 11, N° 2: 101-117.

Bohm, P. (1994). Enviroment and Taxation: The Case of Sweden. En: *OECD, Enviroment and Taxation: The Cases of the Netherlands, Sweden and the United States*. Paris: 51-101.

Bower, B.T., Barre, R., Kühner, J., Russell, C.S. y Price, A.J. (1981) *Incentives in Water Quality Management: France and the Ruhr Area*. Resources for the Future, Research Paper R-24, Washington, D.C..

Bressers, Th.A. (1988). A Comparison of the Effectiveness of Incentives and Directives: The Case of Dutch Water Quality Policy. *Policy Studies Review*: 500-518.

Bundesregierung (1974). *Entwurf eines Gezetzes über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässern* (Abwasserabgabengesetz-AbwAG), Bundestagsdrucksache 7/2272, Bonn.

Commission of the European Communities (1990). Report of the Working Group of Experts from the Member States on the Use of Economic and Fiscal Instruments in EC Enviromental Policy DG XI, XI/185/90, Brussels.

Ecoplan (1993) *Umweltabgaben in Europe*. Repport for the Swiss Ministry of Enviroment, Forestry and Landscape, Bern.

Enviromental Resources Limited (1990). *Market Mechanisms: Charges and Subsidies*. London.

Gawel, E. y Ewringmann, D. (1993) *Abwasserabgabe auf Indirectein-leiter- Bedeutung und mögliche Ausgestsltung-*. Bericht des Um weltbudesamtes, Berlin.

Harrison, P. y Sewell, W.R. (1980). Water and Pollution Control by Agreement: The French System of Contracts. *Natural Resources Journal*, Vol. 20, N° 4: 765-786.

Holm, K. (1988). *Wasserverbände im international Vergleich, Eine ökonomische Analyse der französischen Agences Financieres de Bassin und der deutschen Wasserverbände im Ruhrgebiet*. München.

Howe, C.W. (1994). Taxes versus Tradeable Discharges Permits: A Review in the Light of U.S. and European Experience. *Enviromental and Resource Economics*, Vol. 4, N°2: 151-169.

Huckestein, B. (1989). Anforderungen an Kompensationslösungen im Immissionsschutzrecht der Bundesrepublik Deutschland. *Zeitschrift für Umweltpolitik*, Vol. 12, N° 1: 1-24.

Kneese, A. y Bower, B.T. (1968). *Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions*. Baltimore, Md.

Meyer-Renschhausen, M. (1990). Ökonomische Effizienz und politische Akzeptanz der Abwasserabgage, *Zeitschrift für Umweltpolitik*, Vol. 13, N° 1: 43-66.

MUG (Ministerium für Umwelt und Gesundheit) des Landes Rheinland-Pfalz (1987). *Anwendungsmöglichkeiten marktorientierter Instrumente in der Luftreinhaltung am Beispiel des Modellvorhabens Kannenbäcker Land*, Mainz.

OECD (1990). *Financial Assistance Systems for Pollution Prevention and Control in OECD Countries*. Enviroment Monograph, N° 33, Paris.

OECD (1991). *Enviromental Policy: How to Apply Economic Instruments*. Paris.

OECD (1993) *Appliying Economic Instruments to Packaging Waste: Practical Issues for Product Charges And Deposit-Refund Systems*. Enviroment Monograph, N° 82, Paris.

OECD (1993b). *Enviromental Performance Reviews: Germany*. Paris.

OECD (1994a). *Managing the Enviroment, The Role of Economic Instruments*. Paris.

OECD (1994b). *Environment and Taxation: The Cases of the Netherlands, Sweden and the United States*. Paris.

Sander, E. (1993). *Die Inderekteinleiterverordnung der Länder*. Systematische Darstellung, Khöln.

Sprenger, R.U., Körner, J., Paskuy, E. y Wackerbauer, J. (1994). *Das deutsche Steuer- und Abgabensystem aus umwelpolitischier Sicht*. Ifo Institute, München.

Schaerer, B. (1995). Ordnungsrecht mit Pluspunkten. *Umweltmagazin*: 28-32.

SRU (Rat der Sachverstandigen für Umweltfragen) (1974). *Die Abwaserabgage*. Wassergütewirtschaftliche und gesamtwirtschafttliche Wirkungen, Stuttgart.

Tietenberg, T.H. (1991). Economic Instruments for Enviromental Regulation. En: D.Helm (Ed.) *Economic Policy Towards the Enviroment*, Oxford: 86-110.

Umweltbundesamt (1994). *Umweltabgen in der Praxis, Sachstand und Perspekiven*.UBA-Texte, No. 27/94, Berlin.

CAPÍTULO 4

USO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN EN PAÍSES NO PERTENECIENTES A LA OCDE: EXPERIENCIAS SELECCIONADAS

*Joachim von Amsberg**

INTRODUCCION

En el diseño de las políticas ambientales, la consideración del principio de costo-efectividad es cada vez más importante. Costo-efectividad significa que con un diseño prudente de políticas se puede lograr el mismo nivel de mejoramiento del medio ambiente a un costo menor. Esto implica un ahorro de costos real para los contaminadores afectados. En forma alternativa, se puede lograr un mayor nivel de calidad ambiental al mismo costo, lo que implica una ganancia real para la población afectada por la contaminación. Por lo tanto, el principio de costo-efectividad genera oportunidades ventajosas en todo sentido para los contaminadores y para la comunidad en general, convirtiéndose en un concepto que puede constituir una base de acuerdo entre las partes en disputa acerca de las políticas de control de la contaminación a aplicar.

Los economistas vienen sosteniendo hace mucho tiempo que en comparación con las regulaciones administrativas convencionales de estándares de emisión, los instrumentos económicos aplicados a las políticas ambientales pueden producir importantes ahorros en los costos sociales. Sin embargo, sólo recientemente se han recopilado experiencias significativas sobre el uso de los instrumentos económicos en los países miembros de la OCDE. La mayoría de los países en desarrollo tienen políticas y estándares ambientales teóricos copiados de las regulaciones de los Estados Unidos o de Europa. No obstante, muy pocas de estas regulaciones se han fiscalizado sistemáticamente. En los últimos años las autoridades responsables de formular políticas en los países en desarrollo se han percatado de que los controles ambientales efectivos son un elemento crítico para un desarrollo económico sustentable. La implicancia de

* Economista, Banco Mundial. División de Recursos Naturales, Medio Ambiente y Pobreza Rural.

los costos en la implementación de los estándares que teóricamente existen son, en consecuencia, cada vez más relevantes. Surge la interrogante de si los países en desarrollo pueden enfrentar el mismo camino costoso de control administrativo de la contaminación que tomaron los países industriales, pero que ahora están corrigiendo lentamente, o si de lo contrario hay otros enfoques disponibles que son más costo-efectivos. Como consecuencia, durante los últimos años ha surgido un significativo interés en el uso de los instrumentos económicos en diversos países en desarrollo.

La experiencia con el uso de instrumentos económicos en las políticas ambientales de los países en desarrollo es extremadamente limitada. Existen muy pocos ejemplos exitosos a escala significativa. Este documento intenta agrupar algunas de las experiencias disponibles en los países en desarrollo, enriquecidas por las experiencias más abundantes en los países recientemente industrializados del Asia Oriental y de las economías en transición de Europa Oriental, y así obtener conclusiones de las experiencias presentadas. Este documento no intenta ser una revisión acabada de todos los países no pertenecientes a la OCDE y de todas las instancias de uso de los instrumentos económicos. Más bien se seleccionaron aquellos ejemplos de los cuales existía información fácilmente asequible y de los cuales se podían deducir interesantes conclusiones. Este documento está limitado al análisis de los instrumentos económicos para las políticas de control de la contaminación. También se pueden encontrar interesantes ejemplos de instrumentos económicos aplicados al manejo de los recursos naturales, pero estos ejemplos no están incluidos en este análisis.

Después de una breve discusión conceptual de los diferentes instrumentos económicos aplicables al control de la contaminación, se describen brevemente varios ejemplos de experiencias recientes. A continuación se entrega un análisis de las principales conclusiones obtenidas en base a la limitada experiencia disponible. El análisis mostrará que la dicotomía entre los instrumentos administrativos y económicos para el control de la contaminación a menudo se exagera. Aunque los instrumentos económicos pueden, en principio, producir importantes ahorros de costos, en muchas situaciones se requiere de una combinación pragmática de instrumentos administrativos y económicos. Más aun, es muy importante realizar un diseño detallado de cada instrumento para evitar impactos adversos. En este sentido, los instrumentos económicos deben ser considerados más bien como una importante adición al conjunto de herramientas de regulación ambiental disponibles y no como un remedio universal que pueda superar la falta de efectividad de las regulaciones actuales.

ASPECTOS CONCEPTUALES

La contaminación origina costos que son externos al contaminador. Estos se manifiestan en la forma de daños a la salud humana, daños materiales, impactos ecosistémicos, pérdidas en la productividad, menor visibilidad, disminución de los valores de las propiedades y de diversas otras formas para la sociedad. Sin la intervención del gobierno, los contaminadores rara vez tienen un incentivo para controlar la contaminación provocada por sus actividades. Políticas de gobierno eficientes internalizan los costos externos de la contaminación: hacen que los contaminadores se comporten como si ellos mismos soportaran los costos de la contaminación.

Tradicionalmente, las regulaciones estatales se han focalizado en los instrumentos denominados de "comando y control" (CC). Estos determinan los estándares de emisión para cada fuente contaminante, ya sea uniformemente para todas las fuentes o en forma diferenciada por fuente. En cada caso, el contaminador no tiene más opción que cumplir con los estándares de emisión impuestos. Por el contrario, los instrumentos económicos (IE) o los instrumentos de mercado (IM) cambian los incentivos de los contaminadores sin determinar un nivel específico para el control de la contaminación requerido para cada fuente contaminante.

En teoría, los economistas han demostrado que se pueden lograr ahorros muy importantes en los costos usando los IE en lugar de las regulaciones de CC. El ahorro clave de los IE deriva del hecho de que ellos pueden lograr más fácilmente que los costos de descontaminación marginales sean iguales en todas las fuentes de contaminación. Esto significa que las fuentes que pueden reducir la contaminación a un costo menor disminuirán más la contaminación que aquellas fuentes que tienen costos mayores para reducir la contaminación en la misma cantidad. Evidentemente, si la contaminación se reduce en las fuentes donde los costos son menores, los costos sociales totales del control de la contaminación serán menores. Los IE permiten que los contaminadores opten de manera individual por el nivel de descontaminación y la tecnología a usar para su logro. Junto con los incentivos económicos que tendrán los contaminadores para minimizar sus costos, esta flexibilidad implica que el control de la contaminación se puede lograr al menor costo.

Los ahorros de costo reales derivados del uso de los IE dependerán de "cuán deficiente" sea actualmente la regulación de CC. Un regulador de CC deficiente impone estándares uniformes a través de todas las fuentes. Un regulador de CC eficiente tomará en cuenta los costos de descontaminación de diferentes fuentes al fijar los estándares para fuentes específicas. En consecuencia, un buen regulador de CC tratará de imitar los resultados de una regulación con IE. Sin embargo, existen buenas razones para creer que incluso un regulador de CC muy sofisticado no logrará los mismos ahorros de costos que se pueden lograr mediante la regulación de IE. La primera razón es que los reguladores siempre tendrán disponible menos información que los contaminadores acerca de todas las posibilidades de descontaminación y de sus costos. La segunda razón es que los IE crean incentivos dinámicos para que los contaminadores encuentren formas menos costosas para el control de la contaminación por sobre los niveles determinados por los estándares aplicables.

El término Instrumentos Económicos se refiere a un conjunto de diferentes regulaciones que intentan crear mercados para la protección ambiental o al menos integrar los costos ambientales en los precios de mercado dejando que los contaminadores elijan sus niveles de descontaminación individuales y su tecnología. La tabla 4.1 muestra una taxonomía de los instrumentos de política para el control de la contaminación que distingue por un lado entre los IE, los CC y las disposiciones estatales directas y, por otro lado, entre los instrumentos directos vinculados directamente a los niveles de emisiones, versus, por otro lado, los instrumentos indirectos que abordan la contaminación a través de los insumos o productos de los procesos que generan la contaminación.

73

Tabla 4.1: Una taxonomía de los instrumentos de política

	INTRUMENTOS DIRECTOS	INSTRUMENTOS INDIRECTOS
IE/IM	Subsidios o cobros por efluente (basados en el precio), permisos de emisión transables (basados en la cantidad), sistema de reembolso de depósitos.	Subsidios e impuestos a insumos/productos, subsidios para sustitutos y para insumos de descontaminación.
CC	Estándares de emisiones (específicos por fuente).	Regulación de equipos, procesos, insumos y productos.
Producción del Gobierno	Limpieza, eliminación de residuos.	Desarrollo tecnológico.

Fuente: Eskeland y Jiménez (1991a).

Evidentemente, la dicotomía teórica entre la regulación de CC y los instrumentos económicos exagera las diferencias reales entre estos dos enfoques para el control de la contaminación. En la vida real, las políticas de control de la contaminación están centradas principalmente en los acuerdos negociados entre los reguladores y los contaminadores. En estos casos, los reguladores pueden aplicar la teoría económica en diferentes grados.

Cobros ambientales

El caso de los impuestos y de los cobros ambientales muestra que la distinción entre la regulación de CC y de IE no siempre es evidente. En la regulación de CC se prohíben y sancionan las emisiones que sobrepasen los estándares. Salvo que la sanción sea prohibitiva y se fiscalice completamente (es decir, períodos de prisión o multas muy altas), un contaminador bien podría decidir aceptar la multa y continuar contaminando por sobre el estándar. En este caso, la multa tiene un efecto similar a un impuesto o a un cobro cuyo objetivo sea modificar los niveles de contaminación, pero que no determina un nivel máximo fijo de contaminación.

En el caso de un cobro ambiental en su sentido implícito, la intención es dejar que el contaminador libremente establezca el nivel de contaminación, pero cobrarle por cada unidad de contaminante emitida. De esta forma, si el cobro unitario es superior al costo unitario de descontaminación, el contaminador voluntariamente disminuirá los niveles de contaminación. Con el fin de reducir los costos totales (costos de descontaminación más cobros restantes), el contaminador buscará formas menos costosas y tecnologías mejores para controlar la contaminación.

Aun cuando los términos no siempre se usan consistentemente, generalmente la diferencia entre impuestos y cobros radica en que los impuestos se aplican con el fin de aumentar los ingresos y no para modificar conductas. Sin embargo, los impuestos a menudo también modifican conductas (vea la sección sobre los impuestos a la gasolina, más adelante). Por el contrario, los cobros tienen el objeto de modificar conductas, pero a menudo también contribuyen significativamente a los ingresos del gobierno. En muchos países los cobros ambientales se destinan a la protección ambiental o al organismo encargado de su fiscalización. En estos casos se aumentan en forma importante los incentivos para que los organismos fiscalizadores realicen su trabajo. Los cobros también generan los fondos requeridos urgentemente para crear la capacidad de gestión ambiental.

Existen diferentes tipos de cobros ambientales: (a) los *cobros por efluentes o emisiones* se aplican a la contaminación liberada al medio ambiente; (b) los *cobros a usuarios* requieren que los contaminadores paguen los servicios de tratamiento y de descarga en proporción a la cantidad de contaminación que generan; (c) los *cobros a productos* son agregados al precio de los productos para reflejar el costo de recolección, tratamiento o reciclaje relacionado con la producción o uso del producto; y (d) los *cobros administrativos* financian los sistemas de licitación y de monitoreo de la licitación que puedan ser necesarios para el rastreo de las substancias peligrosas.

Es importante hacer notar que los cobros fijan el precio de la contaminación, pero no fijan su cantidad. Si los cobros fueran establecidos en un monto equivalente a los costos marginales de los daños producidos por la contaminación ("impuestos piguvianos"), los incentivos de mercado generarían el nivel de contaminación eficiente. No obstante, a menudo los reguladores no conocen los costos marginales de los daños de la contaminación y quieren establecer un nivel de contaminación máximo. Entonces se usan cobros ascendentes, los cuales son prohibitivos para las emisiones que sobrepasan los máximos niveles de emisión que los reguladores están dispuestos a aceptar.

Cobros indirectos

Obviamente, un cobro indirecto sobre la cantidad de contaminación emitida es la solución más conveniente. Requiere que el gobierno monitoree continuamente las emisiones de cada fuente emisora. A menudo esto no es factible, particularmente en el caso de muchas fuentes emisoras pequeñas o pertenecientes al sector informal. En estos casos, el uso de instrumentos indirectos, tales como cobros a los insumos o a los productos de los procesos contaminantes, puede ser una alternativa atractiva. El ejemplo más común es el impuesto a los combustibles, que es particularmente popular debido a que es difícil monitorear en forma continua las emisiones provenientes de vehículos individuales. Además, existe una correspondencia relativamente bien establecida entre el uso de combustible o de energía y las emisiones para un tipo dado de automóvil o para un proceso industrial específico.

15

Recientemente se ha estimado la elasticidad de las emisiones en relación a diversos precios de combustible en la industria manufacturera chilena (Eskeland y Devarajan, 1994). Estas elasticidades determinan la respuesta de las emisiones a los cambios en el precio de los combustibles debido a la conservación de energía y a los cambios de demanda por los diferentes combustibles. Los resultados muestran el significativo grado de respuesta de las emisiones y resaltan el rol potencialmente importante que pueden jugar los impuestos al combustible o a la energía como un instrumento de las políticas ambientales.

Subsidios

Los gobiernos han aceptado ampliamente el principio de "el que contamina paga" (PCP) como una regla distributiva en la selección de los instrumentos de política. Aun cuando los subsidios al control de la contaminación violan el PCP, en muchos países se han aplicado ampliamente los subsidios en varias formas (subsidio en efectivo, créditos tributarios, exenciones tributarias, programas de crédito dirigido).

En teoría, un subsidio al control de la contaminación basado en la cantidad de reducción de las emisiones que esté adecuadamente diseñado puede ser equivalente a los cobros en su capacidad de inducir a los contaminadores a que reduzcan la contaminación a un nivel deseado o eficiente. En la práctica, sin embargo, los subsidios a menudo no están bien focalizados, no están vinculados a la cantidad de reducción de la contaminación y contribuyen a la expansión de las actividades contaminantes. En consecuencia, las razones para los subsidios a la descontaminación están más bien basados en argumentos políticos que en argumentos económicos. En particular, los subsidios pueden ayudar a superar la resistencia contra la implementación de políticas de control de la contaminación más estrictas, las que de otro modo podrían conducir a pérdidas o incluso a quiebras comerciales en las industrias afectadas. En ciertas circunstancias, un subsidio puede reducir el costo de monitoreo y de fiscalización de las políticas de descontaminación (Estache, 1992). Otro problema que tienen los subsidios es que a menudo son fiscalmente insostenibles.

Algunas veces los subsidios pueden jugar un rol importante para acelerar la descontaminación durante la transición de un período de poco control de la contaminación industrial a un período de mayor cumplimiento (Brandom y Ramankutty, 1993). En una situación en que existen distorsiones en el mercado de capitales, algunas veces las líneas de crédito dirigido destinadas a inversiones en el control de la contaminación han sido justificadas. Este es el caso de las pequeñas y medianas empresas que de lo contrario no tendrían acceso al crédito y saldrían del negocio por un control más estricto de la contaminación. Sin embargo, los argumentos para el uso de subsidios son débiles y la experiencia es mixta. En todo caso, los subsidios se deberán ofrecer sólo por un tiempo limitado, necesitan estar acompañados por políticas de fiscalización estrictas y estar focalizados cuidadosamente en las industrias que de otro modo no podrían cumplir con los objetivos de control de la contaminación.

Sistemas de permisos transables

Mientras que los cobros fijan el costo del control de la contaminación, pero dejan que el nivel total de las emisiones sea determinado por el mercado, un sistema de permisos transables fija la cantidad total de emisiones provenientes de todas las fuentes, pero deja en manos del mercado el precio de la contaminación y la asignación de las emisiones totales a las fuentes individuales. El regulador emite permisos de emisión por la cantidad total de contaminación aceptable, los que entonces son transados entre las fuentes de emisión. Los permisos pueden ser reemitidos periódicamente por un período específico o ser emitidos a perpetuidad, teniendo a menudo incorporado un esquema de reducción. En un sistema de permisos autónomo, cada contaminador necesita un permiso por cualquier cantidad de emisiones. En forma alternativa, se puede agregar un sistema de permisos a un estándar existente. En este caso, los nuevos contaminadores, o aquellos que deseen exceder el estándar existente, tendrían que comprar a los demás contaminadores reducciones compensatorias de las emisiones por debajo del estándar. En un sistema de permisos autónomo, la asignación inicial de los permisos de emisión puede ser licitada a los mejores postores o pueden ser emitidos gratuitamente en proporción a las emisiones históricas o a algún otro criterio de asignación.

Existen diversas variantes de diseño del sistema de permisos transables para asegurar que las emisiones provenientes de las fuentes de emisión con permisos transables sean en realidad comparables. Por ejemplo, los permisos transables para las emisiones atmosféricas pueden ser restringidos a fin de limitar los permisos transables que aumentarían las emisiones en áreas ya fuertemente contaminadas. En forma alternativa, un permiso de contaminación puede ser diseñado de tal forma que permita que diferentes cantidades de emisiones en diferentes zonas geográficas reflejen las diferentes condiciones ambientales y, de esta forma, los diferentes costos del daño.

Esquemas de reembolso de depósitos

Los esquemas de reembolso de depósitos son similares a los cobros ambientales, pero tienen incorporado un mecanismo que reduce los costos de fiscalización. Estos esquemas incluyen el pago de un depósito inicial para productos potencialmente contaminantes. Si los productos son devueltos o se puede demostrar su disposición sin riesgo, evitando así la contaminación, se paga un reembolso. El ejemplo más común es la ampliación del esquema histórico de reembolso de los depósitos para botellas de vidrio (donde la motivación para el productor era recuperar el valor material de la botella de vidrio) a las botellas plásticas (donde la motivación es promover el reciclaje y la reducción de desperdicios)

Recientemente algunos países han aplicado el ejemplo de los depósitos para las botellas a los automóviles. Futuras potenciales aplicaciones incluirán los residuos sólidos y peligrosos, donde el reembolso será pagado después de comprobar su disposición sin riesgo. En este caso, el esquema de reembolso de depósitos ayudará a anular

el incentivo a verter ilegalmente que podría generarse en caso de que los requisitos para la disposición sin riesgos se vuelvan cada vez más costosos. Otros instrumentos que aplican un mecanismo similar, son los bonos de desempeño y los cobros presuntos, ya que traspasan al contaminador la dificultad de demostrar que una conducta es ambientalmente segura.

Responsabilidad legal

Incluso si no existen regulaciones ex ante que limiten las emisiones, la posibilidad de ser responsable en el futuro por los daños de salud y ambientales provocados en el presente proporciona un incentivo para que las empresas reduzcan la contaminación. Los esquemas de responsabilidad legal generalmente son implementados por el sistema judicial, al contrario de la administración de los impuestos y cobros por contaminación que son implementados por los organismos estatales. Cuando los contaminadores conocen con certeza que tendrán que pagar indemnización por daños resultantes de la contaminación, un sistema de responsabilidad legal puede ser efectivo para manejar los problemas ambientales.

Un beneficio de los sistemas de responsabilidad es que son bastante independientes de las actividades reguladoras del gobierno. Una desventaja es que pueden iniciar litigios largos y costosos que pueden no valer la pena en casos menores o donde existan daños al medio ambiente a largo plazo y sea difícil establecer la relación de causa y efecto (Brandom y Ramankutty, 1993). Otro problema es que un régimen de responsabilidad legal sólo proporciona incentivos suficientes si el capital comprometido por los contaminadores es suficiente para cubrir todas las posibles demandas por responsabilidad. Algunos de estos problemas mencionados se pueden superar creando seguros de responsabilidad ambiental (por daños a terceros) obligatorios. En este caso, las compañías de seguro tenderán a tomar a su cargo algunas de las funciones de monitoreo ambiental que les permitan fijar las primas de seguro de acuerdo a los riesgos ambientales de una operación específica.

Divulgación pública y participación de la comunidad

En varios países miembros de la OCDE la preferencia de los consumidores a proteger el medio ambiente se ha convertido en una poderosa fuerza de mercado para que la industria use tecnología ambientalmente confiable. Las preferencias de los consumidores, expresada a través de la disposición a pagar mayores precios por productos ambientalmente benignos, crea los incentivos de mercado para que los productores controlen más la contaminación. Obviamente, la propagación de la información es un prerrequisito muy importante para que este mecanismo pueda funcionar.

Un paso regulador de relativo bajo costo y potencialmente importante son los requisitos de divulgación pública, por ejemplo, acerca de los inventarios de las emisiones. La entrega de información al público aumenta la presión de la comunidad sobre

los contaminadores a fin de que reduzcan sus emisiones. En ciertas circunstancias puede llevar a la internalización de algunos costos de los contaminadores si la comunidad afectada decide reducir la demanda por los productos provenientes de instalaciones contaminantes o reducir la oferta laboral a tales instalaciones.

Pensamiento económico en otras regulaciones ambientales

Los instrumentos de gestión ambiental más tradicionales pueden ser mejorados de diversas formas si se les integra algunos aspectos del pensamiento económico. Las inversiones en descontaminación de las principales operaciones industriales generalmente resultan de la negociación de un plan de cumplimiento entre el regulador y el regulado. Las soluciones "económicas" creativas que siguen los conceptos de los instrumentos económicos sin tener las características de un sistema formal pueden mejorar el resultado de estas negociaciones. Por ejemplo, se puede permitir que el inversionista de una planta de energía que puede ser una importante fuente de emisiones invierta en medidas de reducción de las emisiones en el sector residencial. Estas pueden lograr la misma reducción de las emisiones a un costo más bajo que imponiendo límites de emisión más estrictos para la planta propiamente tal.

En forma similar, el pensamiento económico se puede integrar en el proceso de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) que ahora es una práctica establecida en muchos países. Un enfoque prometedor para hacer más eficiente y transparente el proceso de EIA es la aplicación de precios sombra a los daños ambientales en la evaluación EIA. Uno de los principales criterios para hacer una evaluación EIA sería calcular si el proyecto de inversión es rentable después de sustraer su costo sombra ambiental. Como una aproximación de primer orden, el organismo ambiental deberá desarrollar una lista de los precios sombra de los daños ambientales (una cantidad de dinero por tonelada de cada contaminante) a partir de un análisis económico, incluyendo estudios sobre los costos del daño o los costos de descontaminación realizados en otros lugares.

EXPERIENCIAS CON INSTRUMENTOS ECONOMICOS

En los países miembros de la OCDE se ha recopilado una vasta experiencia sobre el uso de los instrumentos económicos. Su utilización continúa aumentando (Tietenberg, 1995). Por otro lado, la experiencia es extremadamente limitada en los países en desarrollo. Existen muy pocos ejemplos satisfactorios de la aplicación de los instrumentos económicos a gran escala. Sin embargo, se pueden encontrar muchos ejemplos pequeños sobre el uso de instrumentos económicos en una cantidad importante de países al hacer un análisis más acucioso. Algunas de estas experiencias se resumen en esta sección.

Eliminación de distorsiones de precios

Indiscutiblemente, el caso más importante de la efectividad de los instrumentos económicos para lograr mejoras ambientales es la eliminación de los subsidios a los bienes que contribuyen al deterioro ambiental. Aun cuando la eliminación de los subsidios a menudo ha sido motivada por consideraciones de eficiencia económica y sustentabilidad financiera, su efecto sobre el medio ambiente ha sido importante. Los beneficios ambientales que se pueden lograr reduciendo los difundidos subsidios al uso de la energía, del agua y de los agroquímicos han quedado ampliamente demostrados. La eliminación de estos subsidios es una típica política ventajosa en todo sentido (win-win policy) que genera ganancias en la eficiencia económica y además mejoras en el medio ambiente. Se estima que en 1992 los países en desarrollo subsidiaron el consumo de energía con US$ 150 mil millones al año, de los cuales US$ 100 mil millones fueron subsidios para el consumo de electricidad. Los países en desarrollo usan cerca de un 20 % más de electricidad de la que utilizarían si los consumidores pagaran el verdadero costo marginal del abastecimiento. La contaminación resultante de la generación de electricidad para cubrir esta demanda en exceso es el resultado directo de los subsidios a los precios de la energía. Además, la subtarificación de la electricidad desincentiva las inversiones en nuevas tecnologías más limpias y en procesos más eficientes en el uso de la energía (World Bank, 1993).

Indonesia: subsidio a los agroquímicos
Como en muchos otros países, Indonesia acostumbraba a subsidiar fuertemente el uso de fertilizantes y de pesticidas. Los subsidios alcanzaban el 80% del precio total de los pesticidas a nivel de la explotación agrícola y constituían el 42% del presupuesto del Gobierno de Indonesia para el desarrollo de la agricultura y del riego. Estos subsidios originaron un excesivo uso de agroquímicos. La media de consumo anual de fertilizantes en Indonesia fue de alrededor de 100 kg por hectárea, lo cual era dos a tres veces el consumo en otros países asiáticos comparables: 26 kg en Tailandia y 50 kg en Filipinas. Además de la pérdida de eficiencia económica por el uso excesivo de agroquímicos, se produjeron daños ambientales. Los daños ambientales derivados del uso de productos químicos en lugar de fertilizantes orgánicos incluyó la excesiva erosión del suelo. El uso excesivo de pesticidas contribuyó a reducir la resistencia de las plantas, a erradicar los depredadores naturales de las pestes y a brotes de pestes. Además, el exceso de agroquímicos contribuyó a producir serios problemas de contaminación del agua en Indonesia. La pérdida económica anual debida a los subsidios ha sido estimada en US$ 860 millones. Dos incidencias de daños ambientales debido al uso excesivo de agroquímicos han sido avaluadas en US$ 180 millones (explosión de la población de pestes) y US$ 120 millones (pérdida de resistencia de las variedades de granos), respectivamente (Ruitenbeek, 1994).

Cobros ambientales directos

Los cobros por efluentes son el instrumento económico más comúnmente usado en las políticas ambientales de los países en desarrollo. Sin embargo, los cobros por efluentes

se fijan en niveles muy bajos (en relación a los costos de descontaminación) en la mayoría de los países y su efectividad es muy limitada en cuanto a la influencia que puedan ejercer sobre la elección de los niveles de contaminación por parte de los contaminadores. Más aún, estos cobros a menudo no son fiscalizados en forma sistemática.

México: tarifas por descargas al agua

En México, la autoridad responsable del agua promulgó una tarifa de descarga para todos los contaminadores en base a la demanda química de oxígeno, a los sólidos suspendidos y al volumen. No se hace referencia alguna a metales pesados u otras substancias tóxicas. No se impone cobro alguno para las descargas que cumplan con los estándares de concentración. El sistema no está orientado en forma efectiva hacia el control de las emisiones y los cobros no están destinados al organismo que fiscaliza la ley, dándole así muy pocos estímulos para cobrar las multas. De este modo se ha logrado muy poco hasta ahora (OCDE, 1993e).

Argentina: cuota de resarcimiento

En 1980, Argentina intentó introducir una tarifa por descarga para los efluentes industriales (Decreto 2125/1980, Cuotas de resarcimiento por contaminación). La estructura de esta tarifa consistía de dos partes: una tarifa para las descargas entre el nivel permitido y la máxima descarga aceptable, y otra tarifa con sanciones mucho más altas para las descargas que superaran el umbral máximo aceptable. Existían disposiciones para incrementar gradualmente el nivel de las tarifas en un plazo de 10 años hasta alcanzar el nivel de los costos de tratamiento y para la entrega de exenciones transitorias por hasta dos años en el caso de empresas en el trámite de implementar medidas de descontaminación. En la práctica, las tarifas nunca fueron aplicadas masivamente y el sistema fue modificado en 1989 para disminuir el nivel de las tarifas y revisar las sanciones impuestas a las empresas que excedieron la descarga máxima aceptable. Los grupos ambientalistas se querellaron contra el Gobierno alegando que la Cuota de Resarcimiento equivalía a una licencia para contaminar más allá de los límites legales. La Corte declaró el decreto inconstitucional basándose en causales legales formales y el asunto se mantiene confuso en términos legales. Al parecer, la Corte juzgó que la tarifa excedía las atribuciones que tiene el gobierno nacional para imponer impuestos y que no se podía justificar como pago de un servicio.

Brasil: cobros por efluentes

Recientemente cuatro estados brasileños han aplicado o están en proceso de aplicar cobros por efluentes, tales como las tarifas por aguas residuales industriales en base al contenido de contaminantes. En Río de Janeiro, el cobro será impuesto a todos los contaminadores y se basará en el volumen y la concentración del efluente, incluyendo la DBO (demanda bioquímica de oxígeno) y los metales pesados. Las tasas de las tarifas, definidas como precio por unidad de contaminación, están destinadas a cubrir las necesidades presupuestarias de la Agencia Ambiental Estatal, que es la responsable de recaudar los ingresos. En el estado de Sao Paulo se aprobó un cobro por efluente

(tarifa por aguas residuales) en 1993, pero ha sido implementada sólo parcialmente en algunas regiones. Las tasas se definen como una función de las emisiones sectoriales promedio de DBO y de partículas en suspensión. Una versión mejorada del sistema admitirá descuentos por los pagos previos o pagos inferiores al promedio si las compañías pueden probar que tienen procesos más limpios que el promedio. El impuesto es cobrado por la empresa sanitaria como un pago por los servicios de tratamiento de aguas residuales. En el estado de Paraná, el sistema es similar al de São Paulo y recién ahora está comenzando a ser implementado. Los ingresos cubrirán el costo de recolección y tratamiento de los contaminantes industriales y la tarifa se basará en el volumen de los efluentes, más un componente relacionado a la intensidad de la contaminación. Finalmente, en el Estado de Minas Gerais, se está recopilando información sobre los efluentes para implementar un sistema de cobros por efluente similar al de los demás estados (OCDE, 1993e; Seroa da Motta, 1994).

Una de las mayores dificultades históricas para implementar tales sistemas ha sido la deficiente coordinación entre las empresas sanitarias y los organismos ambientales. Puesto que la estructura del sistema tarifario requiere de parámetros y de información, que son más bien del ámbito del organismo ambiental (habitualmente, intensidad y volumen de la contaminación), mientras que la implementación del sistema es más bien responsabilidad de las empresas sanitarias, la cooperación entre estos organismos es decisiva para el funcionamiento eficiente del sistema. Los sistemas de tarificación son administrados fundamentalmente por las empresas sanitarias, pero parte de los ingresos están destinados a los organismos ambientales para cubrir los costos incurridos al supervisar las emisiones (OCDE, 1993e).

En el Estado de Sao Paulo se han registrado importantes reducciones en la contaminación por unidad como resultado de la tarifa por aguas residuales basada en la carga de contaminantes. Desde 1980-82 las emisiones de DBO se redujeron en 30%, 42% y 57%, respectivamente, para las industrias farmacéuticas, alimenticias y de productos lácteos. Para las partículas en suspensión, las reducciones registradas fueron de 46%, 43% y 55%, respectivamente (Miglino y Harrington, 1984).

Un asunto legal importante es la determinación de las tarifas por efluentes como cobros al usuario y no como nuevos impuestos, lo que sería contradictorio con los esfuerzos políticos por reducir la cantidad de impuestos y con la prohibición constitucional de que los estados apliquen nuevos impuestos.

Brasil: transferencia de ingresos municipales basados en la contaminación

Los instrumentos económicos no sólo han sido aplicados a contaminadores individuales, sino que también entre distintas jurisdicciones gubernamentales. En el Estado de Paraná en Brasil hay un ejemplo muy interesante de implementación de incentivos económicos con objetivos ambientales en su sistema de transferencias fiscales. Al menos el 75% del impuesto al valor agregado (ICMS) recaudado por el estado se redistribuye a las municipalidades en base al origen del impuesto al valor agregado. Los ingresos restantes se distribuyen en base a otros factores. Estos otros factores incluyen, en el Estado de Paraná, una fórmula respecto a la calidad del agua de los flujos que abandonan el municipio ubicado río arriba. Estas transferencias intentan

compensar a los municipios río arriba por las actividades económicas realizadas y por los servicios que estos municipios proporcionan a las localidades ubicadas río abajo, principalmente a la ciudad de Curitiba, entregando agua limpia. Puesto que existe una fórmula explícita que vincula la calidad del agua a las transferencias de ingresos, los municipios tienen un incentivo explícito para implementar controles más estrictos respecto a la calidad del agua dentro de sus jurisdicciones. A futuro está contemplado que la ciudad de Curitiba tenga que realizar pagos por el agua limpia que recibe y pagar un cobro por los efluentes vertidos dentro de los límites de la ciudad (Tlaiye y Biller, 1994).

Colombia: cobros por emisiones al aire y al agua

Colombia tiene contemplado cobrar por emisiones desde hace más de una década (Decreto 02 de 1982 para el aire y Decreto 1594 de 1984 para el agua). En el decreto sobre las emisiones al aire se determina la siguiente fórmula para los cobros: el múltiplo de las emisiones por sobre el estándar multiplicado por la tasa del salario mínimo multiplicado por un factor para cada contaminante determinado por el Ministerio de Salud. Este factor nunca ha sido determinado, por lo que este instrumento de política para controlar los contaminantes atmosféricos es ineficaz. Los cobros por efluentes de agua (tasas retributivas) han sido aplicadas selectivamente, por ejemplo por la Corporación Autónoma Regional del Valle de Cauca (CVC). El programa de control de la calidad del agua de la CVC se basa principalmente en negociaciones con los contaminadores para lograr que los estándares se cumplan dentro de 4 a 5 años, complementado por el cobro por contaminación que contribuye a los ingresos de la CVC.

Una nueva ley ambiental (Ley 99 de 1993) va mucho más allá en el uso de instrumentos económicos para el control de la contaminación. Esta Ley explícitamente exige el uso de cobros por contaminación, los que serán determinados por la evaluación económica de los daños sociales causados por la respectiva contaminación. Las categorías de los daños ambientales a evaluar incluyen entre otras la salud, la visibilidad y los daños económicos directos. Esta Ley hasta ahora no ha sido reglamentada ni sus disposiciones implementadas. Aunque este es el ejemplo más explícito de un impuesto piguviano expresado en una ley, surgen dudas respecto de su aplicabilidad considerando que, a pesar de tantos avances, el desarrollo de la evaluación económica de los daños ambientales es hasta ahora bastante rudimentario.

Malasia: cobros por descargas de la industria del aceite de palma

Las descargas de DBO de la industria del aceite de palma son el principal problema de contaminación en Malasia. El control de efluentes en la industria se efectúa a través de un sistema de licencias, estándares de descargas y tarifas. La reglamentación otorgaba un año para que las fábricas instalaran los equipos de tratamiento. Luego debían cumplir con un esquema de estándares.

La primera etapa de los estándares para efluentes se puso en práctica en 1978. Se exigía que las descargas pagaran RM100 por tonelada de DBO que excediera el estándar de descarga y RM10 por tonelada de DBO igual o inferior al estándar de descarga. Las fábricas que lograron desarrollar tecnologías para tratar las DBO fueron recompensa-

das aplicándoseles menores tarifas por concepto de efluentes. La legislación tiene la facultad de eximir o reducir las tarifas por efluentes si la institución respectiva lleva a cabo un estudio para la reducción de los efluentes. El cobro de altas tarifas por efluentes y la exención de tarifas para investigaciones sobre la eliminación o tratamiento de los efluentes ha facilitado la investigación, logrando notables adelantos en la tecnología de los tratamientos. Hasta ahora, sin embargo, se considera que el cumplimiento con el control de la contaminación no es satisfactorio en el sector. En 1991, de 112 fábricas monitoreadas, se determinó que el 75% cumplía con los estándares de descarga de DBO. Los problemas restantes son atribuidos a la administración inadecuada de los sistemas de tratamiento y al uso de sistemas subdimensionados mientras aumentaba la capacidad de procesamiento de las fábricas. (OCDE, 1993f)

Corea: cobro por emisiones

El uso de instrumentos económicos en la política ambiental en Corea del Sur comenzó hace muy poco tiempo. En 1991 se introdujo un cobro por emisión (Cobro de Mejoramiento de la Calidad Ambiental) que persigue proporcionar incentivos para la descontaminación y para ayudar a financiar los proyectos de inversión para mejorar el medio ambiente. Los cobros son impuestos a potenciales contaminadores del aire y del agua, y son calculados en términos de la cantidad de combustible y de agua usada por las instalaciones y en base a las emisiones por vehículo. En 1993, el Fondo de Control de la Contaminación Ambiental reunió aproximadamente US$ 45 millones (OCDE, 1993g).

China: sistema de tarifas por contaminación

En los últimos años, Pekín ha introducido una gama de sistemas de gestión ambiental para reducir la contaminación industrial, incluyendo un sistema de tarifas y permisos de descarga de contaminación. Hasta ahora, los instrumentos de mercado no han sido usados masivamente (Brandon y Ramankutty, 1993). El fundamento de las políticas ambientales chinas es una regulación en la forma de estándares para los efluentes combinado con un sistema que grava la contaminación. El sistema implica cobrar una tarifa a las empresas por transgredir los estándares de emisión (tarifa por incumplimiento). Se calcula sobre la base del contaminante que exceda el estándar en la mayor cantidad. La diferencia entre la concentración medida y el estándar se multiplica por un factor para obtener el gravamen. El gravamen se duplica si se descubre que el contaminador está falseando sus emisiones. La mayoría de los cobros recolectados se retienen a nivel local y son colocados en un fondo para su redistribución a las empresas en la forma de préstamos para inversiones en descontaminación. El veinte por ciento de los fondos quedan en poder del organismo ambiental para financiar las actividades de monitoreo y fiscalización.

Debido a que el nivel de las tarifas es bajo (alrededor de 0,1 por ciento de los costos de producción totales de las empresas) y generalmente están muy por debajo de los costos de tratamiento marginales, la mayoría de las compañías prefieren pagar en lugar de reducir las emisiones. Más aún, el sistema no proporciona un incentivo para reducir las emisiones por debajo del estándar. Puesto que las tarifas son aplicadas al contaminante que más excede el estándar, no existen incentivos para reducir los demás

contaminantes (World Bank, 1992b). Actualmente existen diversas iniciativas de reforma para lograr que el gravamen a la contaminación sea un mecanismo más efectivo para el control de la contaminación en China.

Polonia: cobros ambientales

En Polonia se introdujeron cobros ambientales en la década de los setenta. Aunque el nivel de los cobros fue incrementado varias veces durante el período de planificación centralizada, sus efectos fueron equiparados por la falta de incentivos económicos para los actores económicos. Las autoridades ambientales usaron una oportunidad política durante el colapso del antiguo régimen para fortalecer el rol de los cobros ambientales aumentando sus niveles reales, vinculándolos al índice inflacionario oficial y cambiando la frecuencia de cobro. Como resultado, algunos cobros proporcionan importantes incentivos para la descontaminación. En la mayoría de los casos, sin embargo, los cobros están bajo los daños estimados y los daños producidos en sitios específicos no se reflejan satisfactoriamente en los cobros aplicados. Los cobros son impuestos a un gran número de contaminantes atmosféricos y del agua, requiriendo una capacidad de monitoreo que excede los recursos disponibles. Como resultado, los gravámenes son frecuentemente confrontados por los contaminadores (Zylicz, 1994; Lovei, 1994b).

Los problemas a escala nacional se reflejan en los programas provinciales. Durante la década de los ochenta, el gobierno provincial de Katowice intentó mejorar la calidad del aire de la ciudad aplicando tarifas a las emisiones que excedían los niveles permitidos. Aunque las tasas duplicaron aquéllas establecidas por el gobierno central para el resto de Polonia, rara vez fueron revisadas durante la década de los ochenta y cayeron fuertemente en términos reales a medida que aumentaban los precios. Además, debido a que las plantas industriales alegaban que carecían de recursos para invertir en mejores controles ambientales, los permisos de emisión habitualmente se fijaban en un nivel demasiado alto para lograr una calidad de aire razonable y las empresas a menudo eran eximidas del pago de las tarifas y de las multas.

La situación en Katowice ha cambiado radicalmente desde 1990. La calidad del aire ha mejorado significativamente y las empresas están considerando invertir o ya están invirtiendo en el control ambiental. Existen tres razones para este cambio: (a) algunos de los peores contaminadores han cerrado definitivamente; (b) el nivel de las tarifas y multas ha sido aumentado en más de diez veces en términos reales y se exige el pago bajo amenaza real de clausura; y (c) la perspectiva de privatización ha significado que las empresas enfrenten las restricciones presupuestarias reales y que las autoridades provinciales ya no intenten mantener la producción industrial a costa de otros objetivos (World Bank, 1992a).

Rusia: sistema de cobros

Los estándares ambientales fueron establecidos durante el antiguo régimen de la Unión Soviética en base a la exigencia teórica de cero daño a la salud como consecuencia de la contaminación, demostrando así los objetivos idealistas de la legislación Soviética. En la práctica, los límites de emisión definitivos definidos para lograr los estándares ambientales tuvieron que ser complementados con límites temporales de emisión menos exigentes que concordaran con las capacidades tecnológicas y económicas del sector.

Los cálculos acerca del daño ambiental realizados a principios de la década de los setenta crearon la base para el sistema de cobros por emisión que fue introducido gradualmente a partir de 1988. Durante la fase experimental existieron grandes diferencias en las metodologías para calcular los cobros y en los montos cobrados entre las regiones. Por ejemplo, el cobro por las emisiones de monóxido de carbono mostró variaciones del orden de varios cientos entre diferentes ciudades.

El sistema nacional de cobros fue introducido en 1991 e incluía unas 300 tasas base para los contaminantes del aire y casi 150 tasas base para los contaminantes del agua. Las tasas reflejaban el deseo de evaluar y atenuar los riesgos de la salud ambiental y de otros riesgos de la contaminación en forma centralizada. Características regionales, tales como la contaminación base y la capacidad de asimilación del ecosistema, fueron expresadas por coeficientes determinados por ley nacional. A pesar de la intención de crear impuestos correctivos que propiciaran niveles de contaminación óptimos, en la práctica las tasas de los cobros fueron calculadas para producir ingresos suficientes para aminorar los daños.

El sistema actual de cobros es una combinación de sanciones por incumplimiento y de cobros por emisiones. El sistema de cobros base por emisiones se aplica cuando las descargas están dentro de los niveles permitidos derivados de los estándares ambientales. Los cobros aumentan en forma considerable (25 veces) para las descargas que están entre los niveles máximos permitidos y los niveles permitidos temporalmente y son aún más altas (125 veces) para las emisiones que superen los niveles permitidos temporalmente. Sin embargo, el nivel de los cobros es aún muy bajo, incluso en los niveles más altos, y no cumple con el objetivo de fomentar la reducción de las emisiones a niveles óptimos. Desde 1992, los acuerdos entre los contaminadores y las autoridades ambientales han creado la base legal para la recaudación de los cobros. Estos acuerdos especifican (i) el nivel de descargas permitido; (ii) las tasas base y las tasas punitivas para cada contaminante descargado; y (iii) el calendario para los pagos de los cobros (Lovei, 1994; NAPA, 1994; Averchenkov, 1994).

Singapur: esquema de licencias por área

En 1975, Singapur introdujo un esquema de licencias por área (ALS) con la exclusiva motivación de reducir la congestión. Aunque no se implementó con el objetivo directo de controlar la contaminación, esta experiencia es mencionada aquí ya que entrega uno de los más exitosos ejemplos de manejo de las externalidades con instrumentos económicos y además aporta valiosas lecciones para el control de la contaminación ambiental. Desde entonces ha aumentado la conciencia sobre los problemas ambientales y ahora se reconocen los efectos positivos del ALS en la contaminación del aire. La generación de ingresos no fue una motivación clave, aun cuando el esquema tuvo un considerable superávit de ingresos con respecto a los gastos.

El ALS fue introducido como parte de un paquete que también incluía un esquema de "estacionamientos y movilización" con 13 estacionamientos periféricos de automóviles, nuevos servicios de transporte especial entre los estacionamientos de automóviles y el sector comercial central, mejoras en el servicio de buses, un sistema de tránsito rápido de 67 kilómetros, un nuevo by-pass y medidas de gestión de tráfico. El ALS

cubre 720 hectáreas y los vehículos que ingresan a esta área necesitan comprar un pase diario (S$ 3) o mensual (S$ 60) que se adhiere al parabrisas. El esquema ha sido perfeccionado en varias ocasiones.

El ALS ha sido acompañado por medidas económicas destinadas a restringir la posesión de automóviles mediante la tributación a la propiedad y al uso del automóvil. Los impuestos de inscripción adicionales alcanzan 150% del valor del automóvil. Se descuentan impuestos por el desarme de los automóviles antiguos más contaminantes. Desde 1990 se exige un "Certificado de Titularidad" para la compra de un automóvil. El número de certificados nuevos es determinado por el Gobierno, el cual licita estos certificados entre los eventuales compradores.

El esquema ALS y las políticas relacionadas tuvieron un asombroso impacto casi inmediato y continuaron siendo muy efectivos. La división del parque automotriz ha cambiado de un 46% de transporte público y 43% de autos privados en 1974 a un 63% de transporte público y 22% de autos privados en 1988. (OCDE, 1993d).

Cobros ambientales indirectos

Los cobros ambientales indirectos han sido aplicados principalmente a las fuentes móviles a través de la tributación a la propiedad y al uso del automóvil. El fundamento obvio es que hay muchas fuentes móviles y el monitoreo individual permanente de las emisiones es difícil y costoso. Aunque los impuestos a los vehículos y a la gasolina teóricamente pueden ser diferenciados de acuerdo a los niveles de emisión (y esto se está convirtiendo en una posibilidad real), en la práctica la tributación no se aplica a las emisiones sino que a los autos y a la gasolina, diferenciados por tipo de equipo o tipo de gasolina. Aun cuando la tributación a la propiedad y uso del automóvil a menudo fue introducida pensando en objetivos no relacionados con la contaminación (congestión o ingresos), se reconoce cada vez más su importante efecto sobre el nivel de la contaminación del sistema de transporte de una ciudad.

México: impuestos diferenciados a la gasolina

En México, la diferencia de precios entre el combustible con plomo y sin plomo ha sido reducida en favor de esta última. Un impuesto a la gasolina ha aumentado los precios de los combustibles en un 50% por encima de los precios del mercado internacional. Aunque el impuesto no estaba destinado explícitamente a reducir la contaminación, sirvió en forma perfecta a los objetivos de control de la contaminación. Existe un gran número de otros países que han introducido un impuesto diferenciado entre la gasolina con plomo y sin plomo (incluyendo Taiwán, Hungría y otros).

Argentina: exención de impuestos para el CNG

En 1985 se introdujo en Argentina un programa de exención de impuestos para el gas natural comprimido (CNG) a fin de promover la sustitución de los combustibles derivados del petróleo por CNG. El programa fue adoptado rápidamente por los camiones de mediano tamaño y por los taxis. A fines de 1994, 210.000 vehículos en el Area

Metropolitana de Buenos Aires habían sido convertidos al uso de CNG. De casi 40.000 taxis oficiales, alrededor del 65% usan CNG. A la fecha, el programa de CNG ha llevado a la sustitución de cerca del 12% del uso de diesel en Buenos Aires, lo que corresponde a una reducción del 6% de las emisiones de partículas. Dado que la conversión de vehículos al uso de CNG en Buenos Aires está basada en una tecnología relativamente simple, se han registrado altas emisiones de NO_x, las que pueden haberse producido debido al cambio de diesel a CNG (World Bank, 1995c).

Subsidios, rebaja de impuestos y facilidades de financiamiento

Varios países aplican la exención de impuestos u otros subsidios como un incentivo para invertir en el control de la contaminación. Taiwán, por ejemplo, exime de impuestos de importación a todos los equipos destinados al control de la contaminación, aplica una deducción directa al impuesto a la renta para inversiones en el control de la contaminación y permite la depreciación acelerada de estas inversiones (OCDE, 1993b). En muchos países se ha introducido el financiamiento o programas de créditos a bajo interés mediante un fondo destinado a objetivos ambientales para los programas de control de la contaminación (Taiwán, Brasil, Corea, Tailandia, Indonesia, Polonia).

México: programa de préstamos para el control de la contaminación
En la década de los setenta el gobierno mexicano estableció varios fondos fiduciarios para proporcionar fuentes de financiamiento a largo plazo para sectores prioritarios. El FONEI, establecido en 1971 y administrado por el Banco Central, proporcionó financiamiento para proyectos industriales a través de toda la red de bancos mexicanos de inversión y de objetivos múltiples. En la década de los ochenta el FONEI comenzó a promover préstamos para el control de la contaminación y se transformó en el principal fondo fiduciario responsable del control de la contaminación. Los préstamos del FONEI destinados al control de la contaminación tenían derecho a una tasa de 2 a 5 puntos porcentuales por debajo de las tasas de interés del mercado. La mayor parte de los créditos de control de la contaminación del FONEI se destinaron a inversiones en la descontaminación del aire. Después de que se abolió el FONEI, la Institución Financiera Nacional se hizo cargo de los préstamos para inversiones en el control de la contaminación (Lovei, 1994b).

Brasil: préstamos para el control de la contaminación industrial
Varios proyectos del Banco Mundial fueron diseñados para canalizar recursos a través de intermediarios financieros para las inversiones en descontaminación industrial en Brasil. Antes de iniciar los préstamos, se implementaron sistemas básicos de permisos, estándares y regulaciones ambientales. Sin embargo, los mecanismos de monitoreo y fiscalización operaron en forma ineficiente. A consecuencia de ello, estas líneas de crédito canalizadas a través de los bancos sólo jugaron un papel marginal en el financiamiento de los programas ambientales. El éxito de los programas de crédito para la descontaminación industrial dependía en gran medida de las capacidades de gestión

ambiental y de la fiscalización de los estándares ambientales. La fiscalización inadecuada de los estándares fue uno de los motivos fundamentales de la baja utilización de las líneas de crédito para inversiones en el control de la contaminación durante el primer proyecto de Sao Paulo. Un mejor monitoreo y fiscalización de los estándares también disminuyó la necesidad de subsidios otorgados a través de tasas de interés inferiores a las del mercado (Lovei, 1994b).

Tailandia: préstamos y rebaja de aranceles
Se han usado incentivos económicos como "zanahorias" para inducir a los organismos vinculados al tema a responder en forma más positiva a las preocupaciones sobre la calidad del agua. Préstamos a bajo interés provenientes de un fondo ambiental fueron puestos a disposición de las administraciones locales y de las empresas privadas, a las que se les exigió instalar equipos de tratamiento. Otras medidas de fomento incluyeron la reducción de los aranceles aduaneros a un máximo de 10% para los equipos usados en cualquier tipo de tratamiento. Sin embargo, entre 1984 y 1989 sólo se importaron equipos para el tratamiento de aguas residuales por el valor de US$ 5,1 millones bajo estos incentivos (OCDE, 1993h).

India: programa de crédito dirigido
Los incentivos fiscales para el financiamiento de la descontaminación se están usando ampliamente en la India: (a) El Banco de Desarrollo Industrial de la India y la Corporación de Inversión y Crédito Industrial de la India proporcionan créditos blandos para actualizar tecnología. (b) Las asignaciones para depreciación son más altas (50 en lugar de 30 por ciento) para ciertos equipos de control de contaminación. (c) Los impuestos sobre el consumo o indirectos se reducen (de 15 a 5 por ciento) para determinados equipos de control de la contaminación. (d) los derechos aduaneros máximos se reducen de 85 a 40 por ciento para todos los equipos de control de la contaminación. (e) La exención del impuesto a la renta se extiende a las contribuciones privadas que se realicen a organizaciones ambientales. Sin embargo, estos incentivos sólo tienen un efecto limitado en la estimulación de medidas de control de la contaminación. Los empresarios tratan de maximizar los subsidios estatales y de minimizar sus contribuciones individuales a las inversiones ambientales, aun si eso implica el retraso de las inversiones planeadas (World Bank, 1991).

Esquemas de reembolso de depósitos y cobros presuntos

Varios países han implementado esquemas de reembolso de depósitos para las botellas plásticas. Taiwán ha implementado exitosamente un esquema de reembolso de depósitos para las botellas de PET, logrando una tasa de retorno de casi 80%. El uso de cobros presuntos para los típicos problemas de contaminación aún no se ha difundido masivamente.

Tailandia: cobros presuntos por residuos

Para controlar los residuos peligrosos provenientes de fuentes industriales, el Instituto Tailandés de Investigación para el Desarrollo ha propuesto la creación de un Fondo Ambiental Industrial autónomo. Coherente con el principio de "quien contamina paga", el Fondo sería financiado a través de los cobros por los residuos. En un principio éstas serían estimadas para cada industria y luego verificadas por medio de auditorías ambientales. El cobro se establecería en un nivel que cubriera el costo de transporte, tratamiento y disposición de los residuos peligrosos y proporcionara un margen para ejecutar el programa. Con un cobro de 1.000 baht por tonelada aplicado a las 600.000 toneladas de residuos industriales peligrosos proyectados para 1991, se recolectaría la suma de 600 millones de baht. Esto representa el 0,3% del PIB que se origina en las 17.000 plantas industriales de Tailandia que generan residuos peligrosos o el 1,5% de las utilidades netas.

Los ingresos se usarían para establecer y operar instalaciones centrales de tratamiento y de disposición de los residuos peligrosos recolectados en las fábricas. Las fábricas depositarían en el fondo sus cobros por los residuos de todo el año. Las plantas que lograran menos residuos por unidad de producto, según lo verificado por firmas privadas de auditoría ambiental, tendrían entonces derecho a postular a rebajas. La operación de las instalaciones de tratamiento y disposición sería entregada a firmas privadas de manejo de residuos a través de licitaciones competitivas (World Bank, 1992a).

Sistemas de permisos transables

Chile: sistema de compensación de partículas

Con excepción del régimen de compensación de partículas para Santiago de Chile, hasta ahora no existe experiencia documentada alguna sobre el uso de sistemas transables como un instrumento de control de la contaminación a una escala importante en los países en desarrollo. En la región de Santiago, el problema de las fuentes de emisiones industriales de PM-10 ha sido abordado por medio de un Decreto (N° 04/ 1992) que proporciona el marco de políticas para un enfoque de derechos de contaminación transferibles. Este decreto combina un estándar de emisión con un sistema de compensación que será implementado en etapas hasta 1997. La distribución inicial de los derechos de emisiones se basa en los flujos de gases informados en marzo de 1992. A partir de 1994, cualquier nueva fuente de emisión que desee exceder el estándar existente requerirá ser compensada de una fuente existente. Sin embargo, no se informaron transacciones durante ese año.

El sistema de compensación de las PM-10 en Santiago es una innovación que se encuentra en una etapa inicial de implementación. Este sistema de permisos de contaminación transables tiene el potencial de lograr un buen nivel de reducción de la contaminación al menor costo posible. Sin embargo, es necesario prestar atención a los detalles de implementación de este sistema. Particularmente, podría ocurrir que se entregaran permisos de emisión implícitos que excedan los actuales niveles de emisión o que la transacción de los permisos llevará a una migración de las fuentes de

emisión hacia áreas con mayores problemas de contaminación, tales como el centro de la ciudad. Para que el sistema de permisos transables funcione, se requiere de un marco institucional estable. Es improbable un funcionamiento efectivo del sistema si la fiscalización de los estándares es débil y si aún existe incertidumbre acerca de la determinación exacta del inventario inicial de contaminación sobre el cual se basan los permisos transables o acerca de las mediciones de las emisiones de diferentes procesos.

La expectativa de la llegada de gas natural desde Argentina, el que estará disponible en Santiago poco tiempo después de la última etapa de implementación del sistema de compensación de emisiones en 1997, crea incertidumbre adicional sobre el sistema de compensación de las PM-10. La administración aún no toma una posición clara respecto a cómo manejará las fuentes contaminantes que requerirán compensación sólo durante un breve plazo, entre 1997 y la introducción del gas natural. Hasta ahora el sistema no permite transar entre distintos grupos de fuentes de emisión (fuentes fijas y móviles) (World Bank, 1994).

Regulación informal: divulgación de información, etc.

Cada vez se reconoce más el importante papel que juega la regulación informal y la divulgación de información en el control de la contaminación. Recientes estudios acerca del comportamiento de las industrias contaminantes en los países en desarrollo indican que existe un grado significativo de descontaminación "voluntaria" de parte de las industrias. Este no es impulsado por la regulación formal, sino por los acuerdos informales y por presión de la comunidad. Se están realizando estudios adicionales acerca de los incentivos económicos implícitos, con lo cual se espera llegar a comprender mejor esta conducta.

El uso de certificados ambientales para mejorar la conciencia ambiental y la información al consumidor es un enfoque que han seleccionado varios gobiernos ("Sello Verde o Green Mark" en Taiwán, "Sello Ozono" en Chile).

En Tailandia se estableció un estándar de contaminación para fuentes de agua puntuales, permitiendo que los organismos de monitoreo ambiental sigan procesos judiciales contra los contaminadores. Las posibles sanciones penales para los contaminadores incluyen hasta un año de cárcel. También se permite que individuos o las ONG (organismos no gubernamentales) inicien acciones legales en contra de los contaminadores, mejorando significativamente la efectividad del estándar.

Estudios en Bangladesh demuestran que la difusión de la información puede cumplir un rol importante en la reducción de la contaminación industrial, debido a que la divulgación de los registros de contaminación de las grandes compañías facilita la negociación entre los contaminadores y las partes afectadas (Huq y Wheeler, 1992).

LECCIONES

Como es de suponer, las condiciones varían mucho de un país a otro. Dichas condiciones requieren ser consideradas cuidadosamente al aplicar la experiencia de países per-

tenecientes o no a la OCDE para derivar lecciones destinadas a la selección de los instrumentos de políticas ambientales en los países en desarrollo. Sin embargo se pueden extraer algunas lecciones generales, las que presentamos en esta sección.

No existen recetas para el diseño de los instrumentos de políticas ambientales capaces de superar todas las dificultades de implementación que presentan muchos países en desarrollo. En particular, los instrumentos económicos en general no son la panacea para superar problemas tales como la falta de fiscalización de las regulaciones ambientales. Aunque los instrumentos económicos contienen grandes promesas para el logro de regulaciones ambientales más costo-efectivos, su diseño y aplicabilidad necesitan ser cuidadosamente evaluados en cada caso específico. Con un criterio de (a) eficiencia económica, (b) costos administrativos y (c) aceptabilidad política, en esta sección se ilustran las consideraciones que deben guiar la selección de los instrumentos de política adecuados en un país específico para un problema de contaminación específico.

Es interesante señalar que muchos de los argumentos formulados en contra del uso de los instrumentos económicos en las políticas ambientales de los países en desarrollo en realidad no están dirigidos específicamente en contra de los instrumentos económicos. Pueden ser caracterizados de manera más general como los obstáculos que cualquier política ambiental más efectiva debiera superar y que explican la falla de las políticas ambientales en general en muchos países en desarrollo (OCDE, 1993e):

- Resistencia a los controles ambientales más estrictos debido a la creencia de que pueden dañar el crecimiento económico y la competitividad industrial.
- La inercia de la burocracia política, que aún no ha internalizado la necesidad de reaccionar frente a la creciente preocupación por el control de la contaminación, y la presión de los grupos de interés que se verán perjudicados económicamente debido a la implementación de políticas de control de la contaminación.
- La falta de información acerca de los daños que produce la contaminación, en contraste con información más accesible acerca de los costos que involucra el control de la contaminación, junto con la falta de participación ciudadana en la toma de decisiones.
- La falta de planificación a largo plazo inherente a los sistemas políticos, en los que no existe interés en los beneficios que se manifiestan sólo después del período de ejercido de la administración actual.
- La falta de presupuesto de las instituciones ambientales.
- El deficiente marco legal para la gestión ambiental, lo que involucra fragmentación y superposición de las regulaciones de la contaminación y de la asignación de responsabilidades normatorias, junto a la falta de coordinación entre los organismos sectoriales y ambientales.

Otros argumentos están dirigidos específicamente en contra del uso de los instrumentos económicos. Entre estos argumentos, que serán abordados en detalle en el siguiente análisis, se incluye lo siguiente:

- La necesidad de un organismo sectorial o ambiental más poderoso.
- La pérdida de control del organismo ambiental en el caso de instrumentos que requieren implementación o coordinación con otros organismos, tales como el Ministerio de Economía o el Ministerio de Hacienda en el caso de impuestos ambientales.
- La resistencia de los contaminadores, los que esperan mayor poder negociador bajo un sistema de fiscalización parcial de los estándares no fiscalizados en comparación a un sistema de incentivos económicos.

La elección del instrumento de política correcto rara vez se presenta como una opción de "blanco y negro" entre los instrumentos económicos y la regulación CC. En la práctica, a menudo se escoge una combinación de ambos enfoques. Más aún, en la comparación y el diseño de los diferentes instrumentos de política, los detalles son muy importantes. Mientras no hay duda acerca de la superioridad teórica del instrumento económico perfectamente diseñado e implementado sobre la actual y altamente imperfecta práctica de CC, un instrumento económico diseñado deficientemente puede ser mal evaluado en comparación.

Implementar las politicas ventajosas en todo sentido en primer lugar

Indiscutiblemente, el primer paso en cualquier programa de política ambiental basado en incentivos económicos debe ser el examen de los subsidios a las actividades dañinas para el medio ambiente. Debido al atractivo que tienen estas medidas y a la prevalencia de tales subsidios en muchos países en desarrollo, este análisis debe preceder a las políticas a fin de internalizar los costos externos. Es probable que exista escasa controversia acerca de la implementación de las típicas políticas ventajosas en todo sentido a través de cambios en los incentivos económicos. La principal política de este tipo es la eliminación de cualquier subsidio a los bienes asociados con contaminación, tales como el uso de energía, de agroquímicos y de agua. La eliminación de los subsidios mejora la eficiencia económica, aumenta los ingresos y mejora el medio ambiente. Los objetivos sociales que se persiguen con los subsidios se pueden lograr con mayor efectividad mediante transferencias a suma alzada y subsidios en efectivo focalizados.

Seleccionar instrumentos costo-efectivos

En los países en desarrollo, los recursos que tiene disponible el gobierno y el sector privado para la descontaminación generalmente son limitados. Esta mayor limitación de los recursos significa que las consideraciones de costo-efectividad son aún más importantes en los países en desarrollo, los que mal pueden afrontar el alto costo en que incurrieron varios países de la OCDE mediante regulaciones exclusivas de CC en las últimas décadas.

La principal consideración que impulsa el uso de instrumentos económicos es la costo-efectividad. Reciente trabajo empírico acerca de los costos que implica el control de la contaminación ha mostrado coherentemente que los instrumentos escogidos, y su diseño para lograr el nivel de calidad ambiental deseado, tienen un impacto mucho mayor sobre los costos totales del control de la contaminación que el nivel de calidad ambiental escogido. Tietenberg (1988) revisa nueve estudios donde los CC y los IE aplicados fueron calibrados para lograr el mismo nivel ambiental. En siete de los estudios, la razón de los costos de los IE a los costos de los CC es 1/4 o inferior. En dos de los estudios, la razón es igual a 1/14 o inferior. Aun si estos potenciales ahorros de costos exageran el ahorro real de costos, debido a que los instrumentos de CC y su costo-efectividad pueden ser mejorados y que la costo-efectividad de los IE está limitada por complicaciones de la vida real y errores de diseño, la ventaja de los IE en términos de la costo-efectividad aún sigue siendo muy grande.

La evidencia disponible también sugiere que debido a los niveles relativamente bajos de control de la contaminación existentes en la mayoría de los países en desarrollo, tanto la transparencia y predecibilidad de las políticas ambientales como los instrumentos de política escogidos son mucho más determinantes de los costos totales que el nivel de calidad ambiental escogido. Las empresas en los países en desarrollo se quejan más frecuentemente de las inciertas políticas ambientales, de la fiscalización errática y arbitraria y de la confusión a nivel institucional, que de la carga que se les impone a través de un régimen de políticas coherentes con objetivos exigentes.

Adaptar la selección de los instrumentos a las circunstancias del país

La efectividad de los diferentes instrumentos económicos para la política ambiental indudablemente depende del marco económico, político, legal e institucional de un determinado país. Es poco lo que se puede decir acerca de las condiciones generales de los países que puedan favorecer ya sea la regulación de CC o la de IE. Por el contrario, la efectividad de cada instrumento de política individual necesita ser evaluado en el contexto de un país específico. El siguiente comentario sugiere algunas consideraciones al respecto.

Muchos IE funcionarán mejor en un entorno económico en donde los contaminadores estén acostumbrados a tomar decisiones económicas. Será mucho más fácil implementar un sistema de permisos transables en países que tengan experiencia con sistemas de transacciones formales en otros sectores (mercado accionario activo, sistemas de licitación para cuotas de importación o exportación).

La eficiencia y costo-efectividad de los instrumentos económicos se basa en la premisa de que los contaminadores maximizan sus utilidades y reducen la contaminación si con ello ganan dinero. Por lo tanto, los incentivos económicos a menudo resultan inútiles en un medio ambiente en el cual los contaminadores van tras objetivos distintos a la maximización de las utilidades. Por ejemplo, las empresas en los antiguos regímenes socialistas de Europa Oriental tenían metas de producción y a menudo resultaron ser insensibles a las multas y cobros por contaminación, puesto que sus incen-

tivos eran la producción y no las utilidades. Una experiencia similar se tuvo con las empresas del sector público en las economías de mercado cuando dichas empresas no eran administradas de acuerdo a las prácticas de administración comercial.

Cuando los contaminadores actúan en mercados no competitivos (por ejemplo como un proveedor monopólico), pueden ser menos sensibles a los instrumentos económicos ya que pueden traspasar los aumentos de costos a los consumidores. Este aspecto es de particular importancia para los países en desarrollo donde a menudo los mercados no son competitivos. Estas situaciones necesitan ser evaluadas en cada caso individual, puesto que el óptimo instrumento ambiental depende de las demás regulaciones impuestas a los contaminadores (por ejemplo, regulación de precios de los proveedores monopólicos).

Un régimen de responsabilidad ambiental depende en gran medida de un sistema legislativo efectivo. Cuando el acceso al sistema judicial es limitado, los tribunales carecen de experiencia en asuntos ambientales, el costo de los litigios es alto y la calidad de los procesos judiciales está en duda, es poco probable que un mayor énfasis en la responsabilidad legal respecto al medio ambiente sea el enfoque adecuado. Un análisis de los casos de responsabilidad legal en áreas distintas al medio ambiente puede ser un buen indicador de si se puede esperar que la responsabilidad ambiental sea un instrumento efectivo en un país determinado. En la mayoría de los países en desarrollo es poco probable que este sea el caso. El sistema legal también puede ser un factor determinante para la efectividad de los sistemas de permisos transables y de cobros ambientales si la fiscalización del sistema requiere la participación de los tribunales. Donde sea posible, los instrumentos deben ser diseñados de tal manera que los organismos estatales tengan suficientes poderes de fiscalización para hacer que el sistema funcione.

El funcionamiento de los instrumentos económicos depende del entorno económico en el cual se insertan los tomadores de decisiones. En particular, la estabilidad económica o la falta de ella puede influir en la capacidad de respuesta de los contaminadores frente a los instrumentos económicos. La inestabilidad económica a menudo conduce a un enfoque de corto plazo y a una tasa de descuento implícita mayor por parte de los agentes que toman las decisiones. Con esa tasa de descuento mayor, posiblemente no se realicen inversiones en descontaminación si el ahorro potencial en los cobros por contaminación se producirá recién en alguna fecha futura.

También se requiere estabilidad económica, legal e institucional para generar la confianza de los contaminadores respecto a que las políticas implementadas son sostenibles. Esto también es necesario para hacer que los contaminadores inviertan dinero de acuerdo a los incentivos económicos deseados. Es poco probable que los contaminadores inviertan en el control de la contaminación o que compren permisos de contaminación si no tienen la seguridad de que en el futuro los cobros sean aplicados y los permisos respetados. Si la inseguridad respecto a las políticas de control a futuro es grande, existe mayor probabilidad de que los contaminadores paguen los cobros a que inviertan en reducir los niveles de contaminación.

Otro ejemplo común de cómo las condiciones macroeconómicas afectan las políticas ambientales, es la inflación. A causa de la inflación los cobros por deterioro del medio ambiente a menudo se vuelven inefectivas al cabo de un tiempo, a menos que

95

existiera un mecanismo automático para mantener el valor real de estos cobros.

Dependiendo de las circunstancias de un país específico, instrumentos económicos tales como los cobros pueden convertirse en una solución administrativamente simple si pueden ser agregados a tarifas o impuestos ya existentes, como por ejemplo los cobros por contaminación en adición a las tarifas existentes por aguas servidas, a la diferenciación de las tarifas existentes por tipo de combustible y a la diferenciación de las matrículas de los vehículos por sus niveles de emisión.

Subsidios suficientemente altos para modificar la conducta de los contaminadores no son sostenibles tributariamente en países con un significativo déficit presupuestario. Más aún, el mal uso de los subsidios es común en los países que no cuentan con estrictos sistemas de monitoreo y de fiscalización.

Considerar los requisitos de información, monitoreo y fiscalización

Si los organismos ambientales dispusieran de información perfecta, podrían desarrollar sofisticados sistemas de regulación de CC que tratarían de imitar el resultado de la aplicación de los IE y ser, al menos estáticamente, eficientes. En los países en desarrollo, la base informativa en que se sustenta el diseño de las políticas para el control de la contaminación es a menudo bastante débil. Los inventarios de las emisiones a menudo son incompletos o simplemente inexistentes. La falta de información de un gobierno resalta los potenciales beneficios provenientes del uso de los IE: los CC de un gobierno con escasa información tenderán a ser menos eficientes que el diseño de instrumentos de CC basados en una buena información. La ventaja de los IE es que el regulador no necesita conocer detalladamente los costos de descontaminación de cada contaminador para que sean eficientes. Puesto que probablemente hay menos información disponible en los países en desarrollo, la ventaja de los IE sobre los CC teóricamente debiera influir más en tales países.

En condiciones de certidumbre, los efectos de los cobros por contaminación y de un sistema de permisos transables serían equivalentes. Por lo tanto, la elección entre ambos depende de la naturaleza de la incertidumbre respecto al daño por contaminación y a los costos de descontaminación. Los cobros por contaminación fijan un tope a los costos máximos impuestos a los contaminadores por la regulación ambiental, ya que el costo total será inferior o igual a las emisiones actuales multiplicado por la tasa del cobro. Por otra parte, si el regulador no conoce las curvas de los costos marginales de la descontaminación, los resultados en cuanto a la disminución de la contaminación son inciertos. Por ejemplo, si un estándar actual es reemplazado por un cobro bajo, los niveles de contaminación podrían aumentar. De esta manera, cuando la preocupación por los costos totales que tendrá para los contaminadores supera la preocupación por los niveles actuales de contaminación, un cobro (que podrá ser ajustado posteriormente si el resultado sobre las emisiones no es el deseado) puede ser más apropiado.

Un sistema de permisos de emisión transables fija la cantidad total de las emisiones, pero deja incertidumbre respecto al costo total que tiene el sistema para los contaminadores. Por lo tanto, si se conoce el nivel óptimo o deseado de control de la contaminación, si se sospecha que a partir de un cierto nivel de contaminación se producen daños irreversibles o efectos umbral para el medio ambiente o si existen otras razones para limitar las emisiones a un nivel específico, es preferible un sistema de

permisos transables a uno de cobros.

A pesar de que el establecimiento de un sistema de IE bien administrado es un desafío a nivel institucional, la implementación universal y efectiva de regulaciones de CC globales es aun más desafiante y por lo tanto casi nunca es llevado a cabo satisfactoriamente. Puesto que los IE conducen a la revelación de importante información, por lo general son menos complejos que un sistema de regulaciones de CC igualmente eficiente.

En los casos donde el monitoreo de emisiones individuales es difícil o costoso (varias fuentes pequeñas o fuentes provenientes de sectores informales no regulables), pueden ser atractivos los instrumentos indirectos que abordan el problema de la contaminación al nivel de los insumos o productos de los procesos que generan la contaminación. Mientras más fuerte sea el nexo entre el insumo-producto gravado y la cantidad de contaminación, más efectivo será el instrumento indirecto. Especialmente los impuestos a los combustibles que han demostrado ser un instrumento efectivo.

Indudablemente los instrumentos indirectos tienen la capacidad de distorsionar los incentivos. Por ejemplo, la experiencia con los subsidios a los equipos de control de la contaminación (exenciones de impuestos o de tarifas, crédito dirigido) ha sido mixta en el mejor de los casos. Estos instrumentos favorecen soluciones intensivas en capital al término del proceso que a menudo no son costo-efectivos. Tampoco aseguran por sí mismos la operación continua de los equipos subsidiados. Este es un problema serio en aquellos casos donde los costos de operación de los equipos de descontaminación son altos. La focalización de los subsidios también ha demostrado ser un difícil problema, lo que arroja dudas acerca de si es aconsejable aplicar extensamente el apoyo del gobierno a las inversiones para el control de la contaminación.

Dado que resulta difícil monitorear las emisiones, a menudo los organismos reguladores se concentran en las "soluciones visibles", tales como la instalación de equipos al término del proceso. Estas soluciones no siempre resultan costo-efectivos y se requiere de más esfuerzo para cambiar los incentivos a la reducción de las emisiones mediante modificaciones operativas y cambios en los procesos en lugar de invertir solamente en equipos visibles de control de la contaminación.

Tanto los cobros por contaminación como los sistemas de permisos transables pueden ser usados para generar los ingresos requeridos para cubrir los costos de administración del sistema. Es obvia la función generadora de ingresos de un sistema de cobros. El sistema de permisos transables puede generar ingresos a través de la licitación de los permisos o a través de una combinación de permisos con un pequeño cobro para cubrir los costos del sistema. Un cobro de esas características no reduce la eficiencia de un sistema de permisos transables. Si existe la voluntad política de ejercer una fiscalización efectiva, se puede lograr un progreso importante asignando una parte de los cobros o de las sanciones a los organismos de monitoreo y de fiscalización. De esta manera, se podrán financiar dichos organismos para que cumplan con su mandato y de paso incrementar el incentivo para hacerlo de manera diligente.

Centrarse en las políticas de autofiscalización y de revelación de información

Finalmente, la fiscalización no solamente requiere de pericia técnica, sino también de respaldo político. Si los organismos ambientales no cuentan con la fortaleza política para fiscalizar los estándares teóricos, las mejoras técnicas por sí solas serán insufi-

cientes. Sin embargo, una elección inteligente de los instrumentos puede facilitar el trabajo de fiscalización de los estándares ambientales. En muchos países en desarrollo las instituciones ambientales estatales son débiles, lo cual significa que la fiscalización de cualquier regulación del gobierno (CC o IE) por lo general es deficiente. Por lo tanto, el uso de instrumentos simples que contengan elementos de autofiscalización es más importante en aquellos países con organismos fiscalizadores débiles.

Ni los CC ni los instrumentos económicos pueden funcionar sin fiscalización. Si la fiscalización se aplica de manera selectiva a las empresas del sector formal solamente, ambos tipos de instrumentos conllevan el riesgo de que las empresas del sector formal sean empujadas al sector informal y puedan incluso aumentar sus emisiones. Las regulaciones de cualquier naturaleza (CC o IE) solamente deben ser impuestas si existen el compromiso y la voluntad política de fiscalizar la regulación. Por el contrario, las regulaciones fiscalizadas de manera selectiva restarán transparencia y credibilidad al sistema y favorecerán un comportamiento orientado solamente a las ganancias (rent-seeking). Discutiblemente, un sistema con regulaciones selectivas y relativamente indulgentes que sean fiscalizadas sistemáticamente es una mejor base para un futuro fortalecimiento, que un sistema con cobertura total y regulaciones estrictas, pero sin fiscalización sistemática.

En algunos casos, la descentralización o privatización del monitoreo y de la fiscalización puede mejorar la situación al entregar la responsabilidad a entidades mejor informadas que los organismos ambientales dependientes del gobierno central. Un ejemplo típico es una empresa de tratamiento de aguas residuales que es responsable ante el regulador de los efluentes provenientes de su red de aguas servidas y a quien los reguladores han dado la autoridad para fiscalizar las reglas de descarga al alcantarillado y, posiblemente, la de aplicar multas a aquellos que infringen las reglas.

Indudablemente el diseño de los instrumentos puede facilitar la fiscalización. Debido a la asimetría de información entre el regulador y el contaminador (los contaminadores saben más acerca de sus emisiones que el regulador), se puede reducir el costo social de la fiscalización revirtiendo la carga que representa la comprobación e imponiéndosela al contaminador y no al regulador. Se pueden aplicar cobros presuntos en base a estimaciones altas de la contaminación de una industria determinada. Entonces dependerá del contaminador demostrar descargas reales por bajo de los niveles presuntos para exigir un reembolso. Los sistemas de reembolso de depósitos relacionados podrían ser aplicados más extensamente para superar los problemas de fiscalización y de monitoreo. La experiencia con informes de emisión emitidos por el propio contaminador por lo general ha sido positiva si el sistema incluye fiscalizaciones al azar y fuertes sanciones para los informes de emisión falseados.

Importancia de los detalles del diseño

Los detalles del diseño de los IE son muy importantes. Si en un programa de permisos de emisión transables se descuida la dimensión espacial de la contaminación del aire y aumentan las emisiones en zonas ya fuertemente contaminadas, el sistema transable puede empeorar una situación que ya es mala. Un cobro bien intencionado sobre los residuos sólidos o peligrosos puede causar el vertimiento ilegal y sin control de las

substancias, lo que puede provocar un deterioro de la situación ambiental en vez de mejorarla. Con el fin de no desacreditar los IE, se deberá ser muy cuidadoso para evitar estos y otros errores de diseño.

El diseño de los instrumentos deberá centrarse en procedimientos de fácil implementación y en la asignación clara de las responsabilidades a las instituciones. Los detalles del régimen regulatorio a menudo determinan que las responsabilidades sean asignadas entre varios organismos. Deberá tenerse especial cuidado de proveer a los organismos ambientales de suficiente autoridad para implementar o al menos coordinar eficazmente las políticas que normalmente requieren la intervención de otros organismos estatales, tales como el Ministerio de Hacienda en lo referente a la tributación.

Los costos administrativos de cualquier sistema de control de la contaminación evidentemente preocupan a los gobiernos con recursos presupuestarios limitados. En principio, los costos administrativos de un sistema de IE deberían ser inferiores a los costos de un sistema de CC *igualmente efectivo,* con requerimientos de información mucho más altos. Por otro lado, un sistema de permisos transables presenta la importante interrogante sobre los costos de transacción. Estos costos de transacción dependen en gran medida del diseño detallado del sistema y de las facilidades de intercambio de información entre los potenciales compradores y vendedores de los permisos de contaminación. Hay bastante experiencia disponible en los países miembros de la OCDE, la cual está resumida en otros documentos (ej., Tietenberg, 1995). De igual manera, es necesario tener cuidado de que los sistemas de permisos transables sean diseñados para un número adecuado de participantes, a fin de asegurar un precio competitivo para los permisos de emisión.

Manejar la oposición política

La aceptabilidad política de cualquier régimen de control de la contaminación depende, entre otros factores, de sus efectos distributivos. Debido a un diseño deficiente, la falta de aceptabilidad política a menudo ha constituido un obstáculo para lograr una política ambiental efectiva, ya sea a través de la fiscalización eficaz de las regulaciones de CC o a través de cobros suficientemente altos. Al menos teóricamente es posible evitar la mayoría de los efectos distributivos de la política ambiental a través de un diseño inteligente de los instrumentos económicos.

Los cobros por emisión deben ser lo suficientemente altos para modificar conductas. Especialmente en aquellos casos donde la oferta de descontaminación es muy inelástica, los cobros tienen que ser altos. Esto significará que el cobro podrá imponer un verdadero costo para el contaminador y que el gobierno recaudará ingresos superiores a los costos de administrar el sistema. Si así se desea, algunos o todos los ingresos recaudados mediante estos cobros pueden ser devueltos a los contaminadores a través de rebajas a otros impuestos, dejando, en resumidas cuentas, balanceados económicamente a los contaminadores. Con el fin de no anular el efecto del incentivo, las rebajas a los impuestos no deben estar relacionadas con el esfuerzo de descontaminación del contaminador individual. En lugar de eso, las rebajas a los impuestos pueden otorgarse en base a los ingresos promedio, provenientes de los cobros por contaminación,

redistribuidos mediante una fórmula basada en el producto, el valor agregado u otras fórmulas no relacionadas con la contaminación.

Los esquemas de permisos de emisión transables tienen implícitos la separación entre el efecto de eficiencia de la transabilidad y el efecto de equidad de la asignación inicial de los permisos. Los sistemas de permisos de emisión transables pueden disminuir los cambios distributivos asignando los derechos iniciales exentos de cobros en proporción al volumen de la contaminación pasada. En el caso de una oferta de descontaminación inelástica, es probable que un sistema de permisos transables sea más atractivo, dado que evita los altos cobros por contaminación asociados a ellas.

Para que sea políticamente aceptable, es importante que un sistema de instrumentos económicos sea simple, transparente y fácil de comprender. Particularmente, al diseñar los pasos iniciales para la introducción de los IE, es aconsejable seleccionar una aplicación que sea lo bastante simple para permitir un efecto de demostración positivo. Por ejemplo, para la introducción de un primer programa de permisos de emisión transables es posible que un programa relativo a las emisiones de sustancias destructoras de la capa de ozono sea más apropiado que uno relativo a las emisiones de gases y de partículas. En el primer caso, las fuentes de emisión son más homogéneas y la fiscalización es más simple que en el segundo, donde se originan en fuentes heterogéneas y son mucho más difíciles de monitorear.

Los nuevos organismos ambientales a menudo tienen dificultades tratando de lograr la aceptación y confianza del sector privado y de los demás organismos estatales. Una estrategia clave para crear confianza en una institución débil consiste en focalizar los limitados recursos en áreas de políticas prioritarias, pero en saber abordar bien dichas áreas. A largo plazo, es más efectivo comenzar con regulaciones limitadas para áreas prioritarias, pero implementarlas y fiscalizarlas rigurosamente, que pretender actuar sobre una cantidad mayor de temas y no lograr ni su implementación ni su fiscalización. Los organismos ambientales también pueden mejorar su posición política incluyendo explícitamente consideraciones de costo-efectividad en el diseño de sus programas. Si los organismos ambientales toman seriamente en cuenta el costo que implica fiscalizar sus regulaciones, es más probable que se ganen la confianza de la comunidad comercial, del Ministerio de Economía y de los demás organismos. Esto en definitiva les proporcionará el poder político para implementar y fiscalizar sus programas.

La oposición política en contra del uso de los instrumentos económicos puede venir de los mismos encargados de la regulación ambiental. Los organismos, cuyo personal consta principalmente de ingenieros especialistas en medio ambiente, a menudo prefieren preocuparse de elecciones técnicas a nivel de las fábricas y probablemente no aprecien los méritos de un sistema de IE basado en incentivos. Por último, es importante reconocer que los IE pueden aumentar los ingresos que se requieren para una mejor gestión global del medio ambiente y para lograr mejoras en los organismos ambientales mismos.

Resumen

La siguiente tabla resume algunos de los principales requisitos para instrumentos específicos de políticas de control de la contaminación:

Tabla 4.2: Principales requisitos

INSTRUMENTO	EFECTIVIDAD	REQUISITOS IMPORTANTES
Tarifas por contaminación	Fija el costo agregado del control de las emisiones	• Contaminadores que maximizan los ingresos • Fiscalización y monitoreo de las fuentes • Estabilidad macroeconómica • Acuerdo sobre máximo costo agregado al control de la contaminación
Permisos de contaminación transables	Fija la cantidad de emisiones agregadas	• Contaminadores que maximizan los ingresos • Fiscalización y monitoreo de las fuentes • Experiencia con sistemas transables-licitables formales • Estabilidad macroeconómica • Acuerdo sobre máximas emisiones agregadas
Régimen de responsabilidad legal	Establece responsabilidad legal a posteriori por daños ambientales	• Sistema legal efectivo y accesible • Buena información acerca de los daños y efectos de la contaminación
Tárifas Indirectas	Modifica precios de insumos-productos del proceso contaminante	• Conocimiento de una relación relativamente fija entre insumos-productos y contaminación
Estándares de CC eficientes	Fija emisiones de cada fuente individual	• Fiscalización y monitoreo de las fuentes • Acuerdo sobre máximas emisiones agregadas • Completa información sobre curvas de costos de descontaminación de cada contaminador

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Averchenkov. A. et al. (1994). *The System of Environmental Funds in the Russian Federation.* Informe presentado en la conferencia de la OECD sobre fondos ambientales, St. Petersburg, Oct 27-28.

Brandon, C. y Ramankutty, R. (1993). *Toward an Environmental Strategy for Asia.* World Bank Discussion Paper N° 224. Washington, DC.

Eskeland, G. y Jiménez, E. (1991a). Curbing Pollution in Developing Countries. *Finance & Development*, marzo: 21-24.

Eskeland, G. y Jiménez, E. (1991b). *Choosing Policy Instrument for Pollution Control: A Review.* Policy Research Working Paper WPS N° 624. Washington, DC.

Eskeland, G. y Devarajan, S. (1994). *Taxing Bads by Taxing Goods: Pragmatic Approaches to Environmental Protection.* World Bank. Mimeo.

Estache, A. y Taylor (1992). *Water Pollution Control: What Level of Government Should Do What in Brazil?* Policy Research Working Paper, World Bank.Washington, DC.

Huq, M. y Wheeler, D. (1992.) *Pollution Reduction without Formal Regulation: Evidence from Bangladesh.* World Bank. Mimeo.

Liebenthal, A. (1995). *Economic Instruments for Pollution Management: An Overview of the International Experience with Implications for Brazil.* World Bank. Mimeo.

Lovei, M. (1994a). *Environmental Financing: The experience of OECD Countries and Implications for Transition Economies.* World Bank. Mimeo.

Lovei, M. (1994b). *Pollution Abatement Financing: Theory and Practice.* World Bank. Mimeo.

Miglino, L.C.P. y Harrington, J.J. (1984). The Impacts of Tariffs on the Generation of Industrial Effluents. *Revista DAE*, Vol. 44 N° 138, São Paulo.

NAPA (1994). *The Environment Goes to Market: The Implementation of Economic Incentives for Pollution Control.* National Academy of Public Administration. Washington, DC.

OECD (1993a). *Integrating Environment and Economics: The Role of Economic Instruments.* Group on Economic and Environment Policy Integration. Mimeo.

OECD (1993b). *The Use of Economic Instruments in Environmental Protection-The Taiwan Experience.* Reunión de trabajo informal sobre el uso de instrumentos económicos en políticas ambientales. Documento interno preparado por Tin-Bai Pan. Mimeo.

OECD (1993c). *Use of Economic Instruments in Environmental Policy in Hong Kong.* Reunión de trabajo informal sobre el uso de instrumentos económicos en políticas ambientales. Documento interno. Mimeo.

OECD (1993d). *The Singapore Area Licensing Scheme.* Reunión de trabajo informal sobre el uso de instrumentos económicos en políticas ambientales. Documento interno preparado por Keith Buchan. Mimeo.

OECD (1993e). *The Experiences of Brazil, Mexico, Chile, and Argentina in the Use of Economic Instruments in Environmental Policy.* Reunión de trabajo informal sobre el uso de instrumentos económicos en políticas ambientales. Documento interno preparado por Sergio Margulis. Mimeo.

OECD (1993f). *The Standard cum Charge Approach in Environmental Policy: The Malaysian Experience.* Reunión de trabajo informal sobre el uso de instrumentos económicos en políticas ambientales. Documento interno preparado por Khalid Abdul Rahmin. Mimeo.

OECD (1993g). *The Use of Economic Instruments for Environmental Protection in Korea: Performances and Difficulties.* Reunión de trabajo informal sobre el uso de instrumentos económicos en políticas ambientales. Documento interno preparado por Hosaeng Rhee. Mimeo.

OECD (1993h). *Economic Instruments for Water Resource Management in Thailand.* Reunión de trabajo informal sobre el uso de instrumentos económicos en políticas ambientales. Documento interno preparado por Mingsarn Kaosa-ard. Mimeo.

Ruitenbeek, J., Djajadiningrat, S. y Cartier, C. (1994). *Macroeconomic Policies and Economic Instruments for Environmental Management in Indonesia.* Proyecto de Desarrollo de la Gestión Ambiental en Indonesia (EMDI, Environmental Management Development in Indonesia).

Sánchez, T., Uribe Botero, E. y Uribe Botero, E. (1994). Instrumentos Económicos para el Control de la Contaminación Industrial. *Planeación y Desarrollo*, XXV, N° 1, Bogotá.

Seroa de Motta, R. (1994). *Uso de Instrumentos Economicos para Gestao Ambiental: Teoria e Práctica no Brazil.* Mimeo.

Tietenberg, T. (1988). *Environmental and Natural Resource Economics.* Harper Collins, New York.

Tietenberg, T. (1995). *Applying Emissions Trading to the Control of Air Pollution in Santiago: Lessons from the US Experience.* Colby College. Mimeo.

Tlaiye, L.y Biller, D. (1994). *Successful Environmental Institutions: Lessons from Colombia and Curitiba, Brazil.* LATEN Dissemination Note N°12. World Bank.

World Bank (1991). *India: Industrial Pollution Control Project.* Informe N° 9347-IN.

World Bank (1992a). *World Development Report 1992: Development and the Environment.* Washington, DC.

World Bank (1992b). *China: Environmental Strategy Paper.* Informe N° 9669-CHA.

103

World Bank (1993). *Energy Efficiency and Conservation in the Developing World. Un informe sobre políticas, World Bank.* Washington, DC.

World Bank (1994). *Chile: Managing Environmental Problems-Economic Analysis of Selected Issues.* Informe N° 13061-CH.

World Bank (1995a). *National Environmental Strategies and Action Plans: Key Elements and Best Practice.* Washington, DC. Mimeo.

World Bank (1995b). *World Development Indicators 1995.* Washington, DC.

World Bank (1995c). *Argentina: Managing Environmental Pollution-Issues and Options.* Informe preliminar N° 14070.

Zylicz, T. (1994). Taxation and Environment in Poland. En*: Taxation and the Environment in European Economies in Transition.* OECP, Paris.

Anexo: Resumen de experiencias seleccionadas con el uso de instrumentos económicos en la política ambiental de países no pertenecientes a la OCDE

PAIS	INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN USO
Brasil Pob: 156,5 mill. (18,4 por km²) 71% población urbana Expectativa de vida: 67 PNB per cápita: US$ 2.930 Participación de la industria: 37%	Se introdujeron los cobros por efluentes en algunos estados (Río de Janeiro, São Paulo, Paraná) en base al contenido de contaminantes para cubrir el costo del tratamiento público de las aguas. Las transferencias fiscales a las municipalidades en el Estado de Paraná dependen de parámetros de protección del agua
Chile Pob: 13,8 mill. (18,2 por km²) 84% población urbana Expectativa de vida: 74 PNB per cápita: US$ 3.170 Participación de la industria: 40%	Existe un sistema de permisos transables para las emisiones de PM-10 en la Región Metropolitana de Santiago
Argentina Pob: 33,8 mill. (12,2 por km²) 74% población urbana Expectativa de vida: 87 PNB per cápita: US$ 7.220 Participación de la industria: 31%	Exención del impuesto a la gasolina para el gas natural comprimido (CNG). Cobros por efluentes en teoría, pero sin implementar debido a problemas legales.
México Pob: 90,0 mill (46,0 por km²) 74% población urbana Expectativa de vida: 71 PNB per cápita: US$ 1.958 Participación de la industria: 28%	Impuestos a la gasolina con cobros por emisión implícitas y diferenciación entre combustible con plomo y sin plomo. Programas de créditos dirigidos para el control de la contaminación
Polonia Pob: 38,3 mill. (122,4 por km²) 64% población urbana Expectativa de vida: 71 PNB per cápita: US$ 2.260 Participación de la industria: 39%	Cobros por emisiones, efluentes y desechos industriales no reciclables. Créditos tributarios por el 30% de la inversión en protección ambiental si el proyecto se completa dentro de cinco años. Crédito subsidiado (50% de interés) para inversiones en la descontaminación.
Rusia Pob: 148,7 mill. (8,7 por km²) 75% población urbana Expectativa de vida: 65 PNB per cápita: US$ 2.340 Participación de la industria: 51%	Cobros por emisiones, efluentes y residuos sólidos.
Singapur Pob: 2,8 mill. 100% población urbana Expectativa de vida: 75 PNB per cápita: US$ 19.850 Participación de la industria: 37%	Tarificación vial en la zona central. Licitación de certificados de titularidad para la compra de automóviles.
Corea del Sur Pob: 44,1 mill. (445,5 por km²) 78% población urbana Expectativa de vida: 71 PNB per cápita: US$ 7.660 Participación de la industria: 43%	Incentivos tributarios (crédito tributario de inversión del 10%) para equipos de descontaminación. Depreciación acelerada de las inversiones en tecnología de descontaminación.

Anexo: Resumen de experiencias seleccionadas con el uso de instrumentos económicos en la política ambiental de países no pertenecientes a la OCDE (Cont.)

PAIS	INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN USO
Taiwán	Subsidios a inversiones calificadas en control de la contaminación. Depreciación acelerada de las inversiones en descontaminación.
Malasia Pob: 19,0 mill. (57,6 por km²) 52% población urbana Expectativa de vida: 71 PNB per cápita: US$ 3.140 Participación de la industria: 25%	Cobros por efluentes de molinos de aceite de palma y caucho.
China Pob: 1.178,4 mill. (123,2 por km²) 29% población urbana Expectativa de vida: 69 PNB per cápita: US$ 490 Participación de la industria: 48%	Cobros por efluentes para la contaminación industrial.
Tailandia Pob: 58,1 mill. (113,2 por km²) 19% población urbana Expectativa de vida: 69 PNB per cápita: US$ 2.110 Participación de la industria: 39%	Cobros presuntos para el nivel proyectado de desechos peligrosos. Créditos dirigidos y reducciones arancelarias para las inversiones en control de la contaminación.
India Pob: 898,2 mill. (273,2 por km²) 26% población urbana Expectativa de vida: 61 PNB per cápita: US$ 300 Participación de la industria: 27%	Incentivos fiscales para el control de la contaminación (crédito dirigido, asignación de depreciación, reducciones de impuestos sobre el consumo)

La información contenida en esta tabla no se basa en un estudio global. Fue compilada a partir de diversas fuentes con fechas diferentes, a las que se hace referencia en este documento. No toda la información está actualizada. Los datos económicos provienen del World Bank (1995b).

CAPÍTULO 5

USO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN LA POLÍTICA AMBIENTAL CHILENA

*Volkmar Hartje**
*Karin Gauer**
*Alberto Urquiza**

INSTRUMENTOS ECONOMICOS USADOS EN CHILE

El presente documento resume un informe más extenso sobre el uso de instrumentos económicos en la política ambiental chilena (Hartje, Gauer y Urquiza, 1994). El informe se basa en la investigación de documentos existentes, chilenos y extranjeros; describe el marco institucional y las políticas desarrolladas hasta ahora para el control de la contaminación y para tres sectores económicos que han tenido fuerte impacto sobre el medio ambiente: agricultura, silvicultura y energía. Dentro de esta gama de políticas se han identificado los instrumentos económicos que actualmente se encuentran en aplicación, describiéndose sus formas de operar y evaluándose sus eficacias, hasta el punto permitido por la información disponible. La noción de instrumentos económicos es más amplia que la que se encuentra en la mayoría de los textos de economía, puesto que se incluyen la definición de los derechos de propiedad de los recursos naturales y la tarificación de los servicios públicos que tienen una dimensión ambiental, además de los instrumentos económicos para el control de la contaminación. En el caso de Chile, la documentación disponible lleva a presentar en este informe los siguientes cuatro instrumentos: la tarificación en base a costos marginales del suministro de agua y de la recolección de aguas servidas, la definición de los derechos privados de agua transferibles, los permisos transables para partículas provenientes de fuentes fijas y la licitación de derechos de uso de las vías para la locomoción colectiva urbana. En este documento se resume la presentación de estos instrumentos y se reflexiona sobre el rol de éstos en Chile y sus implicancias en la cooperación técnica.

* Dr. en Economía, Profesor Universidad Técnica de Berlín.
* Dr. en Economía, CDG, Berlín.
* Dr. en Ingeniería, Consultor.

107

Otro instrumento que ha sido propuesto, pero que aquí no se incluye, es la tarificación vial para los automóviles particulares en el centro de Santiago. En varios documentos se pueden encontrar referencias a una "Ley de Peajes" (Escudero, 1993), pero ha sido imposible ubicar algún borrador u otros documentos que la especifiquen.

Tarificación en base a costos marginales para el suministro de agua potable y la recolección de aguas servidas

Chile es uno de los pocos países que aplica los principios de tarificación en base a costos marginales y recuperación total de los costos en sectores de la economía que, tanto en los países en desarrollo como en algunos industrializados, gozan de un suministro estatal de los servicios a precios subvencionados. Para los recursos hídricos, estos principios han sido puestos en práctica en la provisión del suministro de agua y la recolección de aguas servidas en áreas urbanas.

Hasta fines de los años 80 el suministro de agua y la recolección de aguas servidas era administrado en Chile por una autoridad nacional y por una metropolitana (Empresa Metropolitana de Obras Sanitarias, EMOS), bajo la supervisión del Ministerio de Obras Públicas. Ambos servicios eran considerados bienes básicos para el público en general, y las tarifas se fijaban a un nivel que el Gobierno consideraba al alcance de toda la población. Durante la última década, las tarifas cubrieron en promedio el 50% de los costos de estos servicios, y la mayor parte de los fondos de inversión provenían del ingreso tributario del gobierno central. Como consecuencia de los estrechos presupuestos en los años 80, las inversiones fueron menores al nivel necesario para mantener la calidad de los servicios y para expandirlos de acuerdo al crecimiento de la población (Blanlot, 1993). A pesar de tales deficiencias, durante las décadas anteriores, las instituciones responsables construyeron una infraestructura que abastecía de agua potable a alrededor del 97,6% de la población urbana, y que conectaba al 84,8% de los grupos familiares a un sistema de recolección de aguas servidas (SSS, 1993).

A partir de 1988 se reorganizaron el sector de suministro de agua potable y la recolección de aguas servidas, de acuerdo a los siguientes principios:

- Separación de las funciones de supervisión y regulación de los propios servicios de suministro.
- Privatización de los servicios de suministro.
- Creación de una autoridad supervisora (la Superintendencia de Servicios Sanitarios).
- Tarificación a costo marginal y recuperación total de los costos, incluyendo un retorno sobre el capital invertido.

Aunque las leyes básicas para esta reorganización fueron aprobadas hace tres o cuatro años, falta mucho para completarlas. La Superintendencia está establecida y

cumple sus funciones principales: supervisión de las empresas de suministro, control de la calidad del agua potable y administración del proceso de ajuste de tarifas de las empresas de suministro. La Superintendencia ha propuesto un conjunto de estándares de descarga desde fuentes industriales, el cual aún no se hace efectivo porque requiere estándares uniformes de descarga para todas las fuentes, independiente del estado cualitativo del cuerpo fluvial receptor. Asimismo, la Superintendencia se encuentra preparando el procedimiento para incorporar a empresas privadas en el sector de servicios sanitarios.

La privatización del sector de servicios sanitarios se suspendió con la llegada del gobierno democrático a fines de 1989. Entre 1983 y 1989 se descentralizó la organización nacional de servicios hídricos de acuerdo al sistema nacional de regiones. Estas unidades descentralizadas fueron transformadas en empresas privadas de responsabilidad limitada, pero siguieron bajo propiedad estatal. La empresa sanitaria de Santiago sufrió la misma transformación (Hachette y Lüders, 1992).

En caso de requerirse nuevas inversiones, las tarifas se basan en el costo marginal del suministro adicional. Por su parte, si la capacidad existente es suficiente para la demanda esperada, las tarifas se basan en el costo marginal de todo el sistema optimizado, el cual a su vez está basado en los costos de reposición. Estos costos se calculan por separado para la producción y distribución de agua potable y para la recolección y eliminación de aguas servidas. Los cobros a los clientes se dividen en cargos fijos y aquéllos basados en el volumen de agua consumida y de agua recolectada. No se hace diferencia según la intensidad de la contaminación del agua recolectada (Blanlot, 1993).

La transformación de las tarifas antiguas, con su recuperación a bajo costo, en las nuevas tarifas, que cubrirán el costo de las inversiones, se extendió durante un período de cuatro años, desde 1990 hasta 1994. Las diferencias de costo entre regiones son notorias, especialmente entre la zona norte del país y la zona central. Para 1994 se esperaba que las tarifas de la zona norte y sur del país estuviesen respectivamente en un 400% y 200% por sobre el nivel relativamente bajo de 95 a 116 pesos/m^3 en Santiago. Para reducir los regresivos efectos distributivos de los cambios tarifarios, en 1991 se estableció y entró en vigencia un sistema de subsidio individual. Un total de 441.000 familias recibieron subsidios, de un total de 2,36 millones de conexiones de suministro de agua. Se esperaba que para cuando se llegase al nivel objetivo de las tarifas, este número habrá aumentado a 722.000, de acuerdo con los cálculos de la Superintendencia (SSS, 1993).

El tratamiento de aguas residuales no observa una cobertura de igual magnitud que la del suministro de agua y recolección de aguas servidas. En la mayoría de las ciudades, las aguas residuales sólo se recolectan y fluyen sin tratamiento directamente al océano o a los ríos (Consultora BKH, 1992). En Santiago se puso en funcionamiento la primera planta municipal de tratamiento en 1993. Este bajo nivel de tratamiento municipal de aguas servidas constituye la principal deficiencia de la administración de la calidad del agua en Chile, pero la alta cobertura del suministro de agua y recolección de aguas servidas ha producido considerables beneficios sanitarios. El uso directo de aguas superficiales contaminadas para el consumo humano es relativamente bajo, en comparación con las áreas metropolitanas de otros países en desarrollo.

El sistema tarifario actual permite incorporar el tratamiento municipal de aguas ser-

vidas y/o el pretratamiento de las descargas industriales en el sistema de aguas residuales a nivel regional, nacional o de cuencas hidrográficas. Actualmente se ha emprendido un estudio a fin de desarrollar un plan maestro para el tratamiento de aguas servidas en el área de Santiago (Comisión Especial de Descontaminación de la Región Metropolitana, CEDRM, 1993). Los costos esperados del tratamiento resultarán en un aumento de las tarifas en Santiago. Actualmente no existen planes para introducir cobros por descargas o permisos transables para la contaminación de aguas residuales.

Derechos y mercados de agua

Chile es el único país en desarrollo que posee un sistema de derechos de agua transferibles. Si bien el agua se considera un recurso nacional, los particulares pueden ser propietarios de sus derechos a perpetuidad y de manera irreversible. Estos derechos son independientes del uso y propiedad de las tierras; por consiguiente, las transacciones de los derechos de agua se definen en términos de una determinada cantidad por período de tiempo, no incluyéndose aspectos de la calidad del agua. Sin embargo, la ley hace una diferencia entre derechos consuntivos y no consuntivos. Con respecto a los derechos consuntivos, el titular puede consumir la cantidad permitida por período de tiempo en la forma que desee. Quienes utilizan las aguas para el riego poseen plenos derechos consuntivos sobre sus aguas.

La distribución inicial de los derechos de agua se basa en una solicitud de un usuario potencial, la cual es examinada por la Dirección General de Aguas (DGA) con respecto a la disponibilidad de agua excedente. Para los ríos no regulados, en base a modelos de simulación hidrológica, se estima el flujo histórico de agua para el mes de flujo mínimo, que normalmente corresponde al período de máxima demanda de agua de la agricultura en Chile. El límite superior de los derechos de agua a ser distribuidos son los requisitos de mínimo flujo ecológico. La responsabilidad legal que la DGA tiene en relación al cumplimiento de estos requisitos es más bien baja, y se trata de un elemento de reciente consideración en las prácticas de la DGA. Todos los derechos de aguas se conceden sin costo alguno por parte de la DGA, la cual maneja un registro nacional. Durante los procedimientos de solicitud, las terceras partes tienen la oportunidad de presentar objeciones, si la concesión del nuevo derecho de agua perjudica sus propios derechos. En épocas de escasez de agua, la DGA declara estado de escasez con el consentimiento de las asociaciones de usuarios de aguas, las cuales se organizan entre sí para imponer las restricciones necesarias sobre los derechos de agua, por lo general de modo proporcional.

En 1992 el Presidente de Chile propuso una enmienda al Código de Aguas, la cual intentaba abordar varios problemas relacionados con la administración del agua. El más importante de ellos es la creación de una institución que integre los diferentes usos dentro de una cuenca, llamada Corporación Administradora de Cuencas Hidrográficas. Su función no será sustituir a la asociación (agrícola) de usuarios de agua, sino integrar los usos del agua entre sectores, administrar la calidad del agua y proteger a las cuencas hidrográficas de la erosión, sedimentación e inundaciones. El proyecto de ley de 1992 era bastante vago con respecto a los aspectos de organización

de las estructuras, tareas, metas, derecho a voto y financiamiento de estas corporaciones de cuencas hidrográficas, pero era específico sobre dos aspectos de los derechos de agua. El primero consistía en la creación de la responsabilidad explícita de la DGA de garantizar un mínimo flujo ecológico. El segundo proponía la limitación en el tiempo (5 años) de los derechos de agua, si no eran usados, y una renovación completa de los derechos de agua en las secas áreas nortinas. Se pospuso la aprobación de las enmiendas a causa de preguntas pendientes acerca de los detalles de las corporaciones de administración de aguas propuestas. Entre tanto, se ha contratado la realización de un importante estudio para evaluar las opciones de diseño de tales corporaciones. Estas influirán en la operación de los mercados del agua, pues serán responsables de los conflictos intersectoriales por el aprovechamiento de las aguas y, en una segunda fase, del autofinanciamiento de las obras públicas en las cuencas hidrográficas.

Las transacciones de los derechos de agua son bastante comunes en Chile. Sin embargo, no existe una documentación adecuada a nivel nacional sobre la magnitud y las características de tales transacciones. Al parecer, la mayoría de las transacciones se dan intrasectorialmente entre los quienes utilizan las aguas con fines de regadío, a la vez que el grado de transacciones intersectoriales parece ir en aumento. Se sabe que las transacciones intrasectoriales tienen lugar entre agricultores, particularmente en términos de arriendos estacionales. También se sabe que existen transacciones intersectoriales para los casos en que las empresas de suministro de agua compran derechos de agua a quienes las utilizan para regar, lo cual les ahorra la construcción de nueva infraestructura de suministro. Las empresas revelaron que no tienen un precio de oferta fijo, sino que, en su lugar, los precios finales de las transacciones se determinan durante cada negociación en particular. De acuerdo a estos representantes, los principales factores que determinan estos precios son la distancia desde la bocatoma de la empresa, la cantidad de derechos de agua vendidos y la información disponible para el vendedor (Hearne, 1993).

Chile contaba en el pasado con mercados de agua organizados, los cuales deben ser regulados para enfrentar sus externalidades (flujos de retorno, cambios en la calidad, requerimientos de flujos mínimos, etc.). No hay claridad respecto a si los cambios propuestos en la ley chilena de aguas tendrán como resultado una reforma efectiva para enfrentar estas externalidades, o si acarrearían restricciones innecesarias sobre las transacciones.

Permisos transables para partículas en Santiago

Como instrumento económico para internalizar los costos externos de la contaminación, el sistema de permisos de emisión transables en Santiago se aplica solamente a las emisiones de material particulado de las fuentes fijas. Es un sistema mixto compuesto por un estándar uniforme de concentración de emisiones y permisos de emisión transables.

El punto de partida fue la meta de reducir las emisiones de fuentes fijas en un 70%, solicitada por la CEDRM en su plan de descontaminación (CEDRM, 1990), la cual fue propuesta por un grupo de la Universidad de Chile y de la empresa consultora INTEC

117

en el mismo año (Intendencia, 1990). Esta meta se tradujo en una política concreta en 1992, cuando el Servicio de Salud del Medio Ambiente del Ministerio de Salud aprobó el Decreto N° 4 para la Región Metropolitana. Este contiene normas de emisión para las fuentes existentes y para las fuentes nuevas de más de 1.000 m^3/h. Los estándares de emisión para las fuentes existentes, así como sus plazos de cumplimiento, son los siguientes:

- 112 mg/m^3 desde el 1 de enero de 1993 al 31 de diciembre de 1997,
- 56 mg/m^3 desde el 1 de enero de 1998.

Los valores anteriores de concentración se transforman en cantidad de emisiones al considerar los flujos actuales. La fórmula correspondiente es:

- meta de emisión diaria en kg/día = flujo (m^3 N/h) x 0,000056 (kg/m^3 N) x 24 (h/día).

Para las fuentes existentes estas cantidades serán el contenido de su permiso de emisión al 1 de enero de 1998. De este modo la distribución inicial de permisos se basa en el principio de derechos adquiridos. Se pueden instalar nuevas fuentes en la Región Metropolitana sólo si encuentran compensación para sus emisiones adicionales a partir de reducciones en las fuentes existentes. La expansión de las fuentes existentes, que debían tener un permiso al 31 de diciembre de 1992 cumpliendo con el estándar de 112 mg/m^3, se trata legalmente en forma equivalente a las fuentes nuevas. En un artículo separado, el decreto regula la transición entre 1993 y 1997 aumentando en un 25% anual la cuota de emisiones a ser compensada por nuevas fuentes, hasta alcanzar el 100%. Las fuentes emisoras con menos de 1.000 m^3/h, llamadas fuentes grupales, no participan en la transacción de emisiones, pero deben cumplir con los mismos estándares de emisión que las fuentes puntuales, con la excepción de las fuentes nuevas, para las cuales los estándares comenzaron en 1992 con un valor de 56 mg/m^3.

Los proponentes del uso de permisos transables en Chile estuvieron y están conscientes de la discusión económica acerca de las ventajas y limitaciones de este instrumento en los países industrializados. Las ventajas teóricas de un sistema de permisos de emisión transables son una mejor eficiencia estática al reducir los costos de cumplimiento, y el mejoramiento de las propiedades de eficiencia dinámica.

El potencial para reducir los costos de los instrumentos de mercado ha sido estimado empíricamente en varios estudios (Tietenberg, 1985, 1992) en los países industrializados. Durante la preparación del sistema se realizó un estudio empírico acerca del potencial que presentan diferentes instrumentos para reducir los costos en la gestión de las partículas en Santiago (O'Ryan, 1993). Similar a la investigación en los países industrializados antes mencionada, este estudio estimó los diferenciales de costo de cumplimiento entre estándares de concentración de emisiones, tasas de reducción de emisiones, permisos de emisión y permisos ambientales para aquellas fuentes reguladas por el D.S. N° 4 del Ministerio de Salud.

El estudio estima que el sistema de permisos ambientales puede lograr la reducción de las concentraciones ambientales al menor costo para toda la gama de reducciones. Entre los instrumentos antes enumerados, la segunda mejor opción es el permiso de emisión, mientras que los instrumentos de estándar de emisiones y de reducción porcentual están en tercer y cuarto lugar entre las opciones. Las autoridades chilenas, sin embargo, se decidieron en favor del sistema simple de permisos basados en las emisiones, a expensas de potenciales reducciones adicionales en los costos, con un valor de cambio de 1:1 sin el uso de un modelo de dispersión.

En base a las experiencias de transacción de emisiones en EE.UU., no se puede estar seguro, sin embargo, de que se cumplirá totalmente el potencial de menor costo estableciendo permisos transables "(Hahn, 1989; Tietenberg, 1992)". El indicador de mayor relevancia es el bajo número de transacciones externas que han ocurrido bajo los diferentes programas norteamericanos. A pesar de estas restricciones, es probable que se produzca un cierto número de transacciones, pero estarán limitadas a las empresas más grandes y más sofisticadas, donde los ahorros pueden alcanzar una magnitud que tenga mayor probabilidad de atraer la atención de los administradores. Una segunda categoría de empresas con mayores posibilidades de respuesta serán aquéllas con más de una fuente en la Región Metropolitana. O'Ryan (1993) identificó 287 empresas con dos y más fuentes. Desde el 1 de enero de 1993 se han producido cambios, pero aún no hay registros. El ejemplo mejor conocido es una empresa papelera que edificó una nueva planta de papel tisú y cumplió la regla de compensación del 25% con una transacción con una de sus propias plantas más antiguas.

Licitación de derechos de uso de las vías para la locomoción colectiva urbana

El esquema de concesión de derechos para el uso de las vías es una reacción a los efectos negativos de la total falta de regulación del sistema urbano de transporte colectivo en Santiago (buses, maxibuses, taxis, etc.). Hace quince años, el Ministerio de Transportes declaró que el transporte colectivo urbano era un sistema de acceso completamente libre. Esto significaba que cualquiera que poseyera un bus podía participar en el sistema de transporte colectivo de la ciudad, sin tener que cumplir ninguna regulación con respecto a tarifas, seguridad de los pasajeros o calidad de los servicios.
El resultado fue una considerable ampliación de la flota de buses sin estándares mínimos de calidad. La capacidad (13.000 vehículos) se estimaba en un 40% superior a la demanda, la flota estaba subutilizada y escaseaba el mantenimiento para gran parte de ella (Escudero, 1993). Esto tuvo como resultado un considerable aumento en las emisiones diesel, es decir, NO_x y PM 10. Además, la situación del transporte en el centro de Santiago se caracterizaba por un alto nivel de congestión y una velocidad promedio muy baja.

La falta de barreras para entrar al mercado facilitaba la participación de los pequeños operadores y, como resultado, muchos propietarios-choferes ofrecían sus servicios. Para coordinarse, estos operadores formaron asociaciones de líneas a modo de cooperativas. Estas entidades formaron una organización general de operadores (Hohmann y Martin, 1992). Además, los operadores formaron un cartel de precios que

parece haber sido efectivo, puesto que las tarifas aumentaron a más del doble entre 1980 y 1990, mientras que los precios del insumo principal, es decir el petróleo diesel, subieron sólo en un 25% en términos reales. La estructura de pequeños propietarios y las altas tarifas provocaron un exceso de oferta en el transporte público, debido a la entrada de operadores marginales que exploraban las arterias de la ciudad en busca de algún pasajero adicional. Debido a que la mayoría de los buses estaban depreciados (el 48% de los buses tenían más de 12 años de antigüedad), y puesto que se hacía escaso el mantenimiento, los costos marginales a corto plazo eran solamente los costos de oportunidad del tiempo del chofer-operador. Como resultado, los buses eran ocupados solamente por 350-400 pasajeros por día, lo que representa entre un quinto y un tercio de la tasa de ocupación de otras áreas metropolitanas (World Bank, 1986).

En 1990 el Ministerio de Transportes y Comunicaciones (MTC), cambió esta política de acceso completamente libre por una política de acceso regulado. Las regulaciones cubrían solamente un aspecto del sistema de transporte colectivo, es decir aquellas vías congestionadas a causa del número de buses y taxis que las utilizaban. Todos los otros elementos del mercado de los buses, es decir, la entrada, selección de línea y tarifa, seguían sin regulación. El propósito principal era aliviar la congestión en las calles del centro de Santiago.

La licitación de derechos para el uso de las vías para los vehículos de transporte colectivo involucra a las calles del centro de Santiago congestionadas debido a estos mismos vehículos. Para que el sistema sea operativo hay que responder los siguientes custionamientos:

- Identificar los tramos de las vías que se consideran congestionados.
- Estimar el nivel de tráfico que se considera no congestionado.
- Definir las características de los operadores que pueden participar en la licitación.
- Definir los criterios de selección para los ganadores.
- Asegurar el cumplimiento de las especificaciones de la licitación.

Una vez contestadas estas preguntas de manera operativa, se debe evaluar su impacto sobre el servicio de transporte. A partir de la documentación disponible, parece que las dos primeras preguntas fueron respondidas sobre la base del análisis existente de conteos de tráfico y relaciones flujo-velocidad de tráfico. El resultado fue la definición de las frecuencias máximas de buses en estas calles.

A fin de mejorar el potencial para aplicar sanciones en caso de no cumplimiento, sólo se permitió la participación en las licitaciones a sociedades anónimas. Las asociaciones de líneas legales que no eran sociedades anónimas debieron constituirse como tal. La selección se basa en diversos criterios, los que incluyen la calidad del servicio, es decir las frecuencias, la calidad de los buses y las características de la contaminación atmosférica (Escudero, 1993).

La pregunta sobre el impacto de la licitación de permisos en el uso de las vías es un poco más complicada. Dependiendo de la distribución de las licencias concedidas se podría alterar el sistema existente de líneas de buses. Para evitar tal cambio, las líneas de buses existentes y las vías de transporte que ellas sirven fueron ordenadas según un modelo de transporte de recorrido específico en la Región Metropolitana. Este modelo

es importante, puesto que el 80% del funcionamiento de las líneas de buses en Santiago usa las calles licitadas. Al conceder estas licencias, el MTC trata de asegurar que la reducción de la oferta del servicio de transporte colectivo provenga de una menor frecuencia de las líneas existentes, y no de un cambio en el ordenamiento espacial de las líneas. El resultado deseado es que las menores frecuencias y el aumento en el tiempo de espera sean compensados por los ahorros producidos por el aumento en la velocidad.

Un segundo problema es la tendencia de los operadores más pequeños al uso de las calles adyacentes a las vías licitadas, diluyendo de este modo los efectos de la licitación. Como reacción, el Gobierno propone repetir la licitación aumentando el área de vías cuyo uso también estará restringido (Figueroa, 1993).

Este cambio mejoró la situación reduciendo el exceso de capacidad, aumentando la tasa de ocupación de los vehículos particulares y aliviando la congestión. Pero hay algunos temas debatidos desde un punto de vista ambiental. En tanto se han reducido los recorridos de los buses y se han retirado los más antiguos, han disminuido las emisiones diesel. No se dispone de cifras específicas, pero si la reducción en la capacidad asciende al 30%, entonces las reducciones en las emisiones por parte de estas fuentes deberían estar ligeramente por encima del 30%.

REFLEXIONES SOBRE EL ROL DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN LA POLITICA AMBIENTAL CHILENA

El debate sobre el rol de los instrumentos económicos en la política ambiental se centra en las alternativas para internalizar los costos externos asociados con el deterioro ambiental. Implícitamente, se asume que no existen otras distorsiones en una economía de mercado, o que no han sido introducidas por las políticas gubernamentales. Sin embargo, los estudios sobre las políticas ambientales en los países desarrollados han demostrado la abundancia de estas distorsiones. Desde un punto de vista ambiental y conforme al contexto de la aplicación de instrumentos económicos para la internalización de costos externos, estas distorsiones son importantes, ya que a menudo disminuyen el grado de internalización de los costos privados asociados al uso de recursos naturales, a las actividades contaminantes o al suministro de servicios bajo un monopolio natural.

Grado de internalización de los costos privados: creación de derechos de propiedad e introducción de recuperación de costos

Chile es un caso excepcional entre los países en desarrollo, ya que su reforma a la política económica realizada por el gobierno militar ha contribuido considerablemente a lograr una estructura normativa coherente con los principios mencionados anteriormente: la propiedad de la tierra está bien definida y protegida por la Constitución Política, los derechos de agua también están definidos y son transables. Los subsidios en el sector agrícola para los insumos han sido mayoritariamente eliminados ya que sus precios se basan en la competencia internacional. Existen dos excepciones importantes. Una es el subsidio forestal para la plantación de especies y la otra es el subsidio para la inversión de infraestructura de riego.

Otra área en la que Chile es una excepción entre los países en desarrollo es la tarificación de la electricidad, del agua y de los servicios sanitarios, la cual sigue los principios de tarificación según los costos marginales. Los suministros de agua y de electricidad son dos sectores donde el potencial de pérdidas económicas es grande debido a los servicios subsidiados que se deterioran cuando escasean los ingresos del gobierno central.

La interrogante sobre hasta qué punto estos principios de tarificación resultan en un uso eficiente de la energía y del agua en la economía chilena no se puede responder en el contexto de este informe. Como una evidencia en contra, el consumo de energía por unidad de PGB fue superior en 1985, comparado con otros países con un nivel de ingresos similar. Esta interrogante necesita una mayor discusión. Chile usa extensamente un enfoque de mercado para enfrentar la internalización de costos privados en actividades que consumen recursos. Por lo tanto, sería útil comprobar las ventajas asociadas a tal enfoque que, de hecho, se pueden demostrar empíricamente. La investigación empírica necesaria aún no se ha realizado.

Internalización de costos externos con un enfoque de política mixta: combinación de estándares tecnológicos específicos e instrumentos basados en incentivos

Con respecto a la internalización de los costos externos, la política ambiental chilena desarrolló una normativa legal e institucional para el control de la contaminación atmosférica, del agua y para la eliminación y recolección de residuos. Esta normativa le permitió al gobierno desarrollar la base de una política ambiental mediante el establecimiento de una capacidad de monitoreo de la calidad del ambiente y la constitución de inventarios de las fuentes. Se comenzó implementando programas efectivos para disminuir las emisiones de las fuentes:

- en la contaminación atmosférica:
  - para fuentes fijas: TSP, SO_2,
    estado: en funcionamiento desde 1993, primeros efectos visibles,
  - para fuentes móviles: TSP, SO_2, NO_x, CO, plomo
    estado: en funcionamiento desde 1992/93, primeros efectos visibles,
- en la contaminación del agua:
  - para fuentes industriales puntuales: todos los contaminantes importantes en alcantarillados y cuerpos hídricos
    estado: propuesta de estándares de descargas en revisión,
  - para alcantarillado municipal: prioridad para Santiago
    estado: alta tasa de recolección de aguas servidas, tratamiento de aguas servidas en fase de estudio,
- en la gestión de residuos:
  - para residuos mineros: requisitos de disposición
    estado: reglamento en vigencia desde 1970, efectividad de sólo 20%,
  - residuos municipales: requisitos de disposición
    estado: reglamento en vigencia desde 1968, efectividad no establecida.

Estos programas son selectivos, puesto que cubren sólo un rango de contaminantes y en algunas áreas de contaminación aún no hay control, como por ejemplo en los residuos peligrosos. En este caso, la política está en una fase de analizar la magnitud del problema y la gama de posibles soluciones. Un reglamento sobre los pesticidas, que proteja el medio ambiente local, a los trabajadores y a los consumidores chilenos es una omisión importante. La estabilización de la vegetación y el control de la erosión del suelo tienen que esperar que una ley resuelva sobre las Corporaciones Administradoras de Cuencas Hidrográficas. Es necesario hacer efectiva la protección de los bosques naturales, además de crear un sistema de manejo de la explotación de los bosques restantes para la obtención de leña.

Si se observa la cantidad total de programas existentes en Chile para la reducción de fuentes específicas, se descubre que sólo dos de ellos usan instrumentos de mercado: los permisos transables para partículas en Santiago y la licitación del derecho a usar las vías para la locomoción colectiva en el centro de Santiago. La mayoría de los instrumentos usados en Chile son estándares de emisiones, usualmente combinados con una especificación de tecnología. En ambos casos, los instrumentos económicos se usan en combinación con otros instrumentos, generalmente denominados de "comando y control". Los permisos transables fueron introducidos además de un sistema de estándares de emisiones uniformes, con el objetivo de disminuir a la mitad un máximo de emisiones permisibles en un período de cinco años. El esquema de la licitación de vías para la locomoción colectiva urbana estuvo acompañado por un reglamento de retiro obligatorio, por un límite de opacidad para el petróleo diesel y por la prohibición de usar partes de motores usados (Consultora BKH, 1992).

Los requisitos administrativos para los instrumentos económicos no son insignificantes: el cumplimiento de los estándares de emisiones se tiene que lograr en 1.440 fuentes y en 10.400 buses registrados. La tarea de asegurar el cumplimiento se debe realizar de manera independiente del uso de los instrumentos económicos, aunque el grado de esfuerzo difiere entre ambos instrumentos. Para los permisos transables el esfuerzo necesario para el monitoreo de las emisiones probablemente será mayor, ya que las transacciones requieren una capacidad administrativa adicional.

Para administrar ambos instrumentos de una manera efectiva se requiere de un cierto nivel de sofisticación entre las entidades reguladoras y los participantes en el mercado. El uso total de los permisos transables para la contaminación atmosférica (para contaminantes no mezclados uniformemente) requiere operar un modelo de dispersión de fuentes y el sistema de licitación de vías precisa de un modelo de simulación de transporte.

De esta manera, incluso a pesar de las condiciones relativamente favorables existentes en Chile, el uso de los instrumentos económicos es bastante limitado. En algunos casos simplemente no existen las condiciones para aplicarlos, como es el de la reducción de SO_2 en las fundiciones de cobre. En otros pueden aún no estar preparadas las condiciones para tomar una decisión en favor de los instrumentos económicos, como en el asunto del control de las descargas industriales de agua.

ROL DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN LA COOPERACION TECNICA

Si se logra una definición amplia de los instrumentos económicos, y no se reducen a la alternativa de comando y control versus impuestos-permisos transables para el control de la contaminación, entonces los instrumentos económicos se pueden usar como un elemento integrado de la gestión ambiental en los países en desarrollo.

Areas de cooperación en la gestión ambiental

Continuando con las diferencias anteriores, se destacan tres áreas de posible cooperación:

- Asignación de acceso exclusivo a los recursos naturales.
- Reglas de tarificación y regulación de los servicios públicos.
- Instrumentos económicos para internalizar los daños ambientales externos.

Hasta ahora la gestión ambiental en la cooperación técnica estaba concentrada en la tercera área, la de control de la contaminación, principalmente en términos de soporte técnico. Por su parte, los otros aspectos de la gestión ambiental eran ubicados en categorías sectoriales, es decir, en agricultura, silvicultura, piscicultura, energía, administración del recurso agua, transporte y servicios sanitarios.

La interrogante de los derechos de propiedad en estos sectores se planteaba principalmente en el contexto de proyectos individuales de cooperación técnica y/o financiera, los que comúnmente tenían que ver con aumentar o mantener la productividad de los recursos en estos sectores. Sin embargo, la importancia de los derechos de propiedad, por sobre el alcance de los proyectos individuales y regionalmente especificados, se hace cada vez más evidente. En general, todavía no se tiene conciencia de la importancia de generar proyectos específicamente diseñados para tratar los derechos de propiedad de manera nacional o regional, más allá de los límites del "proyecto", por lo menos en el contexto de la cooperación técnica alemana. Al parecer, es el resultado de una falta de confianza en el entendimiento de los mecanismos de las configuraciones existentes de los derechos de propiedad y de una falta de confianza en la propuesta de soluciones alternativas. Un punto de partida posible podrían ser los Planes de Acción Ambiental nacionales, propuestos y comprobados en algunos países, con el apoyo del Banco Mundial y de donantes bilaterales y patrocinados, en algunos casos, por el programa de cooperación técnica de Alemania. En ese caso, los puntos de partida son la descripción del funcionamiento de los derechos de propiedad existentes y la propagación de los conceptos para analizarlos. Generalmente existe un acabado entendimiento de la segunda área, aquella referida a la tarificación de los servicios públicos mixtos o públicos (suministro de agua, recolección de basura, etc.). Sin embargo, varios gobiernos de los países en desarrollo de ingresos medios (y una cantidad de países de OCDE) temen aplicar completamente los principios de tarificación porque las autoridades responsables de formular las políticas son renuentes a hacer que el público, el electorado o los grupos sociales importantes, paguen los costos totales (privados) de

estos servicios. Frecuentemente, los problemas de la tarificación se negociaban en el contexto de acuerdos de préstamos entre los organismos donantes y los ministerios de Hacienda o los ministerios de los sectores pertinentes. Existe un amplio acuerdo entre los países donantes sobre la importancia de recuperar los costos de estas inversiones; sin embargo, en caso de resistencia por parte de los ministerios de los países beneficiarios, la condicionalidad verbal por lo general no ha sido cumplida por la práctica del donante.

Análisis de la demanda y oferta de cooperación técnica en el uso de instrumentos económicos

En la tercera área, los instrumentos económicos se pueden usar solamente en conjunto con las otras tareas a realizar, como se aprecia a partir del ejemplo de los permisos transables. La implementación de las siguientes seis tareas, en el orden descrito, es el requisito para el uso de los instrumentos económicos:

1) Identificación de los contaminantes prioritarios que van a ser controlados en primer lugar.
2) Análisis del contaminante en términos de sus características químicas, tóxicas y ecológicas, al igual que sus trayectos de difusión y sus concentraciones en el ambiente.
3) Análisis de las fuentes (para crear un registro de fuentes), de los procesos que producen emisiones y de las opciones técnicas para mitigarlas y disminuirlas.
4) Selección de las fuentes que van a ser reguladas, la decisión acerca del grado de acción requerida de estas fuentes y la elección del tipo de instrumento usado.
5) Organización de la fiscalización y control, la contratación de personal, la instalación de laboratorios para el control de las fuentes y la determinación de las sanciones.
6) Gestión de los emisores y su respectiva innovación técnica.

Por lo general, la cooperación técnica ha sido proporcionada en los pasos dos, tres, cinco y seis a través de ayuda técnica y de personal para el monitoreo de la calidad del ambiente, de las fuentes, del equipo de laboratorio para las pruebas y de las tecnologías para que las fuentes (en menor grado) reduzcan las emisiones. A menos que existan proyectos con una orientación en sus políticas proveniente del ministerio central-organismo estatal, generalmente no existe asistencia técnica en las fases uno y cuatro.

Sin embargo, sólo en la fase cuatro se puede tomar una decisión con respecto al uso de instrumentos económicos. Al llegar a este punto se toman por lo general las otras decisiones (identificación de las fuentes que van a ser reguladas, el grado de reducción requerido), que son el núcleo político de la determinación de las políticas. Un análisis económico de estas decisiones en términos de costo-efectividad de las opciones disponibles puede contribuir a lograr un control de la contaminación a bajo costo. El segundo paso podría ser el análisis respecto a si el número de fuentes, sus opciones técnicas

y las elasticidades con respecto al precio justifican la aplicación de instrumentos económicos. La descripción del establecimiento de los permisos transables en Santiago demuestra que todas estas tareas deberían haber sido realizadas antes de poder presentar una ley o un reglamento ante las autoridades responsables de la formulación de políticas. En este caso, todas estas tareas fueron realizadas por especialistas nacionales; la cooperación internacional se produjo en el pasado a un nivel académico, entre individuos que estudiaban en universidades de EE.UU.

Otro punto que se tiene que tomar en cuenta antes de considerar el uso de instrumentos económicos, como parte de una opción de gestión ambiental en la asistencia técnica, es la apreciación de si las condiciones políticas-burocráticas del país son favorables. La introducción de instrumentos económicos probablemente necesitará un grupo de gestores que impulsen la idea y la introduzcan en la burocracia o en el entorno de las autoridades encargadas de la formulación de políticas. También es necesario un consenso político acerca de la necesidad de mejorar la calidad ambiental del país y una conciencia acerca de las implicancias del costo de las regulaciones. Tal juicio sobre las condiciones políticas en un país puede probablemente ser considerado como una evaluación de la necesidad de instrumentos económicos en la cooperación técnica.

Sin embargo, antes de que se produzca la cooperación se tiene que realizar otra evaluación, principalmente si la oferta del apoyo requerido está disponible en Alemania (o en cualquier otro país). La antes mencionada necesidad de asistencia técnica en estas circunstancias se puede cumplir si hay especialistas (en Alemania, en la Comunidad Europea u otro país) que puedan realizar las tareas anteriores. Para ocuparse de la primera tarea, que dice relación con el análisis de las opciones regulatorias para un contaminante específico en un país en desarrollo, se necesita un académico o consultor con capacitación en economía ambiental aplicada y experiencia en las consultoras de los organismos gubernamentales en países en desarrollo o industrializados, en combinación con un experto técnico con experiencia en países en desarrollo. La segunda tarea es la de estimular la propagación del concepto entre los actores principales. Esto se podría hacer en forma anticipada, como una manera de preparar la disponibilidad de asesoría a nivel ministerial. El segundo tipo de especialista es el personal de organismos ambientales estatales o federales, con experiencia en redactar legislación o aplicar leyes con instrumentos económicos. Una reciente encuesta sobre las instituciones académicas y consultoras en Alemania (Horstmann, 1994) reveló que la experiencia en ambos campos está limitada a unas pocas instituciones. Aquí, un primer paso podría ser iniciar una red para acumular la experiencia disponible, la que se encuentra sin un efecto sinérgico. El programa de cooperación alemán ya ha experimentado la operación en red y sus dificultades, pero en la investigación agrícola (ATSAF, 1994).

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ATSAF (Arbeitsgemeinschaft Tropischer und Subtropischer Agrarforschung e.V.) (1994). *Organisation der tropischen und subtropischen Agrarforschung in der Bundesrepublik Deutschland*. Bericht über eine Tagung im Juni 1993 in Bonn, Bonn.

BKH Ingenieros Consultores, Universidad de Chile (1992). *Plan de Gestión Ambiental para la Región Metropolitana de Santiago*. Encargado por el Gobierno de Holanda, Ministerio de Relaciones Exteriores, Gobierno de Chile, Comisión Especial de Descontaminación de la Región Metropolitana, Santiago.

Blanlot, V. (1993). *Sector sanitario: el sistema regulatorio chileno*. Informe de consultoría para el Ministerio de Economía, Santiago.

CEDRM (Comisión Especial de Descontaminación de la Región Metropolitana) (1990). Santiago.

CEDRM (Comisión Especial de Descontaminación de la Región Metropolitana) (1993). *Balance 1992 - Programa 1993*. Santiago.

Escudero, J. (1993). *Priorización en las acciones del control de la contaminación atmosférica de Santiago*. En: Sandoval, H., Préndez, M., y Ulriksen, P. (eds.) Contaminación atmosférica de Santiago, estado actual y soluciones. Santiago: 237-259.

Figueroa, O. (1993). Transportation and the environment in Santiago, Chile. *The Urban Age*, Vol. 2, N°1: 11-20.

Hachette, D. y Lüders, R. (1992). *La Privatización en Chile*. Centro Internacional para el Desarrollo Económico, Santiago.

Hahn, R.W. (1989). Economic prescriptions for environmental problems: how the patient followed the doctor's orders. *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 3, N° 2: 95-114.

Hartje, V., Gauer, K. y Urquiza, A. (1994). *The use of economic instruments in the environmental policy of Chile*. Reportto GTZ, Pilotvorhaben Institutionenentwicklung im Umweltbereich, Bonn.

Hearne, R. (1993). *Chile: a study of the market allocation of water*. Unpublished paper. Santiago.

Hohmann, C. y San Martín, J. (1992). *La licitación de vías para servicios de locomoción colectiva: aplicación al caso de Santiago*. Santiago.

Horstmann, K. (1994). *Ikonomische Instrumente der Umweltpolitik: Eine systematische Kurzdarstellung der in der Bundesrepublik Deutschland angewandten Instrumente und relevanter Institutionen*. Report for GTZ, Pilotvorhaben Institutionenentwicklung im Umweltbereich, Bonn.

121

Intendencia Región Metropolitana (1990). *Sistema de derechos de emisión de contaminantes atmosféricos*. Resumen ejecutivo. Santiago.

O'Ryan, R.E. (1993). *Cost effective policies to improve urban air quality in developing countries: the case for Santiago, Chile.* Ph.D., University of California, Berkeley.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (1993). Memoria Anual 1992. Santiago.

Tietenberg, T.H. (1985). *Emissions trading: an exercise in reforming pollution policy*. Resources for the Future, Washington, D.C.

Tietenberg, T.H. (1992). Relevant experience with tradeable entitlements. En: UNCTAD (Ed.), *Combating global warming: study on a global system of tradeable carbon emission entitlements*. UNCTAD, New York: 37-54.

World Bank (1986). *Urban Transport. A World Bank policy study*, Washington, D.C.

PARTE II

TALLERES

Esta parte del libro expone lo ocurrido en los talleres llevados a cabo durante el segundo día del seminario-taller "Uso de instrumentos económicos en la política ambiental de Chile". Ellos exploran la potencialidad de utilizar instrumentos económicos en la gestión nacional de los problemas de contaminación hídrica, atmosférica y de residuos sólidos. Complementariamente, se incluye un capítulo dedicado al uso de instrumentos integrales. Estos capítulos están divididos en dos partes: la primera consiste en ponencias presentadas por los coordinadores de los talleres y la segunda exhibe lo discutido durante los mismos.

CAPÍTULO 6

TALLER: INSTRUMENTOS PARA LA GESTIÓN Y CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN HÍDRICA EN CHILE

*Expositor y Coordinador: Baldomero Sáez**

PONENCIA

INTRODUCCION

El nivel de contaminación de los cursos y masas de agua en Chile es elevadísimo en algunas zonas del país, producto fundamentalmente de las descargas crudas de aguas servidas y de residuos industriales líquidos (RILES). A nivel nacional, las industrias y las empresas sanitarias descargaron, durante 1991, aproximadamente 19,0 y 23,7 m^3/s, respectivamente, lo que correspondía a cargas másicas de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) de 6,9 y 4,9 kg/s (Superintendencia de Servicios Sanitarios, 1992). Las cuencas que recibían mayores descargas de DBO corresponden a las de los ríos Maipo, Bío-Bío y Aconcagua. Adicionalmente a la contaminación orgánica, medida en términos de DBO, existen problemas con los sólidos suspendidos, aceites y grasas, metales, contaminación microbiológica, etc.

Debido a la gravedad del problema de contaminación del agua en Chile, el Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción y la Comisión Nacional del Medio Ambiente encargaron a TESAM S.A. la ejecución del estudio "Elaboración de una Propuesta de Política para el Control de la Contaminación Hídrica de Origen Industrial", el que fue finalizado en marzo de 1995. La información que se presenta en este trabajo ha sido obtenida íntegramente del informe final del estudio referido.

El presente documento contiene dos capítulos, adicionales a este capítulo introductorio. En el primer capítulo, denominado Política Global para el Control de la Contaminación Hídrica, se abordan aspectos técnicos y de diseño institucional. El segundo capítulo, denominado Aplicación de Política Global para el Control de la Contaminación Hídrica al Caso de los RILES, analiza las actividades industriales productoras de RILES y el manejo de las fuentes puntuales.

* Ingeniero Civil, Profesor Pontificia Universidad Católica de Chile. Gerente de Proyectos, Tecnologías y Servicios Ambientales, TESAM S.A.

124

POLITICA GLOBAL PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACION HIDRICA

El objetivo principal de la política global para el control de la contaminación hídrica es determinar y mantener el nivel óptimo de calidad de las aguas, de modo de, en lo posible, maximizar el beneficio social neto. En este capítulo, subdividido en dos incisos, aspectos técnicos y diseño institucional, se aborda la proposición para alcanzar dicho objetivo.

Un aspecto no considerado en este trabajo y que debe solucionarse como parte de la política global es el relacionado con los caudales ecológicos mínimos, definidos como aquellos gastos mínimos que deben fluir para mantener la ecología de la corriente de agua. Básicamente, se debe definir para cada corriente el caudal ecológico mínimo y se deben regular las extracciones para mantener dicho caudal.

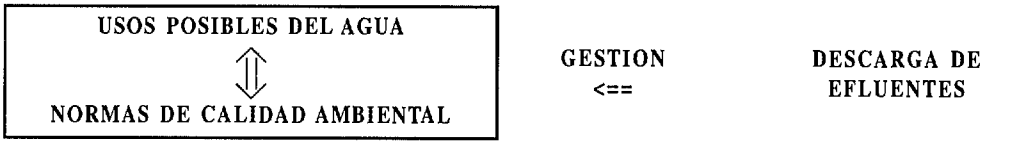
Aspectos técnicos

La política global propuesta involucra las siguientes tres etapas:

- Designación de los posibles usos del agua.
- Elaboración y dictación de normas de calidad ambiental de las aguas.
- Manejo de efluentes.

Resumidamente, las descargas de los contaminantes contenidos en los efluentes se gestionan de modo tal de forzar el cumplimiento de la norma de calidad ambiental, lo que asegura que el agua pueda ser usada para los fines previamente establecidos (Figura 6.1).

Figura 6.1: Diagrama esquemático de la política global propuesta para el control de la contaminación hídrica



Designación de los posibles usos del agua

Se propone el esquema de clasificación de las aguas mostrado en la Tabla 6.1, el cual debería ser aplicable en todo el territorio nacional. Para las *aguas continentales superficiales* se proponen tres categorías regulares y dos categorías de excepción. Estas últimas consideran, en primer lugar, aquellas aguas cuyas condiciones naturales de calidad y cantidad no permiten clasificarlas en alguna categoría regular, y, en segundo lugar, aquellas aguas para las cuales se quiera preservar una calidad superior a la de las categorías regulares. Las *aguas continentales subterráneas* se clasificarían en dos categorías regulares. Finalmente, se proponen tres categorías regulares y una catego-

125

ría de excepción para las *aguas marítimas costeras y estuarios*. La categoría excepcional incluiría aguas que se desea preservar con una calidad superior a la de las categorías regulares.

Tabla 6.1: Esquema de clasificación nacional de las aguas

CATEGORIA	MEJOR USO DEL AGUA
1. Aguas Continentales Superficiales Categorías Regulares	
1C	Recreación sin contacto directo, propagación y mantención de vida acuática (incluyendo peces), pesca, agricultura y cualquier otro uso no incluido en las categorías 1B y 1A. Todas las aguas continentales superficiales, cuyas cantidades y calidades naturales lo permiten, serán clasificadas para proteger estos usos como mínimo.
1B	Recreación con contacto directo y cualquier otro uso especificado para la clase 1C.
1A	Fuente de abastecimiento de agua para propósitos potables, culinarios o de procesamiento de alimentos y cualquier otro uso especificado para la clase 1B.
Categorías de Excepción (estudiadas caso a caso)	
1EB	Uso superior al establecido en 1A. Representan aguas que se les quiere preservar una calidad excepcional.
1EM	Uso inferior al establecido en 1C. Solamente aplicables para aguas cuya calidad o cantidad natural no permitan clasificarlas en categorías regulares.
2. Aguas Continentales Subterráneas Categorías Regulares	
2B	Uso industrial y otros usos, excepto los usos de la clase 2A.
2A	Fuente de abastecimiento de agua para propósitos potables, culinarios o de procesamiento de alimentos y cualquier otro uso especificado para la clase 2B.
3. Aguas Marítimas Costeras y Estuarios Categorías Regulares	
3C	Recreación sin contacto directo, propagación y mantención de vida acuática (incluyendo peces), pesca y cualquier otro uso no incluido en las categorías 3B y 3A. Todas las aguas marítimas costeras y estuarios serán clasificados para proteger estos usos como mínimo.
3B	Recreación con contacto directo y cualquier otro uso especificado para la clase 3C.
3A	Cultivo comercial de mariscos y cualquier otro uso especificado para la clase 3B.
Categorías de Excepción (estudiadas caso a caso)	
3EB	Uso superior al establecido en 3A. Representan aguas que se les quiere preservar una calidad excepcional.

Elaboración y dictación de normas de calidad ambiental de las aguas
Una vez definidos los posibles usos que pueda tener el agua, se deben elaborar y dictar normas de calidad ambiental que protejan los mejores usos establecidos para cada clase. Como se propone que estas normas sean uniformes para cada clase particular de agua en todo el territorio nacional, se necesitaría generar 8 normas de calidad para las categorías regulares (3 para aguas continentales superficiales, 2 para aguas subterráneas y 3 para aguas marítimas costeras y estuarios). En el caso de las categorías de excepción, el número de normas de calidad ambiental a establecer dependería de la cantidad de excepciones definidas.

Manejo de efluentes
Una vez establecida la norma de calidad ambiental, corresponde seleccionar los instrumentos de política que permitan gestionar los efluentes, de modo de asegurar que se satisfaga esta norma, protegiendo los usos del agua previamente determinados. Este acápite se ha subdividido en tres: distribución entre fuentes puntuales y fuentes difusas, manejo de fuentes puntuales y manejo de fuentes difusas.

(i) *Distribución entre fuentes puntuales y fuentes difusas.* La primera consideración para manejar adecuadamente los efluentes consiste en reconocer que existen dos tipos de emisores: las fuentes puntuales y las fuentes difusas. Las fuentes puntuales se definen como aquéllas cuyas descargas se realizan a través de un ducto y, por lo tanto, sus emisiones pueden ser medidas; por otra parte, las descargas de las fuentes difusas no pueden ser medidas directamente. El manejo de las fuentes puntuales es distinto al manejo de las fuentes difusas, debido a las diferencias en la posibilidad de cuantificar las emisiones e identificar al emisor.

Reconocida la existencia de estos dos tipos diferentes de fuentes, corresponde repartir entre ambas clases la emisión total que se puede permitir (la cual tiene unidades de carga másica, masa/tiempo), para satisfacer la norma de calidad ambiental deseada (la cual tiene unidades de concentración, masa/volumen).

(ii) *Manejo de fuentes puntuales.* El esquema de regulación propuesto para las fuentes puntuales involucra cuatro instrumentos: registro de emisión, normas de emisión, permisos de emisión transables y sanciones por incumplimiento:

a) Registro de emisión: todas las fuentes puntuales que descarguen efluentes líquidos deberán estar inscritas en un *registro de emisión.* Los propósitos de este instrumento son estimar las cargas contaminantes y ayudar en la fiscalización de las fuentes fijas.

b) Normas de emisión: se propone que las *normas de emisión* sean uniformes para todo el territorio nacional y para cualquier tipo de instalación puntual. Estas normas tendrían unidades de concentración (masa/volumen).

Aunque este tipo de normas conlleva algún grado de rigidez, que podría

129

llegar eventualmente a traducirse en una pérdida en la eficiencia económica del sistema de regulación propuesto, presentan variadas ventajas que lo hacen importante de usar.

Las principales ventajas serían:

• Debido a las incertidumbres existentes con respecto al comportamiento físico, químico y biológico de las masas-cuerpos de agua, que se traduce a su vez en incertidumbres en la determinación de la cantidad total de emisión permitida, las normas de emisión determinarían la peor calidad ambiental tolerada en el agua. Estas normas de emisión fijarían un "piso" en la calidad del agua, particularmente en las zonas cercanas a las descargas (zonas de exclusión o zonas de mezcla).

• La uniformidad de las normas de emisión proporcionaría algún grado de equidad entre los diferentes emisores y permitiría la generación de una única norma de emisión para todo el país.

c) Permisos de emisión transables: los *permisos transables de emisión* constituyen el mecanismo que permitiría alcanzar la norma de calidad ambiental deseada para cada curso o masa de agua. La idea es fijar una descarga agregada de todas las fuentes puntuales dentro de una "burbuja" menor o igual a la emisión total puntual permitida, de modo de satisfacer la norma de calidad ambiental asociada a las fuentes puntuales. El concepto de burbuja dice relación con una determinada zona geográfica cerrada, donde el impacto de las diferentes descargas es relativamente independiente de sus localizaciones y depende solamente de la cantidad emitida.

Los permisos de emisión tendrían unidades de carga másica (masa-tiempo). La principal limitación asociada a los permisos de emisión radica en la incertidumbre del comportamiento del cuerpo-masa de agua, ya que si el comportamiento real es menos favorable que el estimado, se permitiría una descarga mayor que la óptima, lo que se traduciría en un incumplimiento de la norma de calidad ambiental. Esta desventaja de los permisos de emisión se acotaría con el funcionamiento conjunto con las normas emisión.

Las ventajas de los permisos de emisión transables son los siguientes:

• La fijación de un monto máximo de emisión másica total permitida a una determinada cuenca es un mecanismo adecuado para alcanzar la norma de calidad ambiental deseada.

• El sistema de permisos considera la diversidad geográfica y, por lo tanto, incorpora las diferentes capacidades de autopurificación de las aguas. En otras palabras, el número de permisos otorgados dependerá de la capacidad de las aguas para aceptar emisiones, sin violar la norma de calidad ambiental. Bajo este esquema, el manejo de efluentes se realiza con eficiencia económica.

• La transabilidad de los permisos dentro de una cuenca dada flexibiliza el mecanismo, dado que cada emisor siempre tendrá la opción de disminuir sus emisiones o de comprar más permisos. Esta flexibilizació también agrega eficiencia económica al sistema.

d) Sanciones por incumplimiento: el cuarto y último instrumento propuesto para el manejo de las fuentes puntuales consiste en *sanciones por incumplimiento*, ya sea de las normas de emisión o de los permisos. Este instrumento es absolutamente necesario para alcanzar la norma de calidad ambiental deseada.

(iii) *Manejo de fuentes difusas.* El manejo de las fuentes difusas es un tópico que actualmente se está investigando en los países más desarrollados ambientalmente y, por lo tanto, todavía está lejos de ser resuelto. Básicamente, existen dos alternativas: (a) prácticas de buen manejo (BMP: Best Management Practices, en inglés) y (b) manejo con incentivos económicos.

Las "prácticas de buen manejo", actualmente utilizadas en Estados Unidos, representan una práctica o combinación de prácticas que son consideradas como los medios más efectivos y practicables (incluyendo consideraciones tecnológicas, económicas e institucionales) de prevenir o reducir la cantidad de contaminación generada por fuentes difusas, hasta un nivel compatible con los objetivos de calidad ambiental.

La segunda alternativa -manejo con incentivos económicos- podría incluir un *registro de emisión y sanciones por incumplimiento.* Inicialmente, todas las fuentes difusas dentro de una determinada burbuja deberían estar inscritas en un registro de emisión. Como es imposible medir las emisiones individuales y del conjunto de las fuentes difusas, se propone sancionar el incumplimiento de la norma de calidad ambiental asociada a las fuentes difusas.

Se propone que cada fuente difusa individual dentro de una burbuja dada tenga idéntica multa, cuando se viole la norma de calidad ambiental para las fuentes difusas. La multa sería igual a una tasa (igual al daño marginal) multiplicada por el diferencial entre la calidad real asociada a las fuentes difusas y la norma de calidad para dichas fuentes.

Diseño institucional

Se propone la institucionalidad indicada en la Tabla 6.2, la que involucra sólo cuatro organismos:

- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA).
- Comisión Regional del Medio Ambiente (COREMA).
- Dirección General de Aguas (DGA).
- Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante (DIRECTEMAR).

Los aspectos de gestación y desarrollo de la política recaen fundamentalmente en

CONAMA, con una activa participación regional en ciertos aspectos, a través de los COREMA. La aplicación de la política debe ser responsabilidad de la DGA (para aguas continentales) y de la DIRECTEMAR (aguas marítimas).

Aunque CONAMA/COREMA serán los organismos coordinadores en la gestación y desarrollo de la política, otras instituciones del Estado deberán apoyarlas fuertemente. Dentro de éstas se deben mencionar al Ministerio de Salud, Ministerio de Agricultura, Superintendencia de Servicio Sanitarios, Subsecretaría de Marina, Dirección General de Aguas, Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante y Subsecretaría de Pesca. Este apoyo debe realizarse en: asignación de los mejores usos del agua para cada corriente-masa de agua; elaboración de normas de calidad ambiental y de emisión para fuentes puntuales, y distribución entre fuentes puntuales y difusas.

Tabla 6.2: Proposición de institucionalidad para la política global de control de la contaminación hídrica

ACTIVIDAD		INSTITUCION ENCARGADA
I. GESTACION Y DESARROLLO DE LA POLITICA		
1.-	Responsable política global	CONAMA
2.-	Educación y difusión	CONAMA COREMA
3.-	Usos posibles del agua	
	a) Definición de clases posibles	CONAMA
	b) Clasificación de cada corriente o masa de agua	CONAMA COREMA
4.-	Elaboración normas calidad ambiental	CONAMA
5.-	Manejo de efluentes	
	a) Distribución fuentes puntuales/difusas	CONAMA COREMA
	b) Elaboración normas de emisión para fuentes puntuales	CONAMA
II. APLICACION DE LA POLITICA		
6.-	Manejo de efluentes	
	c) Registro de emisión de fuentes puntuales	DGA/DIRECTEMAR*
	d) Asignación permisos de emisión para fuentes puntuales	DGA/DIRECTEMAR*
	e) Registro de emisión de fuentes difusas	DGA/DIRECTEMAR*
7.-	Monitoreo y fiscalización	
	a) Monitoreo calidad del agua	DGA/DIRECTEMAR*
	b) Monitoreo efluentes de fuentes puntuales	DGA/DIRECTEMAR*
	c) Sanciones a fuentes puntuales	DGA/DIRECTEMAR*
	d) Manejo de fuentes difusas	DGA/DIRECTEMAR*
* DGA para las aguas continentales y DIRECTEMAR para las aguas marítimas		

130

La institucionalidad propuesta disminuye al máximo el número de organismos encargados, lo que, sin duda, agilizaría la gestación y aplicación de la política. Adicionalmente, la proposición efectivamente ayuda en la modernización del Estado, ya que, entre otros factores, la gestión se realiza por recurso y no en forma sectorial.

APLICACION DE POLITICA GLOBAL PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACION HIDRICA AL CASO DE LOS RILES

En este capítulo se presentan aspectos específicos relativos a la aplicación de la política global para el control de la contaminación hídrica, establecida en el Capítulo 2, al caso de los residuos industriales líquidos. Se incluyen consideraciones respecto de las actividades industriales productoras de RILES y del manejo de las fuentes puntuales.

Actividades industriales productoras de RILES

Clasificación fuente puntual-difusa
Dado que el manejo de las fuentes puntuales será diferente al manejo de las fuentes difusas, es absolutamente necesario clasificar las diferentes actividades industriales en fuentes puntuales o difusas.

Siguiendo el esquema CIIU de clasificación para las diferentes actividades económicas, se procedió a categorizar los tipos de descargas en fuentes puntuales o difusas. Con excepción de las actividades de agricultura, caza, silvicultura y pesca y algunas de transporte, que caen dentro de la categoría de fuente difusa, la mayoría de las actividades económicas productoras de RILES corresponde a fuentes puntuales.

Tamaño mínimo
Se propone que no exista un tamaño mínimo de actividad industrial productora de RILES a ser excluido de la política. Esto se fundamenta en la dificultad técnica, legal y económica de definir un punto de corte equitativo y eficiente, y en que cada empresa que descarga a una masa/cuerpo de agua deberá emitir una declaración de caudales y características de sus emisiones (el formato podría asemejarse a una declaración de impuestos). En otras palabras, el tamaño de la actividad industrial no implicaría una posible exclusión de la política, sino que afectaría el esfuerzo de control y fiscalización.

Manejo de fuentes puntuales

El manejo de las fuentes puntuales será realizado mediante un registro de emisión, normas de emisión, permisos transables de emisión y sanciones por incumplimiento, los que requieren de un adecuado monitoreo y fiscalización. A continuación se proponen detalles específicos para cada uno de ellos.

Registro de emisión
Se exigirá a todas las fuentes puntuales que produzcan residuos líquidos, independientemente del lugar de la descarga de ellos, que se inscriban en un registro de emisión. Este registro permitirá:

- Tener un inventario de las emisiones.
- Mejorar la labor de fiscalización y control.

Normas de emisión
Los siguientes criterios y consideraciones deben observarse para establecer las normas de emisión para fuentes puntuales:

- Las normas de emisión deben ser únicas para todo el territorio nacional y para cualquier fuente puntual que descargue a algún cuerpo-masa de agua.
- En relación con las descargas de fuentes puntuales a sistemas de recolección, se propone dejar su manejo a un convenio "interno" entre la empresa recolectora y la fuente puntual. Al respecto, se deben considerar los siguientes puntos: (1) se controlará el cumplimiento de la norma de emisión y del permiso de emisión a la empresa recolectora si ésta descarga a algún cuerpo-masa de agua; (2) la empresa recolectora debe ser legalmente responsable por la seguridad (incendios, explosiones, etc.) del sistema de recolección, y (3) la empresa recolectora podrá poner condiciones a las descargas a su sistema de recolección, tanto para asegurar su seguridad como para no interferir con su sistema de tratamiento.
- Se propone que las normas de emisión se establezcan en niveles tales que protejan la calidad ambiental del cuerpo/corriente de agua en la zona de la descarga. Para las aguas dulces, la EPA ha establecido cuatro tipos de criterios para la calidad ambiental de las aguas: (a) salud pública, (b) estética y bienestar, (c) toxicidad crónica para la vida acuática, y (d) toxicidad aguda para la vida acuática. Los criterios son especificaciones de la calidad del agua para asegurar la protección del uso designado del agua. Dado que las categorías estable cidas de usos posibles del agua menos restrictivas para las aguas superficiales aseguran la protección de la vida acuática y la recreación sin contacto directo, se propone que las normas de emisión estén basadas en los criterios de estética y bienestar y de toxicidad aguda para la vida acuática. Bajo estas condiciones: (a) se asegura una calidad estética adecuada en las zonas de descarga, y (b) no debe esperarse mortalidad de los organismos que pasan por la zona de descarga.

Permisos de emisión transables
Para el establecimiento de los permisos de emisión transables es necesario considerar los siguientes aspectos y criterios:

- Este mecanismo requiere un conocimiento acabado de la capacidad de autopurificación de las diferentes burbujas en que se dividirán los cuerpos-masas de agua. Esto implica desarrollar, calibrar y validar modelos matemáticos de calidad de las aguas, que gobiernen las concentraciones de los diferentes contaminantes de interés. En consecuencia, se sugiere comenzar a la brevedad con el estudio del comportamiento físico, químico y biológico de las diferentes cuencas, priorizando aquéllas que estén más contaminadas.
- Los permisos de emisión deberán ser dados por tipo de contaminante. Esto facilita el cumplimiento de la norma de calidad deseada, la transacción y el procedimiento de sanciones por incumplimiento.
- Los permisos de emisión deben incorporar el concepto de estacionabilidad, es decir, las variaciones de la capacidad de autopurificación de un curso de agua, debido a los cambios estacionales de su caudal o calidad natural.
- En la actualidad existen básicamente dos sistemas para distribuir inicialmente los permisos: uno es la asignación y el otro, la licitación. Se optó por el mecanismo de asignación, con un cierto cobro inicial (por una sola vez), debido fundamentalmente a razones relacionadas con los "derechos adquiridos" de los actuales usuarios. El monto del cobro inicial debería fijarse de modo de ayudar a financiar los costos iniciales de la aplicación de la política propuesta.
- En las zonas saturadas (es decir, donde se sobrepasa la norma de calidad), se podrían asignar todos los permisos entre los actuales emisores, de modo de satisfacer la norma de calidad. Por otra parte, en las zonas no saturadas se asignarán solamente los permisos requeridos y el Estado se guardará el resto. Periódicamente (posiblemente una vez al año), el Estado licitará alguna cantidad de permisos para "licuar" el mercado.
- Inicialmente, la transabilidad de los permisos de emisión se restringirá al interior de una burbuja dada, es decir, solamente se podrán intercambiar emisiones dentro de dicha burbuja. Como requisito fundamental para transar estos permisos se establecerá que las zonas de exclusión no crezcan en tamaño y que su distribución sea razonable. Se sugiere efectuar un estudio para evaluar la posibilidad de transar emisiones entre diferentes burbujas.
- Solamente se permitirán transacciones entre fuentes puntuales, dada la imposibilidad de medir las emisiones de cada fuente difusa particular. En un futuro, se podría estudiar la posibilidad de permitir transacciones entre fuentes puntuales o difusas.
- Los permisos de emisión tendrán una duración indefinida, si no hay incumplimiento de las normas o permisos (ver sanciones por incumplimiento). Esta duración indefinida proporciona reglas del juego claras y estables, de modo que cada fuente o emisor puede tomar confiadamente sus decisiones. En el caso que la norma de calidad ambiental se haga más restrictiva, se disminuirá proporcionalmente la cantidad de contaminante asociado a cada permiso. Ante situaciones de emergencia, el Estado quedará facultado para reducir temporal mente los permisos (incluso hasta cero).

Monitoreo y fiscalización

El monitoreo de la calidad del agua y la fiscalización de los efluentes son de importancia capital para cumplir con los objetivos de la política. En relación a estos temas, es importante destacar lo siguiente:

- Se debe complementar la red de monitoreo de calidad del agua que existe en la actualidad, de la forma más sistemática posible, con el fin de incluir todos los parámetros que aparezcan en la norma de calidad. Se debe priorizar las cuencas más contaminadas.
- Se propone que la fiscalización de los efluentes de fuentes puntuales sea similar a la declaración anual de impuestos. Cada fuente será responsable de monitorear sus efluentes y deberá presentar una declaración anual de sus emisiones, la que deberá estar respaldada con determinados análisis de calidad, realizados por laboratorios certificados. El número y tipo de análisis a realizar estará determinado por el tipo de contaminante y la carga másica descargada el año anterior. Adicionalmente, se podrían realizar inspecciones aleatorias no concertadas a las instalaciones.

Sanciones por incumplimiento

El incumplimiento de las normas de emisión y permisos de emisión, así como el fraude en la declaración anual de las emisiones, deberán estar sujetos a sanción. Los criterios a considerar, para establecer estas sanciones, son los siguientes:

- Las sanciones por incumplimiento de normas de emisión y permisos de emisión deben estar directamente relacionados con el grado de incumplimiento. El grado de incumplimiento debe ser medido mediante dos indicadores: (a) la cantidad emitida por sobre la norma o permiso, y (b) el número de reincidencias.
- El fraude en la declaración anual de las emisiones debe conllevar una sanción fuerte.
- Las posibles sanciones serían:
  Multas: La multa total correspondería a una tasa de multa (mayor que el costo marginal de abatimiento) multiplicada por el diferencial entre la cantidad emitida y la cantidad permitida.
  Revocación transitoria del permiso de emisión.
  Revocación definitiva del permiso de emisión.
- El dinero recolectado por concepto de multas debería reforzar la capacidad para desarrollar e implementar la política de control de la contaminación hídrica.

DISCUSION Y PROPOSICIONES

La discusión de este taller se desarrolló en gran medida en torno a la ponencia recién presentada. De esta forma, como una manera de darle continuidad a esta sección, en lo que sigue de este capítulo se repetirán de manera resumida algunos de los planteamientos expresados por el coordinador de este taller. Por otro lado, si bien la discusión se dio en diversos frentes, para presentarla con mayor claridad, esta sección ha sido subdividida en cinco partes: Introducción, Instrumentos para el manejo de fuentes puntuales, Aspectos institucionales a considerar, Necesidad de contar con ejemplos y Conclusiones.

INTRODUCCION

Básicamente, el taller estableció que se debe manejar, gestionar, controlar y fiscalizar los efluentes de cada uno de los cuerpos de agua, de tal manera de cumplir con las normas de calidad ambiental de las aguas, las cuales deben ser definidas de la forma más eficiente posible. En este sentido, las definiciones de las normas de calidad ambiental de los recursos hídricos deben estar en concordancia con los mejores usos posibles que pueden tener los cuerpos de agua.

Se acordó que la primera etapa debe corresponder al estudio de cuáles son los usos posibles que se darán a las diferentes aguas naturales en el país. En este sentido, se identificaron dos extremos. Uno equivale a decir que todos los cuerpos de agua deberán satisfacer una calidad única. El otro corresponde a decir que habrá muchas clasificaciones: este cuerpo de agua será para el uso A, este otro para el B, este para el C, y así sucesivamente.

En concordancia con su ponencia, el coordinador planteó elaborar un esquema de clasificación intermedio, no con una categoría ni con muchas categorías, sino con un número intermedio de éstas. Para todas las categorías de aguas, es decir, continentales, subterráneas y marítimas, propuso usos con pocas categorías. Estas serían regulares, existiendo categorías especiales sólo en aquellos casos que requieran de usos excepcionales. Estos últimos casos se estudiarían uno a uno, debiendo estar bien fundamentada la razón por la cual no se inscribió un determinado cuerpo de agua en una categoría regular. Una vez designados los diferentes usos que puedan tener los cuerpos de agua, la forma de implementar tales usos sería a través de la dictación de normas de calidad ambiental. En este sentido, el coordinador propuso que para cada categoría regular debiese existir una única norma válida para todo el país. Eso involucraría la generación de sólo ocho normas de calidad ambiental, dado que se definen ocho categorías regulares para el total de los cuerpos de agua (ver ponencia).

Si bien el taller consideró tal proposición restrictiva, hubo consenso en que se vislumbra como una manera eficiente de regular el uso de las aguas, estimándose que presenta beneficios tanto ambientales como económicos.

135

Siguiendo la exposición del coordinador, el taller concordó que para el buen manejo o gestión de efluentes lo primero que se debe reconocer es la existencia de dos tipos de fuentes: fuentes puntuales y fuentes difusas. La fuente puntual es aquella en la cual es posible medir cuál es la descarga, sea ésta a través de una cañería, canal, tubería, etc. Casos típicos corresponden a industrias en donde hay una tubería en donde se mide el gasto y las concentraciones, determinándose así la emisión de contaminantes. Si bien el taller se concentró en las fuentes puntuales, antes de detallar aspectos relacionados a su gestión se presentan algunas características discutidas acerca de las fuentes difusas.

El taller indicó que si bien para las fuentes difusas no es posible medir la concentración, éstas están contaminando los cuerpos de agua de todas formas. En consecuencia, si se quiere llegar a la norma de calidad ambiental deseada, se deben considerar los aportes tanto de las fuentes puntuales como de las difusas. También se estimó que como para una fuente difusa es imposible medir sus emisiones, es muy dificultoso utilizar incentivos económicos para su regulación que no sufran de problemas de equidad. En este sentido, el coordinador presentó lo que se ha usado en Estados Unidos: lo conocido como las mejores prácticas de manejo, en donde se dan normas técnicas y operacionales para el funcionamiento de estas fuentes. Por ejemplo: no permitir el uso de tales pesticidas, agregar fertilizantes en ciertos períodos del año (cuando existe menor probabilidad de lluvia), etc. Si bien lo anterior se ha utilizado en ocasiones con buenos resultados, se estimó que ha sido tremendamente caro.

De forma más teórica, el coordinador expuso que una manera de gestionar las descargas de las fuentes difusas es la siguiente: una vez obtenido el registro de todos las fuentes difusas que están descargando en una cuenca, se les asocia una descarga agregada, fijándoseles así una cierta cantidad al grupo, y no a las fuentes individuales. Si ellos descargan menos de esa cantidad o esa cantidad, están cumpliendo con lo estipulado, pero si en conjunto descargan más, a todos les corresponde pagar multa.

INSTRUMENTOS PARA EL MANEJO DE FUENTES PUNTUALES

En acuerdo con lo propuesto por el coordinador, el taller estimó conveniente utilizar los siguientes cuatro instrumentos para manejar las fuentes puntuales:

- Registros de emisión.
- Normas de emisión y concentración.
- Sistema de fiscalización y control de los efluentes.
- Sanciones por incumplimiento.

Estos cuatro instrumentos no despertaron mayores debates en el taller. Sin embargo, los permisos de emisión transables, el quinto elemento propuesto por el coordinador, se discutió ampliamente.

Permisos de emisión transables: ventajas y desventajas asociadas a ellos

El taller argumentó que un descargador de contaminantes al verse enfrentado con el límite de las normas de emisión deberá realizar alteraciones a los procesos productivos para poder aumentar su productividad. Bajo esta perspectiva, se estimó que un sistema de permisos transables adiciona la posibilidad de incrementar la producción a través de la compra de más permisos a quienes les resulta más barato realizar las transformaciones tecnológicas. En este sentido, los participantes acordaron que este factor de flexibilidad se aproximaría, en teoría, a un óptimo social.

Sin embargo, desde una perspectiva más práctica, surgieron reparos. A modo de ejemplo se citó al mercado de los derechos de agua. Este fue un tema ampliamente discutido, no llegándose a acuerdos. Esto se debió a que esta experiencia indica que en algunas zonas el sistema funciona como se espera y en otras no. Por ejemplo, si bien el sistema de derechos de agua ha funcionado es la IV Región, esto no ha ocurrido en la zona central. Se argumentó que en la IV Región esta experiencia ha sido exitosa debido a lo simple de los trámites y a los bajos costos de transacción. Esto se debe a que las aguas se manejan con sistemas de acumulación variable, en donde lo único que se debe hacer para transar agua es cambiar la compuerta (abrir o cerrarla), no habiendo costos fijos para efectuar un intercambio. Se destacó el hecho de que en épocas de sequía los derechos se distribuyen hacia las actividades más rentables, tanto del punto de vista privado como social. Por su parte, si bien no se dieron razones concretas, se generó la opinión común de que en la zona central este sistema no ha funcionado.

Por otro lado, también se mencionaron casos del extranjero en que los costos de transacción han sido tan altos, que los mercados han permanecido casi estáticos. El mal funcionamiento de los derechos de agua en la zona central y los altos costos de transacción de las experiencias extranjeras fueron motivo de dudas en los participantes del taller, especialmente en cuanto a la eficiencia y eficacia de un sistema de permisos de emisión transables. En este sentido, se estimó importante que estas consideraciones sean tomadas en cuenta en la definición de la política que velará por mantener los recursos hídricos nacionales libres de contaminación.

Al compararse los permisos de emisión transables con otros instrumentos económicos, los asistentes al taller argumentaron que por lo general no se contraponen a los impuestos o las tarifas. Se estimó que son dos formas económicas de acercarse al óptimo social que se desea. Para el caso del agua, se esgrimieron tres razones por las cuales los permisos transables pueden ser preferidos a los cobros:

- La primera es que el permiso es algo que la fuente en cierta forma posee y puede vender, lo que permite tener un activo. Por otro lado, los impuesto o las tarifas corresponde a dinero que debe desembolsarse.

- La segunda apunta a que la aplicación de un cobro requiere determinar la tasa óptima a pagar por los contaminadores para lograr el nivel de calidad ambiental deseado. Sin embargo, esto último es muy difícil de realizar, ya que no existe la información precisa que permita determinar dicho nivel, dificultando el acercamiento al óptimo social.

157

- La tercera apunta a que los permisos transables toman en consideración las variables geográficas de los cuerpos de agua. De este modo, la cantidad de permisos a asignar en cada una de las cuencas hidrográficas dependerá de la capacidad de esa unidad geográfica para soportar la descarga de contaminantes.

Sin embargo, en estrecha relación con el tercer punto recién descrito se argumentó que tanto para los cobros como para los permisos transables se requiere conocer el comportamiento físico, químico y biológico de los cuerpos de agua. Sin esta información no sería posible determinar la masa de descarga de contaminantes que permitiría alcanzar la norma de calidad ambiental. A pesar de que existen para todas las cuencas del país inventarios actuales de descarga, y que para algunos ríos se han desarrollado modelos de calidad, la información actualmente disponible en Chile no permite un análisis detallado de tales factores.

Otro punto álgidamente discutido correspondió a los incentivos que realmente genera un sistema de permisos de emisión transables. El caso más concreto se centró en si este instrumento, con su marcado énfasis en las emisiones, estimula el desarrollo de cambios integrales en los procesos productivos, o sólo se limita a incentivar la incorporación de tecnologías en las últimas etapas de los procesos. A pesar de haber causado diversos debates, esta interrogante no fue resuelta.

ASPECTOS INSTITUCIONALES A CONSIDERAR

En base a estudios que han recopilado la normativa legal vigente de los recursos hídricos en este país, se argumentó que ésta se encuentra bastante dispersa y de manera inorgánica. Existen duplicidades, hay falta claridad en algunos aspectos y al menos hay treinta normas legales relacionadas con la política de control de la contaminación hídrica.

Por su parte, también se estimó que si bien la legislación tiene carencias y es poco clara, es necesario reconocer los esfuerzos realizados por distintas instituciones para trabajar coordinadamente. Esto se ha visto reflejado en el apoyo entregado a las industrias y empresas en materia de tratamientos y depuraciones, ya que para un funcionamiento adecuado, éstas han requerido de un plan director y una adecuada asignación de los recursos. En este sentido se han desarrollado importantes iniciativas y significativos progresos.

Esto llevó a plantear el requerimiento de que las modificaciones al Código de Aguas se aprueben a muy corto plazo. Estas incluirían la introducción de los conceptos de corporación de cuenca y de derecho ligado al uso, exceptuando los casos indicados por el Código de Aguas relativos a la regulación de obras, de embalses o tranques. Se estimó que para esos casos la Dirección General de Aguas está consciente de la necesidad de un mecanismo de regulación que determine el uso que se dará a las aguas.

En cuanto a fiscalización y control, se propuso que estas actividades sean función de un nuevo organismo llamado INFA, Instituto Nacional de Fiscalización Ambiental, para así disminuir la diversidad de instituciones dedicadas a fiscalización, las que realizan sus labores descoordinadamente.

Tomando en consideración del sistema de permisos de emisión transables, se estipuló que una de las condiciones básicas para su buen funcionamiento es que el Estado se reserve cierta cantidad de permisos, y que cada cierto tiempo los licite, de modo de poder incorporar fuentes nuevas al sistema. En relación con lo anterior, hubo consenso en asignar inicialmente los permisos de acuerdo a una licitación, ya sea gratuita o no, que considere la calidad ambiental deseada y las emisiones de las fuentes que estén operando en ese momento. También se expresó que un sistema como este debe autofinanciarse, destinándose todos los fondos recaudados a la mantención del sistema.

NECESIDAD DE CONTAR CON EJEMPLOS

Los asistentes al taller opinaron que sería de gran utilidad contar con ejemplos con anterioridad a la aplicación de instrumentos económicos en el control de la contaminación hídrica. Estos ejemplos debiesen prestar especial atención a:

- los tipos de contaminantes a ser controlados, y
- las consideraciones de orden espacial.

En este sentido se expresó que actualmente existe una experiencia que está en su etapa de finalización. Esta corresponde a un estudio financiado por la Subsecretaría de Pesca que persigue determinar la capacidad de carga del lago Rupanco para los niveles de fósforo. Está siendo enfocado principalmente a las actividades agrícolas y las de acuicultura, dejando de lado todo el resto de los usos que existen en la ribera. Si bien el estudio no corresponde a una cuenca, se consideró que sería un ejemplo bastante interesante de considerar para el caso de los permisos transables.

Por otra parte, se mencionó que la Dirección General de Aguas está realizando experiencias similares, destacándose que recientemente terminó un estudio de evaluación de la carga de fósforo y nitrógeno para el lago Villarrica. Se recordó que la hoya del Villarrica es una de las más contaminadas de este país, y que cuenta con cifras bastante exactas con respecto a los nutrientes que están aportando los distintos sectores que están utilizando los recursos del lago, especialmente la agricultura y el turismo. También se citó que el proyecto de la creación de la Corporación de la Cuenca del Bío-Bío está abocado a la investigación de los posibles desarrollos que podría tener un sistemas de permisos transables. Dentro de los objetivos macro que tiene este proyecto, el cual está en la mitad de su ejecución, se mencionó que busca analizar la forma de crear la corporación, la manera de diseñar los mecanismos de financiamiento e investigar acerca del mercado de las aguas. Dado que esta cuenca tiene mucha información y una gran versatilidad en cuanto a las actividades que se producen en sus alrededores, se estimó que podría ser considerada como una cuenca piloto para cualquier futura aplicación de permisos transables.

CONCLUSIONES

Se argumentó que si bien existen diversos instrumentos económicos para el control de la contaminación, en esta oportunidad la atención se centró en la aplicabilidad de permisos de emisión transables. Hubo acuerdo en que se deben dar ciertas condiciones y que se deben satisfacer varias necesidades para que un sistema de permisos de esta naturaleza tenga un buen funcionamiento. Entre las más importantes se destacaron las siguientes:

- Que la cuenca esté efectivamente contaminada, es decir que se supere la norma de calidad ambiental. Esto se da abundantemente en Chile.
- Que las fuentes sean mayoritariamente puntuales, ya que es difícil por el momento pensar en transacciones entre fuentes difusas.
- Que las fuentes puntuales descarguen un mismo tipo de contaminante.
- Se requiere modificar la legislación vigente para establecer un sistema de permisos de emisión, tal como se hizo en Estados Unidos, en donde la legislación es bastante simple. Actualmente en Chile, en la implementación de un sistema de permisos de emisión transables, estarían involucradas las normas de las Municipalidades y de la Superintendencia de Servicios Sanitarios, la Ley de Pesca, el Código de Aguas, el Código Sanitario, etc.
- Que un ente único regule todo ese sistema.
- Vencer la reticencia al éxito que pudieran tener los permisos de emisión transables.
- Deben existir distintos costos de abatimiento entre las empresas ¿Hay diferenciales de costo entre las distintas fuentes en Chile?.
- Un sistema de permisos da la posibilidad de flexibilidad y de alcanzar óptimos económicos y sociales, siempre y cuando no se impongan costos extras.
- Condición fundamental: que se pueda constituir un mercado libremente, no constituirlo a la fuerza.

A pesar de las anteriores conclusiones, quedaron planteadas muchas dudas. De esta forma, existió consenso de que un sistema de esta naturaleza, previo a su implementación, requiere de la profundización de al menos los siguientes puntos:

- En relación con la protección de la napa subterránea, la descarga a ella tiene que estar normada, ya que su valor es bastante elevado. De este modo, las normas pertinentes para ello deberán ser bastante más exigentes que para las aguas superficiales.
- A pesar de los mecanismos a utilizar, en general se debe tender a limitar las descargas.
- Tanto la utilización de permisos como de cobros generan incertidumbre. Con permisos transables se conoce la cantidad total, pero no el costo. Con cobros se sabe el precio, pero no la cantidad total de emisiones. Por lo tanto, se requiere tener un conocimiento más acabado sobre los incentivos que generan ambos sistemas para disponer de criterios de comparación y decidir entre cuál de las dos incertidumbres podemos manejar mejor.

- Se presume que los cobros tendrían bastante más rechazo por parte de los industriales, quienes son responsables de parte importante de contaminación de las aguas hoy día, que los permisos de emisión transables. Sin embargo no es claro que así sea y es necesario profundizar en esta materia.
- La implementación de mecanismos complejos requiere de un compromiso amplio para conformar una institución reguladora eficiente y ágil, lo que implica que debe existir claridad frente a los grados de restricción y a los costos que esto involucra. Una vez que este ambiente de transparencia sea transmitido y aceptado por los ámbitos políticos e industriales, se habrá establecido la base para la aplicación de los permisos transables.
- El proceso debe desarrollarse de manera gradual. Partir primero con las normas y después empezar a incorporar estos otros elementos.

141

CAPÍTULO 7

TALLER: DEFINICIÓN DE PROPUESTAS PARA EL ESTUDIO Y LA IMPLEMENTACIÓN DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN LA POLÍTICA AMBIENTAL ATMOSFÉRICA DE CHILE

*Expositor y Coordinador: Ricardo A. Katz**

PONENCIA

INTRODUCCION

No se pretende en este trabajo examinar los instrumentos utilizados en gestión ambiental, y en especial aquellos que utilizan mecanismos de mercado, ya que el análisis profundo sus principales características fue realizado en los trabajos específicos presentados durante la primera sesión de este seminario.

El esquema de este trabajo es el de realizar una cortísima discusión conceptual en relación a los instrumentos de gestión ambiental, centrándonos en su aplicación para el control de la contaminación atmosférica (o de mantención de la calidad del aire), para, a continuación, presentar las características que a juicio del autor debiera reunir una política ambiental (en el caso de calidad de aire). En estas características, el análisis se centrará en la utilización de instrumentos económicos, pero se discutirá, en caso de ser necesario, la aplicación de otros instrumentos.

Discusión conceptual

Clasificaremos los instrumentos de gestión ambiental en cuatro grandes categorías:

- Acciones voluntarias o voluntarismo.
- Controles directos.
- Mecanismos de mercado.
- Inversiones gubernamentales.

* Ingeniero Civil, Master of Science. Director-Gerente, Gestión Ambiental Consultores.

Las tres primeras categorías agrupan a técnicas que tienen por objeto influenciar el comportamiento de los emisores de manera que sus emisiones no se transformen en contaminación[1]. El cuarto enfoque considera el involucramiento directo del gobierno a través de inversiones. La base conceptual común de estos instrumentos es la internalización de los costos externos.

Es de suma importancia destacar que los cuatro tipos de instrumentos comparten el criterio de lograr que los costos ambientales sean considerados por la sociedad. Lo que los diferencia es el cómo esto se logra y por lo tanto la eficiencia de los instrumentos (entendida como "el costo de lograr los resultados esperados") y eficacia de los mismos (entendida como la efectividad de cumplimiento de las metas).

Sin perjuicio de la base conceptual común, la teoría indica la superioridad de los incentivos económicos en el sentido de que proporcionan aspectos tales como eficiencia, flexibilidad y dinamismo a las soluciones ambientales. Sin embargo, en términos de eficacia, la superioridad está de lado de los instrumentos de control directo (los que se conocen como de "command and control") o de las acciones voluntarias, cuando los incentivos son los apropiados para las personas involucradas.

A continuación se presenta un resumen de los usos apropiados para los diversos instrumentos de política ambiental, centrándonos en control de la calidad del aire.

[1] La base del análisis que se efectuará más adelante se apoya en la diferencia existente entre emisión (chimenea o lugar o ducto de evacuación) e inmisión (calidad del aire evaluada en el receptor: ser humano, en el caso de objetivos de protección primarios u otros componentes del medio ambiente para el caso de objetivos de protección secundarios).

Tabla 7.1: Usos apropiados de instrumentos de política ambiental

INSTRUMENTO	USO APROPIADO
1. Controles directos*	a. Cuando el monitoreo de contaminantes no es práctico o es muy costoso (p. ej: múltiples fuentes). b. Como complemento de otros instrumentos, para ser utilizado en situaciones de emergencia (p.ej: inversiones de temperatura que produzcan episodios de contaminación atmosférica). c. Como prohibición de emisiones o actividades extremadamente peligrosas, o en caso de riesgos muy altos (p. ej: emisiones radiactivas u otras substancias de alto riesgo).
2. Voluntarismo (apelación moral)	a. En caso de emergencias, cuando controles directos no existen o son poco prácticos (p. ej: episodios de contaminación). b. Cuando un monitoreo efectivo o la imposición de un procedimiento de control no es factible (p.ej: quemas en pequeñas propiedades). c. Cuando existe personal voluntario que puede desarrollar acciones útiles (p. ej: campañas de detección de vehículos altamente emisores).
3. Mecanismos de mercado	
3.1 Subsidios	a. Cuando medidas fiscales alternativas no son políticamente factibles, o cuando existe algún patrón de distribución regresivo. No aplicable cuando el principio rector de una política ambiental es "el que contamina paga".
3.2 Tarifas o impuestos por efluentes**	a. Cuando la medición de los emisores individuales es posible.
3.3 Permisos de emisión***	a. Alternativa o complemento a los cobros (se basa en un principio físico).
3.4 Depósitos reembolsables	a. Aplicable cuando la observación directa o el monitoreo individual es difícil, pero el peso de la prueba puede ser traspasado al generador potencial del daño (de difícil aplicación al caso de control de la calidad del aire).
4. Inversiones gubernamentales	a. Cuando los privados no pueden actuar individualmente (p. ej: control de incendios. Aun en este caso, en algunas situaciones los privados pueden actuar en forma coordinada, p. ej: incendios de plantaciones forestales).

* No implica la exigencia de tecnologías o controles específicos, pudiendo limitarse a la definición de normas, dejando la respuesta a los privados, como es el caso de los convertidores catalíticos en respuesta a normas de emisión en vehículos.

** Gran potencial en su uso, especialmente si se pueden estimar los costos de mercado involucrados. Las tarifas son utilizadas para cobrar costos de tratamiento o uso de un recurso, y los impuestos son utilizados para cobrar el costo ambiental incurrido por la actividad regulada.

***Presentan algunas ventajas sobre los impuestos, entre las que se pueden contar la eliminación de la incertidumbre relativa al nivel total de emisiones(para el regulador) y el evitar que su efectividad se vea disminuida por la inflación. Poca aceptabilidad política debido a la falta de una apropiada campaña de difusión de sus características.

La descripción de usos adecuados para los distintos instrumentos de gestión ambiental, mencionados, debe ser complementada con una evaluación de los mismos mediante mecanismos que involucren criterios múltiples, para efectos de poder entender sus limitaciones. Más importante aún, la evaluación es necesaria para poder diseñar políticas exitosas que se hagan cargo de las limitaciones con que cuentan algunos de los instrumentos.

Los criterios para evaluar instrumentos de política ambiental son:

- Confiabilidad. Evalúa la seguridad del enfoque para efectos de lograr el objetivo predefinido y si su funcionamiento es predecible y relativamente automático o requiere del cumplimiento de una cantidad importante de supuestos.

- Duración. Evalúa la efectividad del enfoque en relación al período necesario para alcanzar los objetivos del mismo.

- Adaptación al crecimiento. Pretende medir la flexibilidad del enfoque utilizado en relación a la expansión normal de las actividades económicas y crecimiento de la población, variables ambas que inciden sobre la efectividad de los programas de gestión ambiental.

- Incentivos a esfuerzos privados. Trata de evaluar los incentivos que genera el programa para que los afectados minimicen sus impactos sobre el ambiente, por sobre los mínimos exigidos. En forma complementaria, debería considerar los incentivos que se producen para desarrollar soluciones distintas a las tradicionales (incentivos al desarrollo tecnológico).

- Eficiencia económica. Evalúa si los enfoques utilizados logran sus objetivos a mínimo costo social o desperdician recursos.

- Factibilidad sin monitoreo. Como lo indica su nombre, evalúa la posibilidad que tienen los distintos programas de funcionar sin una fiscalización adecuada.

- Atractivo político. Es uno de los criterios más importantes y evalúa el grado de apoyo político con que contará la puesta en marcha de los programas de gestión ambiental.

Una variable que no aparece en la lista como criterio de evaluación es la equidad, que, en relación al tema ambiental, responde a la pregunta de quién asume los costos y recibe los beneficios de las acciones de control ambiental. Tanto la literatura como la práctica muestran que las acciones de control ambiental tienen fuertes implicancias en la distribución del ingreso, pudiendo causar fuertes impactos regresivos.

Esta variable debe ser analizada cuidadosamente, dada su importancia.

Tabla 7.2: Evaluación de algunos instrumentos de política ambiental en función de distintos criterios

INSTRUMENTO DE POLITICA	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
1. Voluntarismo	B	P	B	B	R	P	E	E
2. Controles directos								
2.1 Número de emisiones	R	P	R	E	P	P	P	E
2.2 Especificaciones técnicas	R	P	B	B	P	P	E	E
3. Mecanismos de mercado								
3.1 Tarifas o impuestos	E	E	R	R	E	E	P	B
3.2 Permisos de emisión	E	E	E	E	E	E	P	R
3.3 Subsidios								
3.3.1 Por unidad de reducción	R	B	R	R	E	B	P	B
3.3.2 Para compra de equipos	R	B	R	R	B	P	E	B
4. Inversión gubernamental	B	?	?	?	-	?	E	B

C1-Confiabilidad; C2-Duración; C3-Adaptación a crecimiento; C4-Resistencia a inflación; C5-Incentivo a esfuerzos privados; C6-Eficiencia económica; C7-Factibilidad sin monitoreo; C8-Atractivo político.
E: excelente. B: bueno. R: regular. P: pobre.

PROPUESTA: EL USO DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS EN EL CONTROL DE LA CONTAMINACION DEL AIRE

La legislación nacional, para el control de la contaminación atmosférica, principalmente en lo que respecta a emisiones de material particulado y dióxido de azufre, dictada durante los últimos dos años, considera como criterio básico la compensación de emisiones.

Esto quiere decir que una vez calculada la masa máxima de un contaminante que un sistema dado (ciudad, área, etc.) puede absorber en un período de tiempo determinado, sin superar las normas de calidad ambiental, se entrega la responsabilidad a los emisores para que éstos compensen emisiones entre sí, de manera de mantener constante la masa calculada.

El procedimiento anteriormente descrito presenta variaciones según la regulación de que se trate. Sin embargo, lo importante es que en general está basado en el concepto de masa constante y delegación de las decisiones de reducción de emisiones en los responsables.

CONTAMINACION ATMOSFERICA: GENERALIDADES

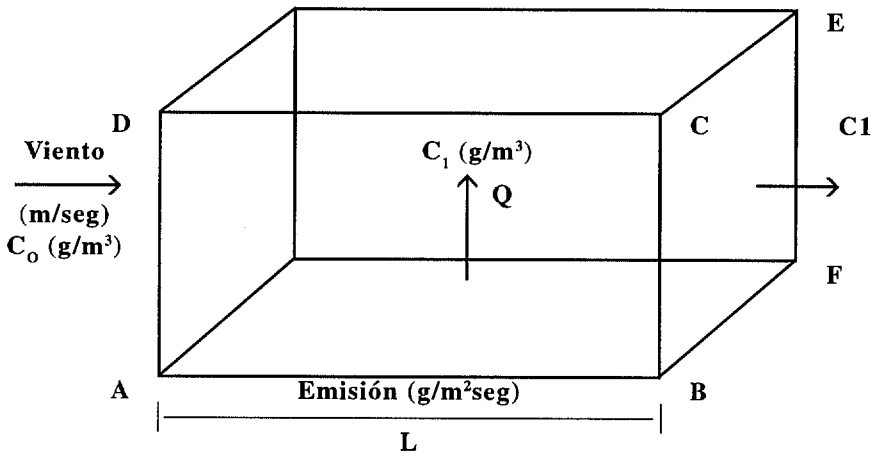
Contaminación atmosférica es la presencia en el aire de elementos y compuestos en concentraciones y duraciones, mayores o menores según corresponda, a las especificadas en las normas de calidad de aire.

La generación de estándares se centra en el análisis de riesgo, que estima la concentración máxima a que puede estar sometida una persona promedio (normalmente de 70 kg. de peso), durante su vida (70 años), de manera de no estar expuesta a un efecto dado (morbilidad o mortalidad), con un riesgo mayor que el declarado como aceptable.

Por lo tanto, considerando que el análisis de riesgo ambiental se basa en la exposición a un cierto elemento, a la que puede estar sujeta una población dada, la contaminación atmosférica debe ser evaluada en términos de la concentración de esos elementos en el aire.

Para ejemplarizar lo anterior se presenta en la Figura N° 1 una simplificación del fenómeno de contaminación atmosférica que se desarrolla en una ciudad.

Figura 7.1: Simplificación del fenómeno de generación de contaminantes en una ciudad



Asumiendo que la "tapa" del volumen (DCE) es equivalente a la inversión térmica de la ciudad, y que todas la emisión es representada por Q, la concentración resultante de un equilibrio de largo plazo es igual a:

- $C_1 = C_0 + (Q \times L) / (V \times H)$

  donde:

- C_0 es la concentración de fondo (back ground);

- V es la velocidad del viento;
- Q es la emisión de la ciudad representada como emisión grupal;
- L es el largo del área considerada;
- H es la altura de la capa de mezcla (inversión térmica).

Este modelo simplificado no asume difusión lateral de los contaminantes, estratificación de los mismos, transformación de los contaminantes o variaciones espaciales y temporales de las emisiones y concentraciones resultantes, entre otras limitaciones importantes. En todo caso, lo que se pretende mostrar es que si asumimos que las variables meteorológicas o espaciales son no modificables, la única variable sobre la cual podemos actuar es la emisión de contaminantes. El rango de actuación sobre la emisión se circunscribe a disminuir la masa emitida.

Desde el punto de vista de la concentración resultante, lo único relevante es que la $\Sigma Q_i = Q$ (donde Q_i representa a los i emisores que interactúan en una ciudad o área), y siempre y cuando Q sea la cantidad máxima de emisiones que implique no superar las normas de calidad del aire, y esté expresado en unidades de masa por unidad de tiempo y no en concentración, dado que si las emisiones se expresan en concentraciones, se debe regular además el tamaño de la fuente.

Por lo tanto, para lograr una calidad ambiental dada (las normas de calidad ambiental), se debe "administrar" la siguiente ecuación:

- $\Sigma_i (Q_i \times t_i) = cte.$

donde t_i es el tiempo de funcionamiento (emisión) de la fuente i.

Lo anterior implica mantener constante el producto número de actividades (i), emisión (Q) y tiempo de funcionamiento (t). Esto es válido cuando el tiempo de emisión relevante se inscribe en el tiempo de residencia (entendido como el tiempo en que un contaminante desaparece totalmente, ya sea por reacción u otro fenómeno) del contaminante regulado, de manera que no se produzcan efectos acumulativos.

Otras restricciones importantes a la ecuación anterior son la homogeneidad de las emisiones y las características bajo las cuales éstas se producen (tal como temperatura, altura y velocidad del efluente).

TEMAS RELEVANTES QUE DEBEN FORMAR PARTE DE UNA POLITICA AMBIENTAL

En esta sección delinearemos dos puntos básicos. El primero será listar y discutir (de forma muy breve) los grandes temas sobre los cuales deben alcanzarse acuerdos o formular proposiciones orientadas a definir una política ambiental que haga uso de instrumentos económicos. El segundo será presentar una serie de variables y conceptos técnicos que deben ser discutidos a la hora de estructurar un sistema de mercado para el control de la contaminación atmosférica.

Aspectos básicos

- Definición de objetivos generales de una política de control de la contaminación atmosférica:
  - Metas.
  - Prioridades.
  - Plazos.
  - Instituciones involucradas.
  - Condicionantes políticas y sociales.
  - Tipo de fuentes a las que se les aplicaría la política (integridad de los instrumentos utilizados).
- Identificación de instrumentos aplicables:
  - Compatibilidad con marco jurídico chileno.
  - Capacidad requerida (institucional y de recursos humanos).
  - Criterios de selección y evaluación (ver sección 1).
- Identificación de estudios y etapas requeridas para implementación del mix seleccionado.
- Agenda.

Aspectos conceptuales y técnicos

El sistema de compensación de emisiones de material particulado existente en la R. M. de Santiago es adecuado y conceptualmente sólido. Su ámbito de aplicación está limitado a las fuentes puntuales, que son aquéllas con un caudal de emisión mayor a 1.000 m^3N/h. Por otra parte, el DS 185 amplía la aplicación del concepto de compensación a SO_2, y a otras áreas geográficas. A continuación listaremos los aspectos que deben ser complementados para lograr un sistema de mayor cobertura e integral en lo técnico.

La hipótesis que manejaremos corresponde a que es posible aumentar la eficacia y eficiencia del sistema incorporando otros contaminantes y otras fuentes. Más importante aún, se debe realizar un esfuerzo para generalizar el sistema existente en la R. M. de Santiago a otras áreas del país, en donde compensaciones entre fuentes puntuales, transporte, actividades agrícolas, de construcción, mineras y otras, permitirían lograr objetivos de calidad del aire a costos manejables y menores que si esto no se hiciera.

Algunos de los puntos a ser discutidos en la estructuración de un sistema de derechos de emisión transables aplicables a otros contaminantes y otras áreas del país son:

- Establecer un límite de "decencia" que deba ser cumplido antes de entrar al sistema.
- Cómo tratar los contaminantes secundarios.

- Otorgar "derechos" a las fuentes existentes que cumplan con el límite de decencia y que posteriormente hayan logrado las reducciones estipuladas, emisión meta, para lograr la calidad ambiental deseada.
- Otorgar derechos basados en el tamaño de las fuentes existentes.
- Supuestos de tiempos de operación (requerimientos de información).
- Otorgamiento de plazos a las fuentes existentes para que éstas cumplan con las emisiones meta.
- Derechos y plazos para las fuentes nuevas.
- Marco temporal de las compensaciones (diarias, horarias ... Posibilidad de variar las metas y derechos en función de las variabilidades meteorológicas).
- Limitación espacial en relación a la distancia entre fuentes que compensen.
- Posibilidad de incorporar todo tipo de fuentes (p. ej.: en el caso del material particulado, desde calles de tierra, industrias, casas y vehículos diesel, hasta actividades de construcción y arado agrícola). Discusión de limitaciones en la equivalencia de emisiones (p. ej.: caracterizar la composición del material particulado).
- Especificación de los responsables de la obligación de cumplir las metas de reducción de emisiones, dado que en muchos casos sería el Estado o las Municipalidades.
- Establecer equivalencias entre las emisiones de los distintos tipos de fuentes desde el punto de vista de los efectos que se desean evitar. Por ejemplo, sólo considerando correcciones por tamaño, asumiendo que los datos de emisión y concentración existentes están correctos, 1 g de partículas de diámetro menor a 2 mm proveniente de una calle de tierra puede compensar 6,2 g de partículas provenientes de fuentes industriales y éstos (los 6,2 g) pueden compensar 0,4 g de emisiones de vehículos diesel.
- Definición de los plazos para que las fuentes existentes cumplan con los límites de decencia y emisiones meta. Acción similar debe emprenderse con respecto a las fuentes nuevas.
- Definir el ámbito espacial en el cual pueden ejecutarse compensaciones, además de la duración de éstas (por ejemplo una pavimentación requiere mantención y limpieza para conservar su eficacia en disminución de emisiones).
- Momento de instaurar el uso de instrumentos (zonas saturadas, latentes o antes).

Para que todo lo anterior sea real, y resulte en una verdadera disminución de emisiones y no en un mero ejercicio que encarezca la instalación de nuevas actividades sin mejora de la calidad ambiental, es necesario:

- Reforzar las instancias estatales encargadas de llevar el control de las emisiones, de la calidad ambiental y "contabilidad" de los permisos y sus transacciones.
- Incluir todas las fuentes (puntuales, móviles, residenciales y naturales), manteniendo los niveles totales de emisión constantes.

Por último, se recomienda ampliar el sistema a todo el país, ojalá por medio de cuencas atmosféricas, e incorporar también todas las actividades, por lo menos para las cuales existen factores de emisión desarrollados en la literatura.

DISCUSION Y PROPOSICIONES

La discusión de este taller se desarrolló en torno a la ponencia presentada por el coordinador. De esta forma, en primer lugar se discuten los instrumentos planteados en la ponencia con el análisis de la compatibilidad de usarlos dentro del marco jurídico chileno. Posteriormente se analizan algunos requerimientos para la adecuada gestión de la contaminación atmosférica, destacándose los procesos de dictación de normas ambientales, los aspectos institucionales, los casos de emergencia y el efecto invernadero.

TIPOS DE INSTRUMENTOS DE GESTION AMBIENTAL UTILIZABLES EN EL CONTROL DE LA CONTAMINACION ATMOSFERICA

De acuerdo a lo presentado por el coordinador, el taller revisó los diferentes tipos de instrumentos utilizados en la gestión ambiental: las acciones voluntarias, los instrumentos de control directo o de comando y control, las inversiones gubernamentales y los mecanismos de mercado. La discusión acerca de ellos intentó aclarar aspectos relativos a la eficiencia, la distribución de los ingresos, los plazos para lograr las metas y la eficacia.

Instrumentos de control directo

Los participantes plantearon que este tipo de instrumentos generalmente corresponden a las normas de emisión, las que pueden estar estructuradas en base a niveles de emisión, tecnologías de control o procesos productivos específicos. También se mencionó que en algunos casos se pueden especificar los combustibles a ser usados. Se destacó que todas estas formas de control directo han sido usadas.

Con respecto a las normas de emisión, el taller especificó que corresponden al tipo de instrumento más usado para el control de la contaminación atmosférica a nivel mundial. A modo de ejemplo se citó que en Chile se cuenta con una norma de emisión a la atmósfera para material particulado, la cual está complementada por un sistema de compensación. Esta norma rige en la Región Metropolitana para fuentes puntuales, y está regulada por el Decreto Supremo N° 4 del Ministerio de Salud. Este decreto establece que las fuentes puntuales existentes, con un caudal mayor a 1.000 m^3/h, tienen que cumplir una norma de emisión igual a 112 mg/m^3 hasta el 31 de diciembre de 1997; de ahí en adelante tendrán que cumplir con una meta de emisión equivalente a la mitad de la anterior, es decir, 56 mg/m^3.

El taller destacó que la principal crítica recibida por los controles directos se relaciona con su gran rigidez y su incapacidad de generar incentivos para la innovación tecnológica. Se citó el caso de Estados Unidos, aludiendo al alto costo que ha implicado para las empresas el ir cumpliendo con normas cada vez más exigentes. También se argumentó acerca de la rigidez de este tipo de herramientas, especialmente si se quiere

modificar las normas. Como ejemplo se mencionó el caso de los emisores que ya han realizado alguna inversión para disminuir sus emisiones. Se argumentó que estos emisores están en posesión de una herramienta de negociación muy fuerte para lograr que se les extienda el plazo de cumplimiento de las nuevas normas, ya que se estima justo que puedan amortizar la inversión previamente hecha.

A pesar de las dificultades recién descritas, se planteó que para los casos en que los costos de monitoreo y control son altos, puede ser más eficiente un mecanismo de control directo. A la vez, también se argumentó que el uso de regulaciones directas son muy importantes para ocasiones de contaminación extrema, como las utilizadas en la Región Metropolitana para los casos de emergencia. En estos casos existe un control directo que determina el cese del funcionamiento de ciertas fuentes. También se planteó que sería apropiado usar este tipo de regulaciones en actividades extremadamente peligrosas. Como ejemplo se citó a la industria nuclear, la que presenta niveles de riesgo tan altos para la sociedad en su conjunto, que la prohibición de sus actividades se presenta como la única solución posible.

Acciones voluntarias

Tal como planteó la ponencia, el taller destacó que las acciones voluntarias apelan a la ética de las personas. Se recomendó su uso para emergencias, resaltándose que en la actualidad son utilizadas en Santiago cuando las autoridades solicitan a la comunidad requerimientos tales como: "no hagan actividades extraordinarias; el que tiene viajes que puede dejarlos para mañana, por favor hágalo; no mande los niños al colegio si están enfermos; etc.". En el fondo, con estas acciones se está apelando a la conciencia de buenos ciudadanos, lo que aparentemente es extraordinariamente eficiente. También se manifestó que debido a la falta de eficiencia en el monitoreo de toda regulación ambiental, sería recomendable establecer un sistema mixto que contemple en algún grado la apelación a la conciencia moral.

Inversiones gubernamentales

Los integrantes del taller manifestaron que las inversiones gubernamentales se encuentran en gran parte de la literatura de la década de los 70. Sin embargo, el análisis de la literatura actual muestra que es difícil encontrarse con acciones que los autores identifiquen como susceptibles o convenientes a ser llevadas a cabo por el Estado. Se citó como ejemplos de lo anterior a las actuales concesiones privadas de autopistas, plantas de tratamiento de aguas servidas, sistemas de recolección de basura, etc.

Sin embargo, al interior del taller se planteó que no cabe la menor duda que hay acciones en las que el Estado debe seguir realizando inversiones. En este sentido, se estimó que las acciones gubernamentales han ido quedando cada vez más restringidas a aquellas más difíciles de coordinar. Se citó como ejemplo a las actividades de monitoreo, las cuales siguen siendo consideradas una acción prioritariamente guberna-

mental. Si bien puede ser que el Estado subcontrate a privados, tanto la coordinación como la responsabilidad de las acciones de monitoreo siguen siendo estatales.

Mecanismos de mercado

Debido a que el uso de tarifas o impuestos no ha sido utilizado en Chile para combatir la contaminación atmosférica, estos mecanismos no fueron revisados en el taller. Por su parte, si bien los depósitos reembolsables son fáciles de aplicar para los casos de agua y residuos sólidos, su aplicación para los casos de aire es mucho más dificultosa. De este modo, el taller se restringió a discutir sólo dos grupos de instrumentos económicos: subsidios y permisos de emisión transables.

Subsidios

El taller expresó que los subsidios dirigidos a la disminución de las emisiones pueden estar aplicados a la compra de equipos, a la transferencia tecnológica, etc. Sin embargo, se destacó que la literatura es muy drástica con respecto al uso de subsidios. Por ejemplo, se argumentó que en algunas ocasiones el subsidio a la reducción de emisiones al agua ha aumentado el nivel de contaminación, ya que mantiene rentables a empresas que de otra manera no lo serían.

Por su parte, también se comentó que los subsidios a la implementación de equipos son controvertidos. Esto se debe a la dificultad de determinar si un equipo persigue controlar las emisiones o aumentar la productividad. De hecho, se argumentó que una tecnología moderna tiende a reducir las emisiones igual que un equipo de control de emisiones. Por lo tanto, la literatura tiende a recomendar el uso de subsidios a algunos usuarios o a alguna actividad muy específica.

Dado que en Chile uno de los principios de la política ambiental es "quien contamina paga", el taller consideró que justificar la asignación subsidios sería una tarea difícil. Es más, se argumentó que los subsidios ambientales serían difíciles de implementar no sólo por el principio recién citado, sino que debido a que no se cuenta con apoyo político para los subsidios en general. El solo hecho de hablar de subsidios induce a los economistas de gobierno a manifestarse en su contra.

Permisos de emisión

Se estimó que los permisos de emisión se debieran usar como complemento a la fijación de normas. También se argumentó que si bien la Región Metropolitana cuenta con un mercado bastante desarrollado de instrumentos económicos para el control de la contaminación atmosférica, estos mecanismos debiesen expandirse a lo largo del territorio nacional. Por su parte, se argumentó que para el buen funcionamiento de un sistema de este tipo es necesario considerar a la totalidad de las fuentes: puntuales, fijas, móviles, naturales y grupales.

También se apuntó a la necesidad de definir si el Estado debiese vender o asignar gratuitamente los permisos, indicándose que es importante que de todas formas exista

un cobro por la tenencia de los mismos, aunque no estén siendo utilizados. En este sentido, se argumentó que a las zonas bajo la norma se les debe asignar en el corto plazo los niveles de emisión para las fuentes participantes. En caso de que queden permisos no utilizados, éstos debiesen ser inscritos a nombre del Estado, el que debería ir otorgándolos, ya sea mediante el criterio de primero llegado primero servido o a través de subastas.

Por su parte, se discutió acerca de las características que debiesen tener los permisos. Si bien se manifestaron algunas opiniones tendientes a situar los permisos transables de manera parecida a los derechos de propiedad, también se manifestaron reservas frente a este planteamiento, ya que se estimó que existen limitaciones en cuanto a la flexibilidad y al nivel de información requerido para realizar asignaciones de ese tipo. En caso de cambios en las normas de calidad ambiental, se expresó que el mecanismo de acción del Estado debiese acercarse más a una compra a precios de mercado que a una caducación administrativa de los permisos.

REQUERIMIENTOS PARA LA GESTION DE LA CONTAMINACION ATMOSFERICA

La dictación de normas de calidad atmosférica

El taller manifestó que las normas de calidad atmosféricas, sean éstas primarias o secundarias, deben ser las metas de las políticas para el control de la contaminación de los aires. También se destacó que el marco jurídico existente determina que es responsabilidad del Estado fijar a lo largo del país las normas de calidad ambiental requeridas para cada uno de los contaminantes especificados. De igual forma, se resaltó que es tarea del Estado llevar un registro de la calidad ambiental del país, lo que debe permitir establecer cuáles áreas del país han de ser calificadas en las categorías de saturadas, latentes o sublatentes.

En relación a lo anterior, se planteó la posibilidad de que en el futuro no debiesen ser consideradas las normas de partículas totales en suspensión, ya que se consideran en cierta medida obsoletas. Con respecto a las normas existentes para PM10, dióxido de azufre, óxido de nitrógeno, monóxidos de carbono y ozono, se estimó que deberían mantenerse como objetivos para el corto y mediano plazo, es decir, para los próximos 5 años. Esto apuntó a no variar demasiado las señales bajo las cuales están actuando las actividades en el mercado. Paralelamente, se planteó continuar con un programa de generación de normas nuevas para políticas futuras.

También se discutió y resolvió que las normas de calidad ambiental no deben ser fijadas solamente en base a aspectos relativos a la eficiencia económica. El taller estimó que la dictación de normas debe estar basada tanto en aspectos económicos como políticos, de equidad, morales, de justicia y de igualdad. Sin embargo, también se mencionó que la noción de costo-efectividad debe ser un elemento importante dentro de tales actividades.

Requerimientos institucionales

El taller manifestó que el rol de fiscalización le corresponde al Estado, debiendo ser éste fuerte y constante. En este sentido, en un sistema basado en mecanismos de mercado, tanto las estructuras institucionales como la preparación del personal deberían ser diferentes de las requeridas para sistemas de regulación directa. Por lo tanto, debido a que actualmente el país cuenta con un sistema que utiliza mayoritariamente instrumentos de control directo, se argumentó que para incorporación de instrumentos económicos será necesario reestructurar la institucionalidad existente y capacitar los recursos humanos disponibles.

En estrecha relación con lo anterior, se manifestó que Chile no dispone de todos los recursos materiales, humanos e institucionales necesarios para abordar los problemas de contaminación atmosférica en su totalidad. De este modo, se expresó que se requiere contar con algún instrumento que permita priorizar con respecto a los riesgos involucrados. En este sentido, se argumentó que la estimación de los costos y beneficios en salud es un proceso largo y complicado, pero necesario.

Casos de emergencia

El taller estimó que para los casos de contaminación atmosférica, independientemente de los instrumentos de gestión utilizados, será común enfrentarse a episodios de emergencia en algunas zonas conflictivas de Chile. Específicamente se pensó en Santiago, ya que sus condiciones geográficas y meteorológicas le restringen su capacidad de dispersión. Se planteó que en lo posible estas situaciones deben ser manejadas mediante instrumentos de mercado. Sin embargo, se discutió que probablemente se darán situaciones de ultra emergencia en las cuales las medidas deberán ser mucho más drásticas, llegando a cerrar las empresas más contaminantes. Es decir, se va a requerir de medidas administrativas por sobre las de mercado. En este sentido, se recomendó que en caso de haber permisos transables, éstos no posean las características de un derecho de propiedad, pues eso limitaría la capacidad administrativa del Estado.

Efecto invernadero

Finalmente se consideró a los contaminantes con efectos globales (efecto invernadero), por los cuales Chile tiene suscrito un convenio de reducción y eliminación de las emisiones para el año 2005. Se argumentó que se deben diseñar programas que utilicen instrumentos de mercado para cumplir con este compromiso, tomando como ejemplo lo realizado por Estados Unidos en estas materias. Esta temática no se analizó más profundamente, pero se estimó que debe convertirse en un elemento importante de la agenda futura, y transformarse en fuente de estudios detallados y aplicados.

165

CAPÍTULO 8

TALLER: EL USO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN: EL CASO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS INDUSTRIALES

*Expositor y Coordinador: José Miguel Sánchez**

PONENCIA

PRINCIPIOS GENERALES

Existe una serie de principios bastante aceptados en materia de diseño de políticas para el control de los residuos sólidos, y en especial para los residuos sólidos de origen industrial[1]. Estos son adoptados en distinto grado por los diversos países que cuentan con marcos regulatorios explícitos para tratar este problema.[2]

Los principios son los siguientes:

- El que contamina paga.
- De la cuna a la tumba.
- Principio precautorio.
- Generar la menor cantidad posible de residuos.
- Generar residuos lo menos tóxicos posible.
- Mayor reutilización posible de los residuos.
- Disponer los residuos de manera ambientalmente adecuada.

El principio "el que contamina paga", que establece la responsabilidad del causante de la contaminación, está contemplado en la Ley de Bases del Medio Ambiente, de marzo de 1994. Dicho principio es de gran importancia, tal como se argumentará más adelante, por sus consecuencias distributivas y de eficiencia, y por sus implicancias respecto a la selección de instrumentos de regulación.

* Profesor, Programa de Postgrado en Economía, ILADES/Georgetown University.

[1] Esta presentación está basada en el Documento "Propuesta de Política para el Control de la Contaminación por Residuos Sólidos Industriales", capítulo 3 del Estudio preparado por Tesam S.A. para CONAMA y el Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, "Propuesta de Política Integral para el Control de la Contaminación Industrial".

[2] Ver H. Durán. "Políticas para la gestión ambientalmente adecuada de los residuos: El caso de los residuos sólidos urbanos e industriales en Chile a la luz de la experiencia internacional". CEPAL (1993).

156

El principio "de la cuna a la tumba" se aplica fundamentalmente a los residuos peligrosos y tiene como objeto asegurar que exista un responsable por el residuo durante todo su ciclo de vida.

El principio precautorio, también consagrado en la Ley de Bases del Medio Ambiente, pone énfasis en la prevención de riesgos ambientales antes que en la reparación de los efectos y reconstitución de los ambientes dañados. Este principio es también entendido en el sentido de poner el peso de la prueba respecto a la inocuidad de un residuo en el emisor.

Los principios de generar la menor cantidad posible de residuos y lo menos tóxicos posible apunta a la necesidad de evitar la generación de residuos para atacar el problema en su fuente. Para ello se debe actuar proveyendo los incentivos correctos, tanto por el lado de la oferta como por el lado de la demanda.

Respecto al grado de toxicidad, mientras menor éste sea menores serán los problemas asociados con el manejo de estos residuos.

El principio de reutilizar lo más posible los residuos consiste en reincorporar al ciclo productivo todos aquellos residuos que se puedan reciclar. Esto tiene el doble propósito de reducir la cantidad de residuos sólidos a disponer y de aprovechar eficientemente los recursos.

El principio de la disposición adecuada, desde un punto de vista ambiental de los residuos sólidos, se relaciona con el cumplimiento de normas de calidad ambiental, ya sea de suelos (vertederos), aguas (superficiales y subterráneas) y aire (incineración). Por este motivo, lo que se considera ambientalmente adecuado dependerá de los acuerdos que adopte cada sociedad respecto a lo que se considerará adecuado.

Además de estos principios que se aplican de manera más o menos específica a los residuos sólidos de origen industrial, y en especial a los residuos sólidos peligrosos, existen principios por los cuales se debe guiar la elección de instrumentos de regulación.

Desde el punto de vista económico, los criterios más importantes que se deberían tomar en cuenta en la determinación del "mejor" instrumento son los criterios de eficiencia y los criterios distributivos.

El primero es, básicamente, un criterio de *minimizar el costo total* de alcanzar un cierto objetivo ambiental. En el caso del problema de los residuos sólidos peligrosos, por ejemplo, este criterio podría significar la minimización del costo de disponer finalmente los residuos de una manera ambientalmente consistente con los niveles de contaminación o de riesgo de ésta, aceptados por la sociedad.

Desde una perspectiva más general, este criterio corresponde a minimizar la suma de los costos de abatimiento por parte de las fuentes y del costo de administración, fiscalización y control por parte de las autoridades regulatorias. Esto es válido tanto desde una perspectiva estática como dinámica.

Con respecto a la minimización del costo de abatimiento por parte de las fuentes desde una perspectiva estática, el criterio se refiere a alcanzar el objetivo deseado al mínimo costo posible. Esto es lo que se denomina costo-efectividad de la política. El criterio de mínimo costo debe también entenderse en un sentido dinámico. La pregunta es si el instrumento incentiva la adopción permanente de nuevas tecnologías que

reduzcan la contaminación, de manera que en todo momento sea cierto que se está logrando el objetivo ambiental al mínimo costo posible. Si es cierto que cada agente productivo es quien mejor conoce su negocio, entonces será preferible utilizar instrumentos flexibles con los cuales cada agente pueda adoptar las nuevas tecnologías mediante sus acciones descentralizadas, sin que se requiera que la autoridad intervenga. La ventaja de una mayor flexibilidad viene dada por el ahorro en los requerimientos de información y por lo tanto en los costos que esto implica.

Los costos de administración, fiscalización y control del instrumento, los cuales pueden ser un componente no trivial del costo total, están, en general, en directa relación con las necesidades de información, monitoreo y administración del mismo. Estas necesidades, a su vez, están influidas por el número de fuentes que se desea regular.

Los aspectos distributivos de los instrumentos son de gran importancia, debido a que su elección conlleva una cierta asignación de costos y beneficios entre los distintos miembros de la sociedad. Además, la adopción del principio "el que contamina paga" tiene implicancias no sólo distributivas, al determinar quién soporta los costos de descontaminar, sino que también tiene implicancias en términos de eficiencia al constituir un desincentivo a las actividades contaminantes. Por ejemplo, la adopción del principio significa que instrumentos tales como los subsidios por descontaminar no podrían ser empleados, ya que representan una transferencia de la sociedad hacia los contaminadores. Otro ejemplo de iniquidades, que se encuentran comúnmente en políticas ambientales, se refiere a la existencia de una serie de exenciones a las normativas y regulaciones vigentes. La versión original de la RCRA (Resource Conservation and Recovery Act) en los EE.UU, que data de 1976, adolecía de este problema. Distintas modificaciones a este cuerpo legal, en especial las de 1984, intentaron resolver esta inequidad eliminado un número importante de exenciones.

Por último, es importante destacar que el marco normativo e institucional debe considerar algunos aspectos ideosincráticos de la sociedad en donde se quieren implementar la normativa. En el caso de EE.UU., por ejemplo, existe una vasta tradición de propiedad privada en las distintas actividades económicas. Existe toda una red de generadores, recolectores, transportistas, operadores de plantas de tratamiento y de reciclaje, todos ellos privados. Esto ha hecho que la regulación contemple precisamente que sean los privados los que manejen los residuos (incluyendo los peligrosos), regulados por el Estado. La tradición Europea, en cambio, se basa en sistemas mixtos, en los cuales existe una colaboración muy cercana entre las empresas privadas y el gobierno, que se traduce en procesos regulatorios más consensuados y con responsabilidades más repartidas entre gobiernos y empresas.

En el caso chileno, existe, desde ya hace algún tiempo, la costumbre que sean empresas privadas las que se dediquen a la recolección, transporte y disposición final de los residuos sólidos, especialmente domiciliarios, por expreso encargo de las municipalidades. Los consumidores por su parte pagan por estos servicios a la municipalidad a través del impuesto territorial. Parece razonable entonces pensar que el manejo de los residuos sólidos, tanto peligrosos como no peligrosos, sea realizado por privados, reservándole al Estado un rol fiscalizador.

INSTRUMENTOS DE REGULACION

Existen una serie de instrumentos que están directamente vinculados a los principios para el manejo de los residuos sólidos (peligrosos y no peligrosos), enunciados en la sección anterior y los principios de eficiencia y equidad para la selección de instrumentos.

Instrumentos de regulación directa

Normas técnicas y operacionales.
Entre los instrumentos de regulación que se aplican a todas y cada una de las etapas, generación, transporte, tratamiento, almacenaje y disposición final de los residuos sólidos, están las normas técnicas y operacionales.

A modo de ejemplo, las normas técnicas y operacionales asociadas a los generadores y transportistas de RSP incluyen:

(i) Análisis del residuo sólido (RS) para determinar si es peligroso o no-peligroso.
(ii) El registro del RS con la agencia regulatoria (*e.g.*, obtención de un número de identificación).
(iii) Mantención de un sistema de registros para seguir el movimiento del RS de la cuna a la tumba (*e.g.* un sistema de manifiestos).
(iv) Empleo de contenedores y etiquetados apropiados para el transporte de RS, tanto peligrosos como no-peligrosos.

Las normas que rigen el almacenamiento de residuos sólidos de origen industrial especifican las normas que deben cumplir los recipientes. Más específicamente, las normas reglamentan el diseño, construcción, mantención y controles de contaminación de la infraestructura de almacenamiento.

Las normas técnicas y operacionales establecen, además, los procedimientos de emergencia y las responsabilidades durante y posteriores a la operación de una facilidad de almacenaje.

Permisos y licencias
Los permisos y licencias proporcionan autorización para operar y deben estar vinculados al cumplimiento de las normas técnicas y operacionales y a cualquier otra norma que forme parte de la política ambiental.

Por ejemplo, cuando se trata de residuos que han sido catalogados como peligrosos, es común que los permisos y licencias se basen en un sistema de manifiesto para asegurar que el regulador sea capaz de seguir la trayectoria del residuo.

Por otro lado, el sistema de permisos y licencias asegura que las facilidades de almacenaje y las plantas que realizarán la disposición final de los residuos cumplan

con las normas deseadas. Además, facilitan la coordinación e integrabilidad con otras políticas ambientales. Por ejemplo, el sistema de permisos puede estar relacionado con el cumplimiento de otras políticas ambientales, tal como la calidad del agua subterránea, calidad del aire, etc.

Instrumentos económicos

Impuestos o cargos por disposición

Los cargos por disposición representan un cobro específico al generador de residuos sólidos para realizar la disposición final del RS. Por un lado, estos cargos representan un incentivo a los generadores para realizar mayores esfuerzos de abatimiento: es decir, para reducir la generación de RS y para aumentar el reciclaje, dado que aumenta el costo de la disposición final de éstos.

Además, al emplear un sistema de cargos específicos a la disposición se genera una recaudación que es útil para financiar otros elementos de la política regulatoria tales como un sistema de recolección y el sistema de fiscalización y monitoreo.

Las ventajas, por ende, de los cargos a la disposición final son: el incentivo a reducir la generación de residuos y la recaudación. Las desventajas, sin embargo, son el "midnight dumping" o la disposición ilegal de los RS. Se debe destacar que la determinación de los cargos a aplicar no es un proceso simple y generalmente se envuelve algún proceso de prueba y error que permita ajustes para asegurarse que los cargos provean los incentivos correctos.

Tarifas al usuario

Las tarifas al usuario consisten en el cobro que se hace por utilizar algún bien de uso colectivo y que se determina principalmente en función de sus costos. Idealmente, el cargo debiera estar directamente relacionado a la cantidad del servicio consumida.

En general, los cargos al usuario no tienen la pretensión de corregir el problema de las externalidades corrigiendo los incentivos que enfrentan los agentes sino que recuperar los costos en que se incurre al proveer un bien de uso colectivo o cobrar por un servicio.

Mecanismos de depósito-reembolso

Otro instrumento que se basa en incentivos son los sistemas de depósito retornable para aquellos residuos reciclables. De esta forma, se incentivarán el reuso y el reciclaje de los residuos para optar a la devolución del depósito. Al igual que los cargos a la disposición final del RS, este mecanismo incentiva tanto el reciclaje como la reducción en la generación de RS.

Mecanismos de fiscalización

Se debe enfatizar que todos los instrumentos de regulación anteriormente propuestos son letra muerta si no se acompañan de un mecanismo de fiscalización y control efectivo. Por ejemplo, la existencia de normas diversas requerirá de un esquema de multas importantes para que tenga los efectos deseados. Más específicamente, se requiere de un mecanismo de fiscalización y control tal que el daño esperado para el contaminador que no cumple con la normativa sea mayor al beneficio obtenido al no satisfacer la normativa.

Otro mecanismo de fiscalización y control es el establecimiento de responsabilidades legales por el manejo inadecuado de RSP. Sin embargo, debe establecerse un sistema de responsabilidades que incentiven al manejo apropiado de los RSP. Una posibilidad es un sistema de responsabilidades similar al alemán, en el cual el generador y/o transportista traspasan la responsabilidad total del RSP a la planta de tratamiento o de almacenaje sólo si estos han realizado un manejo adecuado del RSP.

LA REGULACION ACTUAL DE LOS RESIDUOS SOLIDOS INDUSTRIALES EN CHILE[3]

La regulación de los residuos industriales sólidos se caracteriza por estar dispersa en diferentes cuerpos legales. Además, la institucionalidad está mucho menos definida que en el caso de los residuos sólidos domésticos. En primer lugar, las municipalidades tienen obligaciones muy generales en relación con la recolección, transporte y disposición final de las basuras que se depositan en la vía pública. Sin embargo, no está especificado cómo se define basura y, por lo tanto, no hay claridad si incluye a los desechos industriales. Por otra parte, el Código Sanitario dispone que el Servicio de Salud debe aprobar los proyectos relativos a la construcción de cualquier obra destinada a evacuar, tratar o disponer residuos industriales o mineros de cualquier tipo. La tabla 8.1 resume las principales regulaciones relevantes para los residuos industriales sólidos.

[3] Esta sección está tomada de "Catastro Global de los Principales Instrumentos de Regulación Ambiental Aplicados en Chile para el Manejo de los Residuos Sólidos Domésticos e Industriales", CEPAL, noviembre de 1993, y "Política Ambiental de Chile", CONAMA, 1995.

161

Tabla 8.1: Principales regulaciones nacionales relevantes para los residuos industriales sólidos

FACULTADES	ORGANISMO	DISPOSICIONES LEGALES
Atribución esencial de establecer derechos por los servicios de extracción de basura que tiene la municipalidad como función privativa.	Municipalidades	Ley N° 18.965 (1989, reformada por Ley 19.130, 1992) Orgánica Constitucional de Municipalidades Art. 3° letra d), 5°, letra e) y 20° letra b).
La función y obligación de recolectar, transportar y eliminar las basuras que se depositen o produzcan en la vía urbana. El Servicio de Salud está facultado para autorizar la instalación y vigilar el funcionamiento de todo lugar destinado a la acumulación, selección, industrialización, comercio o disposición final de basuras y desperdicios de cualquier clase.	Municipalidades Servicio de Salud	Decreto Fuerza Ley N° 745 (1968, Ministerio de Justicia) Código Sanitario Art. 11, letra b), Art. 78° a 81°.
Residuos industriales putrescibles, cuya recolección por el Servicio Municipal correspondiente no sea sanitariamente objetable, deberán ser retirados desde el interior de un establecimiento productivo. Asimismo, residuos industriales insalubres o peligrosos serán incinerados dentro de los establecimientos que los producen.	Municipalidades Servicio de Salud	Decreto Supremo N° 4.740 (D.O. 9.10.1947 del Ministerio de Salud) Reglamento que fija las normas sanitarias mínimas para proteger la salud pública en materia de basuras, párrafo 1, letra B, número 4), y letra D), inciso 4°.
Prohibición de utilizar la incineración como método de eliminación de residuos sólidos de origen doméstico o industrial en las comunas de la Región Metropolitana.	Servicio de Salud	Resolución 07077 (Ministerio de Salud, 1976) Control de contaminación atmosférica y prohibición de incineración con método de eliminación de residuos sólidos.
Prohibición de arrojar materias sólidas a acueductos, cauces artificiales o naturales, que conduzcan aguas o depósitos de agua provenientes de establecimientos industriales.	Superintendencia de Servicios Sanitarios	Ley N° 3.133 (Ministerio de Obras Públicas, D.O. 7.11.1916) de Neutralización de los residuos provenientes de establecimientos industriales, Art. 1° inciso 2.
Según la Ley 3.133, Art. 1, sólo se permitirán residuos sólidos en sitios convenientes en que no haya peligro de arrastre hacia las quebradas vecinas que conduzcan agua para la bebida o para el riego.	Superintendencia de Servicios Sanitarios	Decreto Supremo N° 2.491 (Ministerio de Obras Públicas, 1916) que reglamenta la aplicación de la Ley N° 3.133.
La acumulación y disposición final de resíduos dentro del predio industrial, local o lugar de trabajo deberá contar con autorización sanitaria, cuando los residuos sean inflamables, explosivos o contengan algún elemento o compuesto específico.	Servicio de Salud	Decreto Supremo N° 78 (Ministerio de Salud, 1983) Reglamento sobre condiciones sanitarias y ambientales mínimas en los lugares de trabajo, Art. 13°.
Establecimientos industriales localizados en la Región Metropolitana deben realizar una declaración de desechos sólidos industriales que contengan datos de identificación de la empresa y de los residuos generados, como cantidad, estado físico, tipo de contenedor, nombre transportista, destinatario final, etc. Además se incluye en el proceso de declaración a los transportistas y destinatarios.	Servicio de Salud del Ambiente de la Región Metropolitana	Resolución N° 5081 (Servicio de Salud del Ambiente de la Región Metropolitana, 1993) que establece un sistema de declaración y seguimiento de desechos sólidos industriales.

Tabla 8.1: Principales regulaciones nacionales relevantes para los residuos industriales sólidos (cont.)

FACULTADES	ORGANISMO	DISPOSICIONES LEGALES
Para la extracción de escorias o residuos de fábricas o talleres y para los servicios en que la extracción de desperdicios exceda el volumen de 200 litros (doscientos decímetros cúbicos) de promedio diario, y para otras clases de extracción de basuras que no se encuentran comprendidas en el artículo de la especificación del derecho de aseo (arts. 7° y 8°), las municipalidades tienen la facultad de fijar un monto especial de los derechos por cobrar. No obstante, los establecimientos a los que se hace referencia anteriormente estarán autorizados para optar por un servicio de extracción de los desperdicios propios o por terceros. Propietarios de establecimiento comerciales y negocios pagan este derecho de aseo conjuntamente con la patente comercial.	Municipalidades	Ley N° 3.063 (1979 del Ministerio del Interior) de Rentas Municipales. Arts. 7° y 8° y 9°.
Servicios especiales son considerados aquellos que requiera un usuario cuya producción exceda los doscientos litros diarios (54 kg aprox.). Estos serán pagados en una tarifa especial, al igual por un servicio de mayor frecuencia de recolección de basura, la que será determinada por la municipalidad respectiva.	Municipalidades	Decreto Supremo N° 261 (D.O. 25.3.1980, del Ministerio del Interior) Reglamento para cobro del servicio domiciliario por extracción de basuras. Arts. 8° y 9°.
Reglamenta la construcción y operación de tranques de relave para que no ofrezcan peligro para las personas o bienes.	Ministerio de Minería	Decreto Supremo 86 de 1970.

Fuentes: Noder, C. (1993). *Catastro Global de los Principales Instrumentos de Regulación Ambiental Aplicados en Chile para el Manejo de los Residuos Sólidos Domésticos e Industriales*, CEPAL.
CONAMA (1995). *Política Ambiental de Chile*, Capítulo 1.

UNA PROPUESTA DE POLITICA[4]

A fin de motivar una discusión respecto a la aplicación práctica de instrumentos económicos de regulación al caso de residuos sólidos de origen industrial, se presenta una propuesta de política que actualmente se encuentra en discusión.

La política propuesta involucra tres aspectos diferentes: clasificación del residuo como peligroso o no peligroso, gestión de los residuos no peligrosos y gestión de los residuos peligrosos.

Clasificación del residuo

El primer aspecto consiste en clasificar el residuo sólido industrial como peligroso o no peligroso. Consistentemente con el principio precautorio, es el generador el que tiene la responsabilidad de clasificar el residuo.

[4]Esta propuesta está desarrollada en mayor detalle en el Documento "Propuesta de Política para el Control de la Contaminación por Residuos Sólidos Industriales", capítulo 3 del estudio preparado por Tesam S.A. para CONAMA Y El Ministerio de Economía, "Propuesta de Política Integral para el Control de la Contaminación Industrial".

Residuos sólidos no peligrosos (RSNP)

Se propone manejar los residuos sólidos no peligrosos ocupando los siguientes instrumentos de política: normas técnicas y operacionales; permisos y licencias; cargos por disposición; tarifas al usuario; cargos administrativos; sistema de depósito-reembolso; sanciones por incumplimiento; y sistema de fiscalización y control.

Normas técnicas y operacionales

Las normas técnicas y operacionales especifican procedimientos y técnicas de diseño, construcción y operación. Serán aplicadas al generador, transportista y destinatario (definido este último como una instalación de almacenamiento, tratamiento o disposición final).

Las normas deben ser flexibles en el tiempo, de modo de asegurar que no queden obsoletas e interfieran con el manejo óptimo de los RSNP. Segundo, las normas eventualmente podrían tener una variación espacial y ser distintas para las diferentes regiones del país.

Las normas técnicas y operacionales para los RSNP son consistentes con los principios precautorios y de la disposición ambientalmente adecuada de los residuos.

Permisos y licencias

Los permisos y licencias proporcionan autorización para operar. Serán otorgados al generador, transportista y destinatario. Y estarán ligados al cumplimiento de las normas técnicas y operacionales y de las normas de emisión. Para limitar el poder discrecional de la autoridad, ésta tendrá la obligación de renovar permisos y licencias si se ha cumplido con dichas normas. En caso de incumplimiento, la autoridad tendrá la atribución de suspender parcial o totalmente (dependiendo del grado de incumplimiento) los permisos y licencias.

Este instrumento obedece al principio precautorio.

Cargos por disposición

Los cargos por disposición representan un cobro que hace el Estado por la disposición de los residuos. El cobro se puede hacer en el punto de generación o de disposición final. Este instrumento económico se *utilizará para incentivar la reducción en la generación de los residuos* y, por lo tanto, será aplicado al generador, aunque este disponga los residuos en el mismo lugar en que éstos fueron generados. Este instrumento es consistente con el principio "el que contamina paga", con el principio de disminuir la generación de residuos, el de incentivar el reciclaje y con el criterio de costo efectividad.

La tasa del cargo por disposición es la variable de control que tiene el regulador. La cantidad de residuos generados es la variable de control del generador. Como el cargo es proporcional a la cantidad de residuos generados, el regulador puede incenti-

var la disminución de la cantidad generada si aplica una tasa de cargo apropiada. La tasa de cargo debería fijarse de tal forma de que le sea más caro al generador pagar la tasa de cargo que reducir una unidad de RSNP generada.

Es importante hacer notar, sin embargo, que la experiencia internacional muestra que con este instrumento se aumenta la disposición ilegal "midnight dumping", por lo cual su uso debe ir acompañado de una adecuada fiscalización.

Tarifas al usuario

Aunque las tarifas al usuario no son formalmente un instrumento de regulación que controle el regulador, sí forman parte fundamental de la política, puesto que constituyen el pago por los servicios involucrados en el manejo de los residuos sólidos. En la propuesta todo el manejo de los residuos en sus distintas etapas es realizado por el sector privado a cambio de un cobro por los servicios involucrados (tratamiento, disposición, etc.). Si el mercado por el manejo de residuos sólidos industriales es competitivo, entonces el cobro reflejará los costos de prestar el servicio más una tasa de retorno "normal". Este cobro constituye la tarifa al usuario que surgirá de todos modos por tratarse de una actividad realizada por privados. Si el mercado no es competitivo, se deberá buscar algún mecanismo de regulación de las tarifas.

Cargos administrativos

Los cargos administrativos representan un cobro pagado a las autoridades para financiar el sistema de declaraciones, permisos y licencias, además de las actividades de control y fiscalización. Este instrumento solamente tiene fines de recuperación de costos y no tiene como objetivo incentivar la disminución de la cantidad generada. Por consiguiente, estos cargos serán fijos en el sentido de ser independientes del monto de residuos generados. Es importante acotar estos cargos administrativos, de manera que no se tienda a traspasar cualquier ineficiencia del regulador y/o fiscalizador hacia el generador, transportista o destinatario.

Sistema depósito-reembolso

El sistema depósito-reembolso es un procedimiento mediante el cual se cobra un depósito, en alguna etapa previa a la venta del producto al usuario final, por aquellos residuos que son susceptibles de reciclar, cantidad que le es reembolsada una vez que efectivamente los residuos sean reciclados. Este sistema incentiva el reciclaje, disminuyendo por lo tanto la cantidad de residuos que debe ser dispuesta finalmente y también los incentivos a disponerlos de maneras que no corresponde. En la medida en que el reembolso no sea del 100%, este instrumento pasa a tener las características de un cargo o impuesto como los discutidos en los párrafos anteriores.

Sanciones por incumplimiento

El incumplimiento de las normas técnicas y operacionales, el mal uso de los permisos y licencias, y el no pago de los cargos por disposición o administrativos será sanciona-

do con multas, o revocaciones transitorias o definitivas de los permisos y licencias de operación. La sanción deberá estar absolutamente ligada al grado de la falta. Estos instrumentos serán aplicados al generador, transportista y destinatario, y tienen como finalidad incentivar el cumplimiento de la legislación y normativa.

Sistema de fiscalización y control
Se aplicará fiscalización y control a los generadores, transportistas y destinatarios.

Residuos sólidos peligrosos (RSP)

Los residuos sólidos peligrosos se manejarán utilizando instrumentos similares a los usados para los RSNP, pero con requerimientos adicionales. A continuación se presentan dichos requisitos adicionales.

Normas técnicas y operacionales
En forma adicional a las normas para los RSNP, se especificarán normas técnicas y operacionales especiales para los RSP, entre las cuales se incluyen:

- Sistema de manifiestos que permitan rastrear el residuo desde el punto de generación hasta el lugar de disposición final.
- Número de identificación del residuo.
- Normas más estrictas de diseño, construcción y operación para el destinatario.
- Plan de contingencia y procedimiento de emergencia.
- Monitoreo de aguas subterráneas.

Con estas normas adicionales se pretende incorporar algunos de los principios más relevantes para el caso de los residuos sólidos peligrosos, como son el principio de la cuna a la tumba y el principio de la precaución.

Permisos y licencias
Idéntico a los residuos sólidos no peligrosos.

Cargos por disposición
En el caso de los residuos sólidos peligrosos, los cargos por disposición incentivarán tanto a la reducción en la cantidad generada (igual a los RSNP), como a la disminución en su peligrosidad mediante cargos distintos dependiendo de la peligrosidad de los residuos. En otras palabras, se intentará incentivar, adicionalmente, el tratamiento de los RSP antes de su disposición final.

Tarifas al usuario
Idéntico a los residuos sólidos no peligrosos.

Cargos administrativos
Idéntico a los residuos sólidos no peligrosos.

Sistema de depósito-reembolso
Idéntico a los residuos sólidos no peligrosos.

Sanciones por incumplimiento
Similar a los residuos no peligrosos, pero con un nivel de sanciones aún más drástico.

Sistema de fiscalización y control
Similar al utilizado con los residuos sólidos no peligrosos, pero incluyendo el sistema de manifiestos y un mayor número de inspecciones aleatorias en terreno y de certificados de análisis físico químico.

Responsabilidad civil
Este instrumento, que será aplicado exclusivamente a los residuos sólidos peligrosos, asigna la responsabilidad civil por los daños ambientales que cause el residuo peligroso, ya sea en casos intencionales, fortuitos o de fuerza mayor. Se propone que dentro del predio industrial, la responsabilidad civil recaiga sobre el generador, durante el transporte en el transportista, y el destinatario sea el responsable una vez que los residuos hayan alcanzado sus instalaciones. El responsable de un daño ambiental debe reparar el perjuicio e indemnizar apropiadamente al afectado.

Se debería estudiar la conveniencia de obligar al generador, transportista y destinatario a contratar un seguro contra responsabilidad civil, con objeto de asegurar la capacidad económica para reparar daños ambientales e indemnizar a afectados.

ASPECTOS LEGALES E INSTITUCIONALES

Es urgente contar con un cuerpo legal que regule específicamente el tema de la producción, tratamiento, transporte y disposición de los residuos sólidos industriales, distinguiéndolos claramente de aquellos que son de otra naturaleza, como los residuos domiciliarios o de actividades hospitalarias.

Se debiera ordenar y reunir en *un solo cuerpo legal* todo lo relativo a su gestión, incluyendo los instrumentos económicos y de regulación que serán aplicados. La regulación a nivel de ley, de aplicación a nivel nacional, debe ser respetada por las ordenanzas municipales, y debe establecer, entre otros:

- Clasificación de los tipos de residuos.
- Obligación de clasificación.
- Formas de almacenamiento y características generales de los recipientes.

- Formas de recolección.
- Formas de transporte.
- Formas de disposición y tratamiento (exigencias, características, localizaciones, aspectos sanitarios, etc.).
- Instrumentos económicos que incentiven la reutilización de productos y materiales, vía cargos por disposición y sistema depósito-reembolso.
- Formas de fiscalización y control.
- Sanciones por incumplimiento, incluyendo responsabilidad civil.

Por su parte, la institucionalidad también requiere de cambios. Se debe determinar con exactitud qué organismos, al nivel de gobierno y en el ámbito municipal, tendrán a su cargo la gestión de los residuos industriales y cuáles serán las respectivas áreas de competencia, incluyendo el otorgamiento de permisos de funcionamiento y el sistema de fiscalización.

Diseño institucional

Bajo esta perspectiva, se propone la institucionalidad indicada en la Tabla 8.2, la que involucra sólo tres organismos:

- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA).
- Comisión Regional del Medio Ambiente (COREMA).
- Instituto Nacional de Fiscalización Ambiental (INFA).

La institucionalidad propuesta disminuye al máximo el número de organismos encargados, lo que, sin duda, agilizaría el desarrollo y fiscalización de la política.

Los aspectos de desarrollo y diseño de la política han recaído fundamentalmente en CONAMA, con una activa participación regional en ciertos aspectos, a través de los COREMA. Se ha escogido a CONAMA para estas labores, porque es un organismo coordinador y multisectorial.

Aunque CONAMA/COREMA serán los organismos coordinadores en el desarrollo y diseño de la política de control de la contaminación por residuos sólidos industriales, otras instituciones del Estado deberán apoyarlas fuertemente. Dentro de éstas se debe mencionar al Ministerio de Salud (clasificación del residuo y normas técnicas y operacionales), Ministerio de Agricultura (normas técnicas y operacionales), Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones (normas técnicas y operacionales), Ministerio de Hacienda (cargos por disposición, sistema de depósito-reembolso y sanciones por incumplimiento) y Ministerio de Obras Públicas (normas técnicas y operacionales).

Los aspectos de control, fiscalización y cobro deberían ser responsabilidad del INFA. Consideramos que se debe crear un organismo único de fiscalización ambiental, de alcance nacional. La creación de este organismo permitiría que cualquier generador, transportista o destinatario sea fiscalizado por una única institución (concepto "ventanilla única") y que no esté expuesto a controles ambientales de diversas organizaciones, como actualmente puede ocurrir.

En la actualidad, existen diversas situaciones relativas a la fiscalización que son poco deseables y burocráticas y que sustentan la creación de un organismo único de fiscalización ambiental. Primero, puede darse el caso que una empresa sea fiscalizada por diferentes instituciones, cada una de éstas con atribuciones parciales. Segundo, y más importante, pueden existir instituciones fiscalizadoras diferentes que controlen las mismas materias; por ejemplo, el Ministerio de Salud puede fiscalizar efluentes líquidos, atribución que también posee la Superintendencia de Servicios Sanitarios. Finalmente, dada la multiplicidad de organismos fiscalizadores actuales, la coordinación necesaria existente es escasa.

Postulamos que CONAMA/COREMA debe ser la encargada de desarrollar y diseñar cualquier política ambiental y que el INFA debe ser el único organismo con atribuciones para controlar y fiscalizar el cumplimiento de la regulación asociada a dicha política ambiental.

Tabla 8.2: Proposición de institucionalidad de control de la contaminación por residuos sólidos

INSTRUMENTO	INSTITUCION ENCARGADA					
	DESARROLLO/DISEÑO			CONTROL/FISCALIZACION/COBRO		
	Generador	Transportista	Destinatario	Generador	Transportista	Destinatario
1. Clasificación del residuo.	CONAMA			INFA		
2. Normas técnicas y operacionales.	CONAMA/ COREMA	CONAMA	CONAMA/ COREMA	INFA	INFA	INFA
3. Normas de emisión.			CONAMA/ COREMA			INFA
4. Permisos y licencias.	CONAMA	CONAMA	CONAMA	INFA	INFA	INFA
5. Cargos por disposición.	CONAMA			INFA		
6. Cargos administrativos.	CONAMA	CONAMA	CONAMA	INFA	INFA	INFA
7. Sistema depósito-reembolso.	CONAMA			INFA		
8. Sanciones por incumplimiento.	CONAMA	CONAMA	CONAMA	INFA	INFA	INFA
9. Responsabilidad civil.	CONAMA	CONAMA	CONAMA	INFA	INFA	INFA

DISCUSION Y PROPOSICIONES

DEFINICION DE RESIDUO SOLIDO Y DE LA CATEGORIA "PELIGROSO"

El taller generó una discusión muy interesante en torno a la necesidad de definir claramente el concepto de residuo sólido, guardando especial cuidado para la noción de peligrosidad. Para la preocupación y las dudas en torno a esta temática se argumentaron las siguientes razones:

- Existen residuos que pueden ser dispuestos como residuos sólidos o como residuos líquidos con una pequeña transformación. Por ejemplo, los relaves mineros.
- El concepto de peligroso es muy dinámico. Un residuo peligroso puede ser una materia prima para algún proceso. Por ejemplo, el ácido sulfúrico en la minería es a la vez residuo e insumo. Otra situación que ocurre en la minería es que un mismo componente puede ser mitad desecho y mitad producto. Ejemplo: concentrados de cobre. De este modo, cualquier propuesta debe ser muy clara en la separación de esos componentes para no desincentivar la generación de materias primas.
- Se han generado problemas en torno a los incentivos que generan los instrumentos económicos y la definición de residuos sólidos. Debido a los altos costos de disposición, muchas firmas prefieren mantener los residuos en su terreno, llamándolos materia prima que usarán en el futuro, evitando de esa forma que sean considerados como desechos. De esta forma, el riesgo no se ha suprimido, sino que se ha traspasado al interior de la firma. Esto podría ocurrir al usar los cobros por disposición en adición a la disposición ilegal.

  En consideración de estas inquietudes, el taller planteó la necesidad de conocer lo que pasa al interior de las empresas. Se mencionó que en Estados Unidos esto es un problema todavía no resuelto, siendo en parte manejado por un sistema de responsabilidad civil. Si una firma genera un residuo y lo mantiene en su sitio, es responsable civilmente por cualquier daño que se provoca, sin importar si lo que mantiene lo llamó residuo, materia prima o cualquier otra cosa. Lo importante es el grado de riesgo asociado con lo que se mantiene. Si hay una inspección de la EPA en que se toma una muestra del suelo y este está contaminado, la firma va a tener que responder de todos modos. En este sentido, lo importante es el nivel de riesgo. Se utilizan criterios ambientales, tales como normas de suelos, estándares de agua, etc., en vez de criterios de sustancias, los que necesariamente llevarían a la necesidad de confeccionar listas interminables y poco operativas por su inflexibilidad.

  Se argumentó que en Chile hay al menos tres instrumentos que podrían ayudar en estas tareas: el Código Sanitario, las Normas de Protección al Subsuelo y las Auditorías Ambientales. Sin embargo, se mencionó que existe un aspecto que puede ser problemático para la aplicación de este enfoque al interior de los

171

predios industriales. Este se relaciona con el régimen de responsabilidad contenido en la Ley 19.300, ya que ésta considera responsabilidad subjetiva (debe existir dolo) y no objetiva.

- Con respecto a las definiciones de si los residuos son peligrosos o no, gravitantes en la definición de otras normas a ser aplicadas para las actividades de almacenaje, transporte, etc., el taller sugirió emplear algunas de las definiciones ya existentes. Como ejemplo se citó a aquellas contenidas en las siguientes normativas:
  - Decreto 5.041 de residuos industriales.
  - Reglamentos de DIRECTEMAR
  - Convenio de Basilea.

INSTRUMENTOS ECONOMICOS

Es importante tener presente que hubo acuerdo unánime en que la concepción del sector contenida en la ponencia del coordinador corresponde a la visión oficial. También hubo acuerdo en que todo el manejo de los residuos sólidos industriales, en sus distintas etapas (recolección, transporte, tratamiento y disposición), debe ser realizado por operadores privados. El rol del Estado debe ser el de establecer el marco regulatorio y de preocuparse de la fiscalización tanto de los operadores como de los generadores para que este sistema pueda funcionar.

De hecho, el taller destacó que existen en la actualidad varios proyectos para el manejo de residuos sólidos industriales por parte de operadores privados. Los participantes consideraron que para que estos proyectos se concreten y de ellos surjan soluciones de mercado para los problemas de contaminación por residuos sólidos industriales es fundamental que la autoridad defina con claridad los siguientes aspectos:

- ¿Qué pasa con los vertederos actuales?
- ¿Cuál es el marco regulatorio que regirá la actividad?
- ¿Existe voluntad política de reforzar la capacidad de fiscalización y control de los generadores operadores?

Con respecto a la utilización del instrumento permisos y licencias, se consideró que debiese ser otorgado a operadores privados de instalaciones y plantas de tratamiento, todo esto sujeto a normas muy claras. Adicionalmente, se mencionó que se podría considerar un pago por la licencia para garantizar la seriedad de quién entra al negocio, pero más fundamentalmente para promover que sean operadores grandes los que participen en ese mercado. Sin embargo, aparte del cumplimiento de las normas y el eventual pago por la licencia, se estimó que debiese existir libre acceso al mercado a fin de evitar que se generen monopolios. Si no hay competencia, se tendrá que regular la tarifa tal como ocurre en otros sectores.

Hubo acuerdo en cuanto a la elección de instrumentos contenida en la propuesta. Lo más destacado fue el hecho de que se trata de una mezcla de instrumentos de mercado, como son los cobros por disposición, con instrumentos más rígidos, como es el caso de

las normas técnicas y operacionales. También existió consenso en que en un esquema como el propuesto, con operadores privados, la tarifa al usuario jugará un rol importante como un pago por los distintos servicios que forman parte del manejo de los residuos sólidos.

Por otra parte, surgió una discusión en torno a sí al existir tarifas al usuario no sería redundante tener además cobros por disposición. Se argumentó es que a lo mejor basta con las tarifas al usuario, ya que éstas por si solas tendrán un efecto de desincentivo a la generación. Además, si se exige el cumplimiento de normas a los operadores, es muy probable que esto signifique un mayor costo para los operadores y que éste se traslade a los consumidores a través de la tarifa. En este caso, parte de los posibles efectos sociales ambientales quedarían incorporados en las tarifas al usuario. Se mencionó que un ejemplo de lo anterior son las disposiciones que existen actualmente en Estados Unidos para cerrar un sitio de disposición de manera adecuada. Este costo se considera parte del costo de operar el negocio y es traspasado a los generadores e incorporado a la tarifa. De este modo, se argumentó que gran parte de los costos ambientales estarían ya cobrados en la tarifa al usuario.

Si bien el anterior argumento es correcto, se destacó que no se debe olvidar que se está en presencia de externalidades, situación que imposibilita que las transacciones libres del mercado se acerquen al óptimo social. Por este motivo, la concepción que apareció como correcta es la de tener un impuesto por disposición con fines correctivos (en términos de eficiencia) por sobre las tarifas al usuario. Si efectivamente se demostrara que la mayor parte, o todos los costos ambientales están considerados en la tarifa, entonces el cobro tendría que ser cero.

PRINCIPALES LIMITACIONES DE LA POLITICA PROPUESTA

- El taller destacó que desde una perspectiva legal no se pueden aplicar los cobros. Este es un tema pendiente que deberá ser analizado en detalle.
- Se mencionó que un instrumento importante en todas las legislaciones ambientales es la responsabilidad civil por daño ambiental. Por ejemplo, se indicó que un desincentivo muy grande a la disposición ilegal es incluir sanciones paralelas en contra de los generadores que disponen en forma inadecuada. Una cosa es pagar una multa y otra muy distinta es sufrir una pena de cárcel. La probabilidad de ser sancionado socialmente es un fuerte incentivo a mantenerse dentro de la Ley. En este sentido se comentó que la Ley de Bases del Medio Ambiente contempla sólo la responsabilidad subjetiva, lo cual es un problema para la aplicación de este tipo de instrumentos.
- Por último, se indicó que si bien existen grandes dificultades de tipo legal en la aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental, el principal obstáculo para la propuesta planteada es el tema institucional. Especial atención se le atribuyó al problema de competencias entre las instituciones. En este sentido se planteó que es muy difícil tanto crear nuevas instituciones como quitar y redefinir funciones y competencias. De esta forma, se recomendó utili-

zar los recursos actualmente disponibles y tratar de "moverse en la jungla" existente de manera cuidadosa. Se reconoció, sin embargo, que sería muy buena idea refundir la fiscalización y el control en una sola institución, visualizándose que no es un camino fácil.

CONCLUSIONES

Se concluyó que con respecto a la definición de residuos sólidos al interior de los predios privados, no se debe caer en discusiones dificultosas. Lo relevante son los efectos ambientales que tiene el producto, se denomine residuo o no, y las normas ambientales que debe cumplir.

Existió opinión generalizada entre los miembros del taller, que en materia de residuos sólidos tanto domésticos como industriales se presentan los campos más propicios para avanzar en la aplicación de instrumentos económicos.

Otra conclusión de consenso fue que el manejo de los residuos sólidos se maneje, en sus distintas etapas, por parte de operadores privados, reservando al Estado un rol en la regulación, la fiscalización y el control. Es necesario considerar lo anterior cuando se piensa en el tipo de instrumento a diseñar, como también cuáles son los requisitos necesarios para que efectivamente pueda surgir un mercado con operación de privados y cooperación estatal.

Surgió como un gran acuerdo la conveniencia de combinar instrumentos de comando y control, o de regulación directa, con instrumentos más flexibles, como son los instrumentos de mercado. Las combinaciones discutidas estaban compuestas por normas técnicas y operacionales por un lado, y permisos y licencias por el otro.

Se consideró muy importante avanzar, previo a la implementación de instrumentos de mercado, en las áreas institucional y legal. Al respecto, se destacaron dos consideraciones:

- Se requiere contar con un nuevo marco legal que modifique y otorgue una forma orgánica a la actual dispersión de la legislación vigente.
- El diseño institucional, debe apuntar a la buena fiscalización y el efectivo control de estos instrumentos. Si bien en este punto hubo bastante consenso sobre la necesidad de ordenar esta área, existió menos consenso en cómo hacerlo.

Finalmente, otro aspecto sobre el cual hubo acuerdo es que la política debe ser uniforme y pareja en las distintas regiones. Las diferencias vendrían básicamente a través de las normas técnicas operacionales, en donde se harían las distinciones pertinentes en base a las distintas características de cada una de las regiones.

CAPÍTULO 9

TALLER: EL USO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS INTEGRALES EN LA GESTIÓN AMBIENTAL CHILENA

*Expositora y Coordinadora: Nicola Borregaard**

PONENCIA

La definición de instrumentos integrales presenta cierto grado de flexibilidad. Esto se debe principalmente a lo general del enfoque, pero también al hecho de que con ellos se pretende caracterizar una variedad importante de instrumentos económicos no analizados en los capítulos anteriores. De este modo, este capítulo es menos específico que los anteriores talleres y se concentra en la descripción de una variada gama de instrumentos aplicables a diversos problemas ambientales. Entre ellos se destacan los instrumentos financieros (impuestos, subsidios, créditos, etc.), las auditorías ambientales, los sellos ambientales, los sistemas de información, los centros para el desarrollo sustentable, los centros que promueven el uso de tecnologías ambientales, los métodos de valorización económica y los análisis de costo-efectividad y costo-beneficio.

Por su parte, si bien las actividades de gestión ambiental tendientes a reforzar los aspectos culturales, educativos y de capacitación conllevan un importante componente económico, en esta oportunidad éstas han sido dejadas de lado debido a la importancia que soportan y a la amplitud del área a abordar. Es más, se estima que estas actividades debiesen ser motivo de esfuerzos de análisis similares o mayores a los realizados para esta publicación. Así, antes de entrar a describir los instrumentos abordados en este trabajo, se estima conveniente considerar sus objetivos.

OBJETIVOS GENERALES DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS INTEGRALES

Como su nombre lo indica, la principal característica de estos instrumentos consiste en su búsqueda de soluciones integrales a los problemas de contaminación. A través de ellos es posible realizar una gestión ambiental más holística, en donde el rango com-

* Economista, Jefa Unidad de Economía Ambiental CONAMA.

175

pleto de interacciones entre energía, materiales y medio ambiente son consideradas en conjunto. Bajo esta perspectiva, la gestión ambiental no permite que la solución a un problema de efluentes peligrosos sea convertirlos en emisiones atmosféricas, como tampoco que la solución a problemas de emisiones sea transformarlas en problemas acústicos, etc.

Esta integración estática de los problemas de contaminación también se manifiesta de manera dinámica en los instrumentos integrales. Esto se debe a que ellos consideran el ciclo completo de los problemas ambientales debidos a los procesos industriales: la extracción de materiales, su transformación en productos, los procesos de comercialización, y el uso y desecho de los productos finales por parte de los consumidores. Este enfoque persigue una aproximación "desde la cuna hasta la tumba", la que considera la minimización de residuos y emisiones al aire, agua y suelo, la prevención de la contaminación y la minimización del consumo de energía y del uso de materiales.

Por otra parte, los instrumentos integrales contribuyen con criterios tanto para la política como para la gestión ambiental. A niveles más agregados, estos instrumentos permiten analizar las consecuencias ambientales de las políticas tanto económicas como sectoriales. A un nivel más reducido, estos instrumentos nos proporcionan criterios para elegir entre distintos instrumentos de gestión, especialmente a través de los criterios costo-efectividad y costo-beneficio.

Al igual que la totalidad de los instrumentos económicos utilizados en la gestión ambiental, los integrales persiguen disminuir la burocratización y aumentar la eficiencia de la gestión ambiental. Dado que dichos instrumentos no traen consigo regulaciones y normas específicas, se reduce la carga de trabajo para el sector público ya que gran parte de las responsabilidades recae en los privados. En este sentido, los instrumentos integrales posibilitan una mayor integración de la gestión ambiental por parte de las empresas. De esta forma, debido a que es la empresa la que decide cómo disminuir sus impactos sobre el medio ambiente, se espera que ésta lo haga al mínimo costo posible, trayendo así mayores beneficios sociales.

BREVE DESCRIPCION DE ALGUNOS INSTRUMENTOS INTEGRALES

Esta sección da una descripción muy general de una variada gama de instrumentos integrales. A la vez, revisa el grado de su utilización en Chile. Para los propósitos de este taller, los instrumentos integrales se han dividido en dos grupos: los dirigidos a lograr una gestión ambiental integral tanto a nivel público como privado, y los dirigidos a servir de apoyo al resto de los instrumentos utilizados en la gestión ambiental. Sin embargo, existe cierto tipo de instrumentos que no distingue entre estas dos categorías: los centros dedicados a la promoción del desarrollo sustentable y los centros para la incorporación de tecnologías ambientales.

Los centros para el desarrollo sustentable generalmente persiguen realizar análisis macroeconómicos de las actividades industriales nacionales, para luego contrastarlos con los objetivos ambientales. De este modo, ellos deben tender a la proposición de políticas e instrumentos de gestión ambiental que permitan el logro de un desarrollo

sustentable. En Chile, hasta el momento, sólo se cuenta con el Centro para el Desarrollo Sustentable de la Universidad de Chile, creado en marzo de 1995.

Con respecto a los centros que promueven el uso de tecnologías ambientales, ellos apuntan a introducir y transferir tecnologías con un menor impacto ambiental que las actualmente en uso. Si bien en Chile no existe un centro de estas propiedades al interior del aparato estatal, hay diversas iniciativas alternativas. Entre ellas se destacan el parque industrial de la Universidad de Concepción, el Programa de Cooperación Alemana (CDG), la iniciativa estadounidense EP3, INTEC-Chile y la proveniente del sector privado Fundes-Propel.

Instrumentos dirigidos a la gestión ambiental integral

Auditorías ambientales

Las auditorías ambientales son herramientas que permiten controlar y guiar el desempeño ambiental de las empresas e instituciones. A la vez, ellas buscan sensibilizar a los distintos actores sociales a través de la comunicación de sus resultados. Dentro de las auditorías ambientales se encuentran distintos tipos de ellas: las de tipo legal, las que apuntan al control de las políticas ambientales de las empresas, las que se encargan de las estructuras de las mismas, las que registran la utilización de energía y materiales, etc.

Internacionalmente existen variados sistemas estandarizados, como por ejemplo el BS (British Standard) 7705, la ISO 14.000 (actualmente en formulación) y la 'Ecoauditoría' de la Unión Europea. En Chile, algunas empresas la practican de manera voluntaria, especialmente las multinacionales. Si bien a nivel nacional existen expertos especialistas en este tema, no están dadas las condiciones legales e institucionales, tales como la existencia de métodos de certificación y acreditación, requeridas para el funcionamiento de un sistema de auditorías ambientales.

Sellos ambientales

Los sellos ambientales buscan informar de manera general a los consumidores acerca de la "amigabilidad ambiental" de los productos que están comprando o consumiendo. De manera similar a las auditorías ambientales, los sellos ambientales buscan sensibilizar a los consumidores con respecto a los impactos ambientales que conlleva la fabricación del producto que está consumiendo.

En Chile existe una variedad importante de sellos ambientales: muchos productos alimenticios naturales exhiben etiquetas en donde se informa acerca de las materias primas utilizadas y los procesos correspondientes, una fracción importante de los buses de la locomoción colectiva de Santiago exhiben calcomanías con alusiones ecológicas con respecto a su funcionamiento, gran cantidad de detergentes exhiben sellos en sus envases que indican la biodegradabilidad de sus componentes, etc. Además, existen varias iniciativas tendientes a la implementación de sellos más genéricos, tales como el sello ozono, el sello para el manejo sustentable de los bosques, el sello para la agricultura orgánica, etc. Es necesario recalcar que la credibilidad de un sistema como éste depende en gran medida de que la fiscalización, el otorgamiento de permisos y el resto de los trámites administrativos sean transparentes.

Sistemas de información

Los sistemas de información apuntan a mantener sistemática y periódicamente informados a los consumidores, productores y ciudadanía en general acerca de los impactos ambientales que diversas actividades traen consigo. Tal como en el caso de los consumidores, los sistemas de información permiten fomentar el consumo de productos más benignos con el medio ambiente, para el caso de los productores éstos les permite tomar decisiones menos riesgosas ambientalmente. Los sistema de información orientados a la ciudadanía posibilitan que la opinión pública esté en conocimiento de los impactos ambientales de diversas actividades, lo que a su vez permite su incorporación en la toma de decisiones al respecto.

En Chile existen algunas publicaciones que persiguen objetivos similares, tales como InduAmbiente, Ambiente y Desarrollo, varios suplementos en revistas, y algunos espacios proporcionados por los periódicos. También en Chile contamos con varias iniciativas tendientes a la realización de catastros y recopilación de estadísticas acerca del estado de los recursos naturales y de los problemas de contaminación: las estadísticas RILES (Residuos Industriales Líquidos) de la SISS (Superintendencia de Servicios Sanitarios), los informes realizados por INFOR (Instituto Forestal), IFOP (Instituto de Fomento Pesquero) y SERNAGEOMIN (Servicio Nacional de Geología y Minería), las cuentas ambientales desarrolladas por el Banco Central, y la creación del Sistema Nacional de Información Ambiental por parte de CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente).

Impuestos sobre productos

Los impuestos a los productos, a diferencia de los aplicados a las emisiones o efluyentes, no distinguen entre medios. Esto los hace ser considerados dentro de la categoría de los instrumentos integrales. Ellos apuntan a desincentivar el consumo de productos con efectos nocivos para el medio ambiente. Si bien actualmente en Chile no existen cobros de este tipo por motivos ambientales, su aplicación se considera potencialmente aplicable para los casos de los automóviles, la gasolina, la energía, los agroquímicos y el material de empaquetado, entre otros.

Instrumentos integrales de apoyo al resto de los instrumentos utilizados en la gestión ambiental

Instrumentos financieros

Dentro de los instrumentos integrales financieros es importante destacar a los subsidios y los créditos. Estos apuntan a fomentar el desarrollo de prácticas industriales más "amigables" con el medio ambiente. En Chile se pueden destacar los créditos CORFO-BID sujetos a no utilizar tecnologías perjudiciales para el medio ambiente, el convenio entre el Banco BHIF e INTEC, que requiere de estudios de impacto ambiental, un programa de créditos ambientales por parte del Gobierno de Suiza entregado en 1990, donaciones varias para la incorporación de tecnologías ambientales, y los subsidios para la reforestación bajo la Ley 701, entre otros.

Métodos de valorización

Los métodos de valorización persiguen asignar valor monetario a los bienes ambientales no transados en mercado alguno o transados en mercados altamente imperfectos. Existen diversos enfoques para llevar a cabo esta tarea, destacándose el método de valorización contingente, el método de precios hedónicos, las aproximaciones al costo del viaje, etc. Por su parte, este instrumento permite introducir la variable ambiental en las cuentas ambientales nacionales, contribuye a la evaluación de los resultados de un EIA (Estudio de Impacto Ambiental), y brinda apoyo en la toma de decisiones relativas a la administración de los recursos naturales, tales como las pertinentes para el Sistema Nacional de Areas Silvestres Protegidas.

Actualmente en Chile existen iniciativas de este tipo a nivel académico (universidades, programas de postgrado, etc.), en organismos internacionales (Banco Mundial, etc.) y en el sector público (proyecto para el desarrollo de la valorización entre CONAMA, MIDEPLAN, Banco Central y el Ministerio de Bienes Nacionales).

Análisis de costo-beneficio y costo-efectividad

Basados en las técnicas de valorización, estos análisis corresponden a las herramientas principales para establecer una racionalidad económica en la gestión ambiental. En caso de que una norma ambiental esté establecida y corresponda a las autoridades pertinentes hacerla cumplir, un análisis de costo/efectividad permite calcular los costos de alcanzar dicha norma con distintos instrumentos de gestión, posibilitando así elegir el más económico. Por su parte, en la definición de normas ambientales se pueden realizar análisis de costo/beneficio que permitan llevar a términos monetarios los diferentes escenarios correspondientes a los distintos niveles de normas ambientales.

En Chile, CONAMA ha propuesto estudios tendientes al establecimiento de metodologías de evaluación económica para la definición de normas ambientales y planes de descontaminación. A la vez, se están desarrollando tesis universitarias sobre el tema, especialmente en relación a la contaminación atmosférica de Santiago.

179

DISCUSION Y PROPOSICIONES

INTRODUCCION

El desarrollo del taller correspondiente al uso de instrumentos integrales contó con una variedad de participantes provenientes del sector estatal, del sector privado, de ONGs y del ámbito académico. Comenzó con una exposición de la ponencia de este capítulo, para luego pasar a una ronda de preguntas tipo "brainstorming". Se incluyeron cuestionamientos tendientes a:

- Complementar la información hasta aquí entregada con respecto al caso chileno.
- Averiguar acerca de la prioridad de los instrumentos económicos dentro del conjunto de actividades de la gestión ambiental.
- Investigar acerca de la aplicabilidad y funcionamiento de los instrumentos económicos para el caso chileno.

Sin embargo, gran parte de la discusión se centró en aspectos aun más generales relativos a la política ambiental nacional y al rol de los instrumentos económicos en ésta. Esto se debió a que los talleres previos fueron específicos y no incluyeron discusiones más globales, por lo que el espacio proporcionado por el taller de instrumentos integrales se consideró propicio para debatir este tipo de temáticas.

Lo anterior no impidió generar entre los participantes una serie de propuestas concretas con respecto a la utilización de instrumentos integrales en la gestión ambiental chilena. Dentro de los temas recurrentes en la discusión se destacó la necesidad de contar con criterios claros para seleccionar entre distintos instrumentos de gestión. En lo que respecta a la labor que le corresponde al Estado, especialmente a CONAMA, en la implementación de instrumentos integrales, si bien en algunos casos se establecieron claras recomendaciones, para otros no existieron acuerdos ni proposiciones concretas. Debido a esto último, sólo se detallan las propuestas relativas al rol del Estado en la implementación de los sellos ambientales, los métodos de valorización económica y las auditorías ambientales.

Es importante destacar que el tema de las prioridades dio espacio a repetidas intervenciones por parte de los asistentes al taller (¿estamos en una etapa de la gestión ambiental que requiere de la introducción de instrumentos económicos o más bien debemos realizar otras gestiones con anterioridad?). También corresponde destacar el énfasis puesto en la poca claridad de la política ambiental actual por parte del sector público.

PRIMERA RONDA DE PREGUNTAS: CRITERIOS PARA LA ELECCION ENTRE DISTINTOS INSTRUMENTOS Y ESTIMACION DE LA IDONEIDAD DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS

La discusión acerca de los criterios necesarios para elegir entre instrumentos resultó altamente motivante, dando lugar a una variedad de opiniones. Los participantes del taller presentaron variadas propuestas, las que permiten agrupar los criterios de acuerdo a cuatro tipos: metodológicos, ecológicos, sociales y económicos.

Aspectos metodológicos

Gran parte de la discusión acerca de los criterios para elegir entre instrumentos estuvo centrada en si deberían otorgársele mayor relevancia a los criterios cuantitativos o a los cualitativos. Dentro de los primeros se discutió si debían considerarse los índices monetarios o los de energía y uso de materiales. Dentro de los segundos, se discutió si era posible asignarle valor numérico a cualidades ambientales tales como la belleza, los olores agradables, etc. A pesar de lo largo de la discusión, no hubo un acuerdo completo en estas materias. Sin embargo, como camino intermedio se trazó un eje de acción que contempla la utilización de métodos cuantitativos tanto monetarios como energéticos y de materiales, en conjunto con métodos cualitativos que introduzcan las variables éticas, políticas y legales.

Por otra parte, un punto importante dentro de la discusión metodológica correspondió a consideraciones relativas a las unidades de análisis para enfrentar los problemas de contaminación. En esta materia se logró mayor acuerdo, destacándose la necesidad de incorporar crecientemente a las unidades geográficas como elementos básicos para los análisis. Esto implica considerar las cuencas hidrográficas para los casos de contaminación de ríos, las cuencas atmosféricas para los casos de contaminación del aire, etc. Este tipo de aproximaciones permite una visualización de los problemas ambientales más global, en donde los distintos componentes del medio ambiente están interrelacionados.

Por último, dentro de los aspectos metodológicos se estimó de manera unánime que el conjunto de los siguientes aspectos ecológicos, sociales y económicos, deben ser considerados de manera integral, cobrando especial importancia lo referente a las interacciones entre ellos.

Aspectos ecológicos

La discusión en torno a los criterios ecológicos en la elección entre instrumentos económicos fue variada y dinámica, destacándose claramente la noción de sustentabilidad biológica. En este sentido, se dejó entrever la preocupación por preservar la diversidad biológica de Chile, apuntando a la necesidad de considerar tres niveles biológicos para tales objetivos: ecosistémico, basado en las especies y genético. Estas consideraciones son consideradas de importancia, debido tanto a las presiones de extracción depositada sobre los recursos naturales como a las de contaminación tóxica o altamente perturbadora de paisajes y ecosistemas.

197

Posteriormente, también se planteó la necesidad de enfocar los problemas de gestión ambiental preferentemente desde una perspectiva ecosistémica, lo que apunta a conservar la salud e integridad de los ecosistemas. Este tipo de aproximación permite una gestión ambiental que considera a los ecosistemas tanto naturales como intervenidos como soporte de los sistemas de vida. En este sentido, la utilización de los ecosistemas, tanto como fuente de materias primas como recipiente de desechos, no debe impedir ni su regeneración ni sus capacidades de absorción.

También se ofrecieron perspectivas tendientes a incorporar valores menos antropocéntricos en los procesos de toma de decisiones, llegándose a sugerir la necesidad de contar con algún medio que permita la solidaridad entre distintas especies.

Aspectos sociales

Hubo completa concordancia en que la utilización de instrumentos económicos en la gestión ambiental nacional debe contar con un fuerte componente de equidad. Esto apunta a que no sucedan situaciones tales como las que se generan cuando existen regulaciones tan restrictivas, que sólo las empresas con grandes recursos pueden seguir compitiendo. También contempla aspectos relacionados a no imponer restricciones en el consumo que no permitan cerrar la brecha entre ricos y pobres. A grandes rasgos, el concepto de equidad presupone injusticias sociales, y por lo tanto su importancia apunta a que éstas no se vean incrementadas por el uso de instrumentos económicos en la gestión ambiental.

Otro punto destacado dentro de la discusión acerca de los criterios sociales correspondió a la participación. Esta noción apunta en variadas direcciones. Una busca considerar la opinión de la voz pública en los procesos de gestión ambiental. Otra persigue la incorporación de una mayor cantidad de personas en las labores mismas de control de la contaminación, ya sea al interior de las empresas o a nivel comunitario. Por último, la tercera busca idear soluciones pragmáticas para avanzar en la labor de descontaminación, sin que éstas impliquen forzosas disminuciones de personal al interior de las empresas contaminantes.

Como último elemento dentro de los aspectos sociales a ser tomado en cuenta en la selección de instrumentos económicos y en la gestión ambiental en general, se destacó la necesidad de contar transparencia informativa. En un primer nivel, esto apunta a que durante todos los procesos de gestión de la contaminación, es decir, dictación de normas, asignación de permisos, fiscalización, etc., se debe mantener ampliamente informada a la comunidad. Es más, los datos específicos referentes a materias técnicas y políticas debiesen estar a disposición de quien los solicitase. En un nivel más profundo, la transparencia informativa apunta a prevenir problemas de corrupción.

Aspectos económicos

Gran parte de esta discusión estuvo centrada en los análisis de costo-efectividad y costo-beneficio. Se estimó que era necesario contar con herramientas de este tipo, ya que permiten realizar las labores de la gestión ambiental más eficientemente en térmi-

nos económicos. Sin embargo, no hubo acuerdo en torno a cuál de los dos tipos de análisis utilizar preferentemente, sino que se planteó que ambos instrumentos eran utilizables, dependiendo de las circunstancias.

Otro aspecto que causó motivación fue el relativo al comercio exterior. En este sentido, se argumentó consistentemente en torno a la necesidad de analizar cuidadosamente los efectos que sobre la competitividad internacional de los productos chilenos pudiesen tener los instrumentos económicos utilizados en la gestión ambiental. También se manifestaron expresiones en cuanto a que la utilización de instrumentos económicos contribuyera a crear una imagen "verde" de Chile en los mercados internacionales.

Por último, también se manifestaron intenciones referentes a que antes de introducir cualquier instrumento económico en la gestión ambiental, las externalidades tanto negativas como positivas deben ser analizadas cuidadosamente. Esto apunta a no tomar medidas de manera apresurada, con todos los riesgos que eso implica, sino a estudiar de antemano todos los posibles efectos sociales que el uso de estas herramientas puede causar.

SEGUNDA RONDA DE PREGUNTAS: LABOR DEL ESTADO, ESPECIALMENTE CONAMA, EN LA UTILIZACION DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS INTEGRALES EN LA GESTION AMBIENTAL EN CHILE

La discusión en torno a la labor del Estado, más específicamente acerca de rol del Estado, en la utilización de instrumentos económicos, puede ser dividida en cuatro partes. La primera es general y apunta al rol de CONAMA en lo que respecta a la utilización de cualquier instrumento económico en la gestión ambiental nacional. Las siguientes tres se refieren a los roles que le corresponden a CONAMA en la implementación de tres instrumentos integrales específicos: los sellos ambientales, los métodos de valorización económica y las auditorías ambientales.

Aspectos generales

En relación a este tema se desarrollaron dinámicas discusiones entre los participantes del taller. Sin embargo, hubo tal variedad de proposiciones, que el tiempo no permitió profundizar en ellas. De este modo, a continuación sólo se exhiben los nueve puntos más considerados dentro de las propuestas vertidas en torno al rol que le corresponde a CONAMA en la utilización de instrumentos económicos en la gestión ambiental nacional:

- Clarificar la política nacional en torno a los instrumentos económicos en la gestión ambiental.
- Coordinar las iniciativas tendientes a la utilización de este tipo de instrumentos provenientes de los sectores público y privado, de las ONGs, de la comunidad y del ámbito académico.

- Identificar las áreas y objetivos de la implementación de estos instrumentos.
- Proponer los instrumentos específicos a ser usados en cada caso.
- Definir la institucionalidad requerida para la implementación de estos instrumentos.
- Una vez implementados, evaluar periódicamente su comportamiento.
- Coordinar las relaciones Estado-industria en estas materias.
- Fomentar la investigación de estos instrumentos en los centros de investigación.
- Promover su aceptación política y social.

Sellos ambientales

La discusión en torno a los sellos ambientales apuntó a la necesidad de fortalecer la credibilidad de los sistemas actualmente en uso y de los a utilizar en el futuro. Para esto, el Estado debe establecer un sistema nacional de sellos, el cual debería ser organizado y gestionado desde un instituto creado específicamente para estas actividades. Esto llevaría a una unificación de criterios en esta materia, a una gestión coordinada y a la vez incentivaría al Estado a fomentar la credibilidad del sistema. En general, estas medidas apuntan a crear la institucionalidad regulatoria requerida por un sistema como este.

Otro punto importante dentro de las labores del Estado en la implementación de un sistema de sellos ambientales corresponde al financiamiento del mismo. En este sentido se propuso que el sistema debiese ser financiado en sus primeras etapas por el Estado, tomando como ejemplos los casos de etapas similares en otros países. Posteriormente, el sistema debe ser capaz de autofinanciarse.

Durante el taller no se hizo distinción entre los sellos ambientales a utilizar al interior de Chile y los requeridos por las exportaciones. Por otra parte, se puso énfasis que antes que sellos ambientales, en Chile necesitamos incorporar sistemas de información ambiental.

Técnicas de valorización económica

Con respecto a la utilización de técnicas de valorización económica, la discusión comenzó con la percepción de que estas herramientas están siendo discutidas preferentemente en torno a los problemas de contaminación y no a los de recursos naturales. Esto motivó la proposición de que a futuro se debiera tomar como objeto a los recursos naturales no sólo para las valorizaciones económicas, sino que también para el resto de los instrumentos económicos. En este sentido, se estimó de mucha importancia el contar con catastros actualizados y precisos, con anterioridad al uso de este instrumento.

También se destacó la poca abundancia de investigación dirigida a estas materias al interior del país. Esto se ve reflejado por la escasez de metodologías disponibles en los diferentes organismos que cuentan con necesidades de valorización. De este modo, se propuso que CONAMA debiese, por un lado, fomentar la investigación de metodologías de valorización y, por el otro, realizar sus propias investigaciones de manera de aportar concretamente en la proposición de metodologías.

Por otra parte, el taller se percató de la existencia de un alto potencial para iniciativas privadas y/o académicas dirigidas a estos objetivos. Esto motivó la expresa proposición de contar con una coordinación de los diferentes proyectos al interior del Estado.

Auditorías ambientales

Gran parte de la discusión en torno a las auditorías ambientales se desarrolló en relación a la poca experiencia chilena en estas materias. De esta forma, algunos integrantes del taller propusieron que CONAMA debería ser fuente de aportes técnicos concretos para la implementación de auditorías ambientales. Esto podría incluir la proporción de manuales de ejecución, fomento de investigaciones en centros académicos, creación de un centro de consultas, etc.

Por otra parte, se planteó el requerimiento de que CONAMA, en conjunto con otros organismos públicos, tales como CORFO, defina si un sistema de auditorías ambientales debería incluir a todos los sectores productivos del país, o sólo a aquellos altamente contaminantes y/o intensivos en el consumo de materiales y energía. Esto determinó la necesidad de contar con estudios tendientes a clasificar las distintas actividades económicas de acuerdo a sus impactos ambientales, tarea que se depositó en las competencias de CONAMA.

Por último, tal como en casos anteriores, el taller propuso que CONAMA debe analizar los requerimientos institucionales para llevar a cabo una iniciativa de esta especie. Esto apunta a generar una propuesta de institucionalidad para la creación de un sistema de auditorías ambientales en Chile.

185

CONCLUSIONES

Durante los últimos años la economía nacional ha crecido de manera sostenida. Este alto crecimiento ha estado basado principalmente en una política económica que favorece el libre funcionamiento de los mercados por sobre la utilización de regulaciones estatales. Por su parte, ha quedado en evidencia que los actuales patrones de desarrollo conllevan una serie de perjuicios ambientales. A nivel mundial, la búsqueda de soluciones a estos conflictos ha demostrado que los problemas de contaminación no podrán ser resueltos en base a las fuerzas del mercado por sí solas. Para el logro de tales objetivos sociales se requiere de efectivas políticas gubernamentales. Este libro, en base a lo acontecido en el seminario-taller "Uso de instrumentos económicos en la política ambiental de Chile", argumenta que el uso de instrumentos económicos contribuye a realizar la gestión ambiental nacional de manera eficiente.

La revisión de los capítulos precedentes revela que la discusión en torno al uso de los instrumentos económicos atraviesa por un momento de gran interés e inquietud. El alto grado de interés está depositado principalmente en la posibilidad de:

- minimizar la intervención del Estado, y
- lograr los objetivos ambientales de una manera más eficiente desde el punto de vista económico que con el solo uso de las tradicionales herramientas de comando y control.

Dado que Chile, como el resto de los países en vías de desarrollo, no puede destinar cuantiosos recursos a la protección ambiental, estos factores son de suma importancia.

Si bien la utilización de instrumentos económicos en los países desarrollados cuenta ya con variados ejemplos y forma parte integral de sus políticas ambientales, en Chile surgen inquietudes acerca de la factibilidad de implementar este tipo de herramientas dentro de la gestión ambiental nacional. Esto se debe en parte a que las condiciones culturales, legales e institucionales imperantes en nuestro país, al igual que en el resto del mundo, han estado históricamente orientadas hacia la utilización de instrumentos del tipo comando y control. Más importante aún, debido al prematuro y precario desarrollo de nuestros sistemas de gestión ambiental, es cuestionable si Chile puede implementar de manera exitosa algunos instrumentos económicos de considerable sofisticación.

Para que la utilización de instrumentos económicos logre sus objetivos, es necesario contar con una **serie de requisitos**:

- El más importante de todos corresponde a la clara definición de una **política ambiental integral** a nivel nacional. En este sentido, la Ley de Bases del Medio Ambiente y el correspondiente mensaje presidencial del ex Presidente

Aylwin, enviado al Congreso en septiembre de 1992, entregan sólidas bases que permiten el desarrollo de una política ambiental fundada en objetivos a largo plazo. Si bien estas contribuciones implícitamente señalan el uso de instrumentos económicos en la gestión ambiental nacional, la Ley de Bases del Medio Ambiente contempla de manera explícita el uso de estas herramientas sólo para los planes de prevención o descontaminación (artículo N° 47). Por su parte, los criterios de selección entre distintos instrumentos no han sido manifestados de manera expresa en esta Ley. De esta forma, la incorporación de diversos instrumentos económicos a la gestión ambiental nacional debe ser con siderada como una posibilidad de ampliar y complementar las facultades de dicho cuerpo legal. Es más, la generación de discusiones en torno a los instrumentos económicos debe permitir completar el desarrollo de una política ambiental integral.

- Al igual que para la mayoría de los instrumentos de comando y control, para el buen funcionamiento de gran parte de los instrumentos económicos también se requiere de **sólidas estructuras institucionales**. Estas deben verse reflejadas en un efectivo sistema administrativo por parte de las agencias regulatorias, en una elevada capacidad técnica para el monitoreo de la calidad ambiental y en un personal altamente calificado.

Estas dos condiciones no son sólo importantes para la implementación de instrumentos económicos, sino que corresponden a los requerimientos básicos para el logro de una gestión ambiental exitosa. A pesar de que se ha avanzado en estos aspectos durante los últimos años, es de común opinión considerar que tales requisitos no están del todo presentes en Chile. Sin embargo, se estima que actualmente el país cuenta con una sólida base económica que permite ir aplicando de manera gradual algunas herramientas económicas. La siguiente tabla, confeccionada durante el seminario-taller, presenta una serie de requisitos más específicos para la aplicación de instrumentos económicos. Si bien esta tabla dista mucho de estar completa, ella proporciona una primera aproximación en la determinación de los requerimientos nacionales.

INSTRUMENTO	REQUERIMIENTOS DE INFRAESTRUCTURA	REQUERIMIENTOS INSTITUCIONALES	REQUERIMIENTOS SOCIOCULTURALES	REQUERIMIENTOS POLITICOS	REQUERIMIENTOS DE LA INDUSTRIA
COBROS POR CONTAMINACION	• Monitoreo de las emisiones de las fuentes • Mecanismo para la recaudación de los cobros	• Acuerdo acerca del máximo costo agregado de controlar la contaminación • Fiscalización y control	• Aceptación del principio "quien contamina paga"	• Estabilidad macroeconómica • Compromiso de establecer cobros significativos a las fuentes contaminantes	• Las fuentes contaminantes deben ser maximizadoras de utilidad
COBROS INDIRECTOS	• Mecanismo para la recaudación de los cobros	• Conocimiento acerca de la relación entre insumos-productos y contaminación		• Coordinación entre las agencias de gobierno • Compromiso de establecer cobros significativos a las fuentes contaminantes	• Relación relativamente estable entre insumo-producto y contaminación
PERMISOS DE EMISION TRANSABLES	• Monitoreo, fiscalización y control de las emisiones de las fuentes	• Acuerdo acerca del máximo nivel agregado de emisiones • Fiscalización y control	• Experiencia con sistemas formales de transacciones y subastas • Aceptación del principio "quien contamina paga"	• Estabilidad macroeconómica	• Las fuentes contaminantes deben ser maximizadoras de utilidad
SISTEMAS DE DEPOSITO Y REEMBOLSO	• Mecanismo para la recaudación de los depósitos	• Capacidad de evaluación de las demandas de reembolso			• Capacidad de recolección y disposición de los residuos

La implementación de herramientas económicas en la gestión ambiental nacional debe comenzar con aquellos instrumentos más simples, de fácil aplicación y con mínimos costos de fiscalización, para luego ir aumentando la complejidad de acuerdo al logro de las metas políticas e institucionales arriba descritas. De esta forma se estaría minimizando el riesgo de un mal funcionamiento, y a la vez se estaría evitando una posible pérdida de credibilidad de los instrumentos económicos.

LA EXPERIENCIA INTERNACIONAL CON EL USO DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS Y SU APLICACIÓN AL CASO CHILENO

Los capítulos dedicados a la experiencia internacional con el uso de instrumentos económicos revelan que su utilización está fuertemente expandida en los países más desarrollados, especialmente en América del Norte y los países septentrionales de Europa. También muestran que su uso está siendo considerado con mayor frecuencia en los países en desarrollo. El análisis de estas experiencias ilumina el camino a ser recorrido por Chile en estas materias.

Al igual que en **Estados Unidos**, y tal como lo muestran los capítulos dedicados a los talleres de agua y aire, la discusión acerca de los instrumentos económicos en Chile está mayoritariamente centrada en los permisos de emisión transables. Si bien estas herramientas son potencialmente de gran utilidad, especialmente para los casos de contaminación crítica, la experiencia de Estados Unidos sugiere que para los problemas de contaminación nacionales se amplíe la discusión, incluyendo en sus análisis al conjunto completo de instrumentos económicos:

- cobros por contaminación,
- cobros a productos,
- sistemas de depósito y reembolso,
- permisos de emisión transables, y
- sistemas de información.

Desde esta perspectiva, cada problema de contaminación presenta características particulares que requieren ser tomadas en cuenta al momento de decidir cómo solucionarlo. La consideración de una variada gama de instrumentos permite elegir el, o una combinación, más apropiado para cada caso.

De manera especial se destaca la experiencia de Estados Unidos con la exitosa utilización de **cobros por contaminación** para atacar problemas de contaminación atmosférica, la descarga de substancias químicas que dañan la capa de ozono, el manejo de residuos sólidos domésticos y la congestión. Por su parte, en base a la noción de que en una sociedad orientada hacia los consumidores, como es el caso actual de Chile, son estos últimos quienes determinan lo que las industrias finalmente producen, se destacan los potenciales beneficios que reportan los **sistemas de información**. Estos apuntan a mantener informada a la comunidad acerca de las emisiones al medio ambiente por parte de las industrias y de los contenidos de los productos que están consumiendo. De esta forma se logra que la responsabilidad de velar por un ambiente no contaminado y por consumir productos sanos recaiga, al menos parcialmente, en manos de los mismos consumidores.

La experiencia de **Europa** muestra que si bien se ha utilizado una gran variedad de instrumentos económicos de manera exitosa en las políticas ambientales, destacándose los cobros a las emisiones y a algunos productos, sólo en ciertos casos los niveles de beneficios obtenidos se han acercado a los esperados con anterioridad a su aplicación. Si bien se dan muestras de varias razones para estas diferencias, la causa principal correspondería a la baja consideración de los contextos institucionales, legales y regulatorios por parte de los estudios teóricos. Esto indica la importancia de incorporar criterios distintos a los de eficiencia y efectividad en los análisis y propuestas para combatir los problemas ambientales nacionales. De este modo, la búsqueda de soluciones para los conflictos de contaminación debe examinar de manera detallada las características políticas, culturales e históricas que los condicionan. Estos requerimientos apuntan a la necesidad de complementar los estudios económicos con enfoques provenientes de diferentes disciplinas sociales.

La revisión del uso de instrumentos económicos en **países en desarrollo** revela que sus aplicaciones han sido limitadas y sus resultados no siempre favorables. Por ejemplo, la causa de estas deficiencias en los cobros por emisiones, el más común de los instrumentos económicos usados en los países en desarrollo, se basa en que los cobros han sido generalmente establecidos a niveles muy bajos como para influir en los niveles de contaminación por parte de las fuentes. Es más, normalmente estos cobros no han sido sistemáticamente fiscalizados. Estas falencias apuntan a aspectos revisados con anterioridad: el uso tanto de instrumentos económicos como de medidas de comando y control requiere de instituciones regulatorias modernas y ágiles, que cuenten con

1489

los recursos necesarios para poder monitorear la calidad del medio ambiente y hacer valer los sistemas de regulación establecidos.

Por otra parte, la experiencia de los países en desarrollo indica que los instrumentos económicos funcionan mejor en ambientes políticos y económicos estables, en los cuales las fuentes contaminantes participan de mercados competitivos y están acostumbradas a realizar decisiones económicas. Por el contrario, la implementación de estas herramientas en sectores afectados por políticas que distorsionan los precios puede crear desequilibrios aun mayores que los preexistentes. Por ejemplo, la aplicación de instrumentos económicos en mercados monopólicos u oligopólicos no consigue los efectos buscados, ya que los costos adicionales exigidos a las fuentes contaminantes son transferidos a los consumidores de manera integral. En términos generales, estos razonamientos persiguen analizar detalladamente las **imperfecciones de los mercados** en donde participan las fuentes contaminantes, ya que el éxito de la implementación de estos instrumentos está condicionado en gran medida por ellas.

El análisis de la **situación nacional** muestra que Chile cuenta con cierta experiencia en el uso de instrumentos económicos. La utilización de:

- sistemas de tarificación basados en los principios de costos marginales para la electricidad, el abastecimiento de agua potable y la recolección de las aguas,
- la utilización de créditos transables para combatir la contaminación atmosférica proveniente de las fuentes fijas de la Región Metropolitana,
- el sistema de licitación de recorridos para buses de transporte público en Santiago,
- el mercado de los derechos de agua,
- y las cuotas de captura para la industria pesquera,

sitúan a Chile, dentro de los países en desarrollo, como un país que ya cuenta con alguna experiencia en el uso de instrumentos económicos para el control de problemas ambientales. Sin embargo, el ejemplo nacional también demuestra que existen varias áreas que requieren de la aplicación de diversos instrumentos económicos. Como ejemplo se puede citar el caso de los residuos sólidos urbanos, los cuales no cuentan con un sistema de tarificación ni con un programa amplio de depósito y reembolso. Por otra parte, en adición al uso de herramientas basadas en incentivos de mercado, es importante comenzar a utilizar **instrumentos económicos integrales**, entendiendo a éstos como herramientas de apoyo general para la gestión ambiental. Este último tipo de instrumentos económicos incluye los análisis de costo-beneficio y costo-efectividad, las técnicas de valorización, las auditorías ambientales, etc.

Si bien es clara la necesidad de agregar otros instrumentos económicos a la gestión ambiental nacional, también es importante destacar que se deben realizar **estudios concretos y aplicados** que permitan evaluar los resultados de los instrumentos ya implementados y disminuir el riesgo de aplicaciones futuras. En este sentido, debido a la escasez de registros estadísticos, no ha sido posible realizar evaluaciones tendientes a medir tanto la efectividad como la eficiencia de los instrumentos actualmente en uso. Este vacío informativo apunta a avanzar paralelamente en la investigación y la utilización de nuevos instrumentos económicos.

Se ha considerado innecesario analizar lo ocurrido en los talleres, ya que se estima que ellos fueron ampliamente discutidos en las secciones "Discusiones y Proposiciones" de los correspondientes capítulos. Sin embargo, se estima necesario plantear una serie de interrogantes que fueron insinuadas durante el seminario-taller, pero que quedaron sin responder.

PREGUNTAS ABIERTAS

No cabe duda que la implementación de cualquier política ambiental requiere que con anterioridad se resuelvan una serie de interrogantes. Sin embargo, es probable que muchas de estas preguntas sólo sean abordables de manera parcial y en forma paralela a la aplicación de dichas políticas. Para el caso de los instrumentos económicos quedaron una gran variedad de preguntas por responder. De este modo, lo que a continuación se expone sólo corresponde a una parte de tales cuestionamientos. Las siguientes preguntas se han agrupado en dos grupos: las más generales, relacionadas con la política ambiental integral, y las más específicas, relativas a ciertas características de los instrumentos económicos.

Política ambiental integral a largo plazo

Tal como se planteó anteriormente, es necesario contar con una política ambiental integral a largo plazo. Sin embargo, surgen dudas acerca de la prioridad política de llevar a cabo una tarea de esta naturaleza. Esto se debe principalmente a que los riesgos políticos involucrados en experiencias de este tipo conducen a la imposición de consideraciones de corto plazo por sobre las de orden ambiental. Para lograr una política ambiental integral es necesario hacer preguntas de largo plazo que apunten a velar por el cuidado del medio ambiente para las generaciones venideras. ¿Qué metas ambientales se quieren para los años 2000, 2010, 2050, etc.? ¿Qué parámetros se deben utilizar para el cuidado de la salud humana? ¿Cómo se decidirá qué ecosistemas naturales preservar en su estado actual y cuáles serán intervenidos? No cabe duda que estas tres preguntas sólo reflejan una fracción mínima de las inquietudes que deben ser consideradas dentro de una política ambiental integral.

El resto de las interrogantes vinculadas a la política ambiental integral están directamente relacionadas con los instrumentos económicos.

Eficiencia económica v/s certidumbre

En estrecha relación con el cuidado del medio ambiente para las generaciones futuras, emergen dudas acerca de los grados de incertidumbre que se pueden permitir en el logro de los objetivos ambientales. Si se es flexible frente a los grados de incertidumbre, la aplicación de instrumentos económicos se perfila como de gran utilidad. Si, por el contrario, se quieren resultados más seguros y rápidos, se debe optar por instrumen-

tos menos flexibles y más caros. De manera parecida resaltan aspectos de justicia social. ¿Se deben priorizar políticas eficientes en términos económicos por sobre los objetivos de equidad social? Estos cuestionamientos son sin duda de gran trascendencia en la discusión en torno al uso de instrumentos económicos. Se debe llegar a acuerdos en estas materias, estudiando los problemas de contaminación caso a caso, ya que cada situación presenta sus propias características y no existen fórmulas únicas aplicables a todas las ocasiones.

Prevención v/s control de la contaminación

Una manera de enfrentar el alto grado de incertidumbre que rodea a las problemáticas ambientales es tomar como eje de acción el principio preventivo, el cual constituye el primero de los seis principios inspiradores de la Ley de Bases del Medio Ambiente nacional. Sin embargo, los actuales planes de prevención sólo comienzan una vez que los niveles de contaminación, en la zona geográfica en cuestión, han alcanzado el 80 % de la respectiva norma de calidad ambiental. ¿Se quiere utilizar criterios preventivos de manera reactiva sólo en la última fase de los problemas de contaminación? ¿O más bien interesa incorporar medidas preventivas de manera integral en la estrategia de gestión ambiental? Los editores son de esta última idea. Para llevarla a cabo se proponen utilizar instrumentos económicos tradicionales e integrales, haciendo especial énfasis en la generación de incentivos tendientes a que la industria nacional incorpore al interior de su gestión productiva el principio preventivo.

Alcances de los instrumentos económicos

Se estima que los debates en torno al uso de instrumentos económicos para solucionar y prevenir los problemas de contaminación expuestos en esta publicación son un real aporte para la gestión ambiental nacional. Sin embargo, también se considera que el alcance de estos instrumentos debiera expandirse hacia otras áreas de la gestión ambiental. En este sentido, un componente fundamental en la incorporación de criterios ambientales por parte de la industria nacional está relacionado con los temas de educación, capacitación e investigación. ¿Cómo motivar estas actividades al interior de las empresas utilizando instrumentos económicos? Tal como lo indica el capítulo dedicado a los instrumentos integrales, estos temas de reflexión son de tal importancia, que su discusión debe ser objeto de esfuerzos similares o mayores a los del presente libro.

Por otra parte, debido a la trascendencia económica de los recursos naturales en Chile, también se considera de importancia comenzar a utilizar instrumentos económicos en la gestión de éstos. Para un país que basa gran parte de sus exportaciones en la explotación de sus recursos biológicos, no cabe duda que la gestión sustentable de sus ecosistemas naturales ha de ser una de las prioridades dentro de la política ambiental nacional. ¿Cómo lograr el uso sustentable de los recursos pesqueros? ¿De qué forma se debe utilizar el bosque nativo si se quiere mantener su biodiversidad? ¿Cómo frenar la conversión de suelos productivos en predios urbanos o industriales? La consideración de instrumentos económicos permite dar respuesta a estas interrogantes de una manera

económicamente más eficiente. Debido a la complejidad y magnitud de esta área de análisis, el presente libro y el correspondiente seminario-taller la excluyeron de sus dominios deliberadamente, ya que se estima que debe ser fuente de esfuerzos e investigaciones futuras.

Preguntas más específicas

Los capítulos referidos a los talleres contienen una gran variedad de interrogantes específicas en cuanto al uso de instrumentos económicos en la gestión de la contaminación nacional. A modo de ejemplo, a continuación se exponen sólo cuatro.

Los costos de transacción de los permisos de emisión transables
Si bien se considera que los sistemas de permisos de emisión transables tienen un alto potencial de aplicación, también se estima que las discusiones en torno a ellos no han sido lo suficientemente completas. Un punto de gran trascendencia en estas materias corresponde a los efectos de los costos de transacción en el desempeño de los mercados que persiguen controlar la contaminación. Estas consideraciones apuntan a investigar más detalladamente ciertos aspectos relativos al diseño de los sistemas de permisos de emisión transables. Se recomienda que cada caso debe examinar cuidadosamente la manera en que asignará por vez primera los permisos y la forma en que proveerá de la información relevante a los actores involucrados en el sistema.

Instrumentos alternativos a los permisos de emisión transables
En relación al punto anterior, el seminario-taller demostró que los debates nacionales en torno a los problemas de contaminación de las aguas y del aire han estado basados casi exclusivamente en los permisos de emisión transables. Esta situación resaltó la importancia de incorporar otros instrumentos económicos a estas discusiones. Sin embargo, no quedó claro qué otras herramientas considerar ni qué criterios utilizar para su elección. No cabe duda que para contestar estas preguntas se debe investigar cada caso por separado, ya que ellos conllevan una serie de características tanto culturales como fisiológicas propias. En términos generales, estas inquietudes apuntan a considerar los problemas de contaminación como el resultado de una serie de complejas interacciones entre factores sociales y ecológicos, los cuales requieren de detallados estudios antes de ser solucionados.

Tipos de residuos sólidos industriales a ser considerados en los sistemas de depósito-reembolso
Si bien los sistemas de depósito-reembolso para los residuos sólidos industriales no fueron ampliamente discutidos en el taller correspondiente, éstos son considerados como de gran potencialidad. Sin embargo, las investigaciones acerca de los tipos de residuos

1993

que podrían ser incorporados a sistemas de este tipo son limitadas. En este sentido, la implementación de mecanismos de depósito-reembolso se encuentran en una etapa muy preliminar. De este modo, se deben dedicar recursos y esfuerzos para determinar qué residuos sólidos industriales serían susceptibles de ser tratados de esta manera. Por otra parte, también sería conveniente expandir estas investigaciones a los residuos sólidos de origen doméstico.

Recaudación de fondos por parte del Estado

Otro punto no resuelto consistió en la generación de recursos por parte del Estado a través de la aplicación de instrumentos económicos. ¿Deben los recursos recaudados como consecuencia de regulaciones ambientales invertirse en metas tendientes a mejorar el mismo problema por el que fueron recolectados? En caso de nuevos impuestos por contaminación, ¿cómo pueden reemplazar a impuestos actualmente en uso que tienden a desincentivar la actividad económica? Las preguntas de este tipo deben ser cuidadosamente analizadas con anterioridad a la implementación de nuevos instrumentos económicos. En este sentido, tanto para la ciudadanía en general como para las fuentes contaminantes a ser reguladas, debe existir una política clara y estable. De otro modo, sólo se estará contribuyendo al desprestigio de las autoridades ambientales del país y al descrédito de los instrumentos económicos.