



El Trimestre Económico

ISSN: 0041-3011

trimestre@fondodeculturaeconomica.com

Fondo de Cultura Económica

México

Calfucura, Enrique; Coria, Jessica; Sánchez, José Miguel  
Permisos comerciables de emisión en Chile. Lecciones, desafíos y oportunidades para  
países en desarrollo  
El Trimestre Económico, vol. LXXVI (4), núm. 304, octubre-diciembre, 2009, pp. 1027-  
1069  
Fondo de Cultura Económica  
Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=31340961006>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

## PERMISOS COMERCIALES DE EMISIÓN EN CHILE

Lecciones, desafíos y oportunidades para países  
en desarrollo\*

*Enrique Calfucura, Jessica Coria  
y José Miguel Sánchez\*\**

### RESUMEN

Chile ha sido precursor en la utilización de programas de compensación de emisiones con el objetivo de compatibilizar el crecimiento económico con la protección medioambiental. En este trabajo se analiza la aplicación de programas de transacción de emisiones del área metropolitana de Santiago de Chile y se evalúa su pertinencia para países en desarrollo. Se argumenta que programas de transacción de emisiones pueden ser el mejor instrumento para enfrentar los problemas de contaminación del aire, incluso en el caso en que las capacidades institucionales no estén bien desarrolladas. Además, la incorporación del sistema de transportes dentro de los programas de transacción de emisiones, así como la posibilidad de avanzar hacia un sistema de transacción, en el que se traten diferentes contaminantes, son elementos novedosos y relevantes en el contexto de las políticas para el control de la contaminación atmosférica. No obstante, dichas innovaciones comprenden elementos más complejos en la elaboración de instrumentos de programas de transacción de emisiones.

\* *Palabras clave:* permisos comerciales de emisión, compensación de emisores. *Clasificación JEL:* Q53, Q58. Artículo recibido el 18 de diciembre de 2007 y aceptado el 3 de febrero de 2009.

\*\* E. Calfucura, Facultad de Economía y Empresa, Universidad Diego Portales, y Departamento de Economía, McGill University. J. Coria, Unidad de Economía Ambiental, Departamento de Economía, Universidad de Gotemburgo, y Facultad de Economía y Empresa, Universidad Diego Portales. J. M. Sánchez, Instituto de Economía, Pontificia Universidad Católica de Chile (correo electrónico: jsanchez@faceapuc.cl).

## ABSTRACT

Chile has pioneered the implementation of emission offsetting programs pursuing simultaneously economic growth and environmental protection. In this paper, emission trading programs implemented in Santiago of Chile are analyzed and its relevance for developing countries is evaluated. It is argued that emission trading programs can be the best tool to deal with air pollution problems even in cases in which the institutional capacities are not well developed. Moreover, the inclusion of the transport system into the emission trading programs and the possibility of moving towards a system of interpollutant exchange are both nouvelle and relevant elements in the context of air pollution control policies. However, these innovations involve rather more complex elements in the design of emission trading programs.

## INTRODUCCIÓN

Durante los pasados tres decenios se ha extendido el análisis e instrumentación de diferentes programas de transacción de emisiones,<sup>1</sup> los cuales mediante la flexibilización de la manera como los emisores regulados deben cumplir con sus exigencias ambientales, aportan una serie de beneficios para la sociedad. Se aumenta la eficiencia con que se alcanzan los objetivos de la regulación debido a la reducción de los costos de abatimiento de la contaminación, se reduce la incertidumbre respecto al máximo de emisiones que debe ser alcanzado por cada fuente y es un instrumento que es capaz de responder con bastante flexibilidad frente a posibles cambios en la economía (Tietenberg, 1998a). Además, crea incentivos para realizar mejoras en los procesos productivos o para la adquisición de tecnologías de abatimiento, ya que de esta manera los emisores regulados reducen la cantidad de permisos de emisión utilizados y aumentan sus utilidades (véase Bohm y Rusell, 1985).

El sustento conceptual de los programas de transacción de emisiones es sencillo. En primer lugar, la autoridad reguladora determina un agregado de emisiones sobre la base de estudios multidisciplinarios que consideran, en-

<sup>1</sup> En los Estados Unidos existe un programa federal de transacción de emisiones de gases y material particulado, un programa regional en la contaminada zona de Los Ángeles (RECLAIM) y el programa de "lluvia ácida" para la transacción de emisiones de dióxido de azufre (SO<sub>x</sub>) para plantas generadoras eléctricas. En Canadá ha habido experiencias de compensación de emisiones en las provincias de British Columbia y Ontario (Deweese, 2001). La Unión Europea recién ha aplicado un sistema de permisos de transacción de emisiones de carbono.

tre otros, los riesgos a los que está expuesta la población, los beneficios y costos agregados de reducir las emisiones en la zona regulada y los requerimientos para el cumplimiento de los estándares de calidad del aire. Los emisores reciben una asignación inicial de emisiones basadas en mecanismos que reconocen la antigüedad de la fuente (derechos históricos) y/o por medio de licitaciones de permisos de emisión. De esta manera, una vez asignadas las emisiones, éstas pueden ser comerciadas en el mercado permitiendo así optimar las decisiones de inversión de los agentes privados y maximizar el valor social del recurso al distribuir los esfuerzos de reducción de emisiones según la eficiencia relativa de las fuentes para abatirlas. Según este esquema, las fuentes con menores costos de abatimiento podrán liberar permisos de emisión que podrán ser ofrecidos en el mercado a otras empresas que tienen costos de abatimiento más altos, generando ahorro de costos tanto para oferentes como demandantes de permisos de emisión.

Sin embargo, programas de transacción de emisiones han sido escasamente aplicados en países en desarrollo. Las explicaciones para este fenómeno son variadas. Por un lado, países en desarrollo con problemas de contaminación atmosférica generalmente se encuentran en una etapa inicial de desarrollo de la institucionalidad ambiental y carecen de la información pertinente para establecer instrumentos de control de la contaminación más avanzados que los tradicionales estándares de emisión o tecnológicos asociados a los instrumentos de dirección y control. Por otra parte, la débil tradición de mercado en muchos países en desarrollo y la aversión de la población y políticos hacia mayores reformas de mercado han dado un débil impulso a la aplicación de instrumentos económicos, particularmente a los mercados de transacción de emisiones.

Dentro del contexto de los países en desarrollo, Chile parece ser una excepción respecto a la aplicación de programas de mercado para la regulación ambiental (Borregard *et al*, 1997). La aplicación de mercados privados de derechos de agua en 1981 y un sistema de cuotas individuales transferibles de pesca en 1991, han sido experiencias únicas para un país en desarrollo que han sido extensamente analizadas en el recién pasado decenio. Respecto a la contaminación atmosférica, tres sistemas de compensación de emisiones han sido establecidos para tratar el problema de la contaminación proveniente de emisores industriales y de grandes proyectos de inversión en el área metropolitana de Santiago: un programa de compensación de emisiones para material particulado, un programa de compensación de emisiones

para gases (óxidos de nitrógeno) y un programa de compensación de emisiones de material particulado y gases para megaproyectos que ingresan al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.

En este trabajo se analiza la aplicación de estos programas de transacción de emisiones del área metropolitana de Santiago de Chile y se evalúa su relevancia para países en desarrollo. Se argumenta que programas de transacción de emisiones pueden ser el mejor instrumento para enfrentar los problemas de contaminación del aire, incluso en el caso en que las capacidades institucionales no estén bien establecidas. Las debilidades institucionales y las carencias de información pueden ser subsanadas mediante la aplicación de programas que respeten el principio de la sencillez en todos sus ámbitos de la elaboración. Ello permitiría aprovechar las ventajas de este tipo de instrumentos de regulación ambiental, reduciendo la contaminación atmosférica de una manera más eficiente. La incorporación del sistema de transporte dentro de los programas de transacción de emisiones, así como la posibilidad de avanzar hacia un sistema de transacción en el que se comercien diferentes contaminantes, son elementos novedosos y relevantes en el contexto de las políticas para el control de la contaminación atmosférica. No obstante, dichas innovaciones implican elementos más complejos en la elaboración de instrumentos de programas de transacción de emisiones.

El presente artículo está estructurado de la siguiente manera. La sección I analiza el problema de contaminación atmosférica y la política ambiental en la América Latina y plantea por qué sería recomendable la aplicación de programas de transacción de emisiones. La sección II describe los tres programas de transacción de emisiones existentes en el área metropolitana de Santiago. En la sección III se extrae lecciones de la experiencia chilena que pueden servir para programas de transacción en un contexto de restricciones institucionales. Al final se presenta las principales conclusiones.

## I. CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y POLÍTICA AMBIENTAL EN LA AMÉRICA LATINA

El deterioro de la calidad del aire en ciudades de la América Latina es un problema de creciente interés debido al proceso de urbanización que han experimentado muchos países de la región en los decenios recientes. En la actualidad existen 14 grandes aglomeraciones urbanas en la América Latina con más de dos millones de habitantes y la población que vive en zonas urbanas representa más de 80% de la población total (UNEP, 2007). Jurado y

Southgate (1999) señalan que la América Latina es la región más urbanizada en el mundo en desarrollo y ha experimentado en los decenios recientes, un crecimiento urbano que ha sobrepasado con mucho el incremento demográfico general de la región.

Todo lo anterior se ha traducido en un incremento de las emisiones provenientes de los hogares, del transporte y la industria, lo cual ha redundado en que muchas de las principales ciudades de la América Latina excedan los estándares de calidad del aire propuestos por la Organización Mundial de la Salud (OMS). En efecto, de acuerdo con la OMS, la concentración ambiental no debería exceder  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como promedio anual en el caso del material particulado respirable y de dióxido de azufre y  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en el caso del dióxido de nitrógeno. Tal como lo muestra el cuadro 1, estas medidas de contaminación son ampliamente superadas en las principales ciudades de la América Latina.

Aunque la importancia relativa de las distintas fuentes de contaminación difiere entre los países de la región, el uso de combustibles fósiles por parte de la industria significa una importante proporción de las emisiones de los óxidos de azufre ( $\text{SO}_x$ ), óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), compuestos orgánicos volátiles (COV) y material particulado (MP). Entre las fuentes móviles, los autobuses de pasajeros y de carga a petróleo aportan de manera significativa a las emisiones de monóxido de carbono (CO),  $\text{NO}_x$  y MP, mientras que los

CUADRO 1. *Contaminación ambientales en las principales ciudades de la América Latina*

<i>País</i>	<i>Ciudad</i>	<i>Población 2005 (miles)</i>	<i>Material particulado 10 micrones (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>, 2004)</i>	<i>Dioxido de azufre (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>, 1995-2001)</i>	<i>Dioxido de nitrogeno (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>, 1995-2001)</i>
Argentina	Córdoba	1 423	58	S.I.	97
Brasil	Río de Janeiro	11 469	35	129	S.I.
	São Paulo	18 333	40	43	83
Chile	Santiago	5 683	61	29	81
Colombia	Bogotá	7 747	31	S.I.	S.I.
	Guayaquil	2 387	23	15	S.I.
Ecuador	Quito	1 514	30	22	S.I.
México	Ciudad de México	19 411	51	74	130
Venezuela, RB	Caracas	2 913	10	33	57

FUENTE: Banco Mundial, *Indicadores de Desarrollo Mundial* 2007.

S.I.: sin información.

automóviles particulares son la principal fuente de COV, CO y NO<sub>x</sub>.<sup>2</sup> Finalmente, la utilización de leña en muchos hogares urbanos para fines de calefacción y preparación de alimentos representa una fracción significativa de las emisiones de material particulado y SO<sub>x</sub> (Krupnick, 2003).

La rápida instrumentación de políticas ambientales que sean efectivas constituye un importante desafío para las autoridades ambientales en los países de la América Latina. Sin embargo, la elección de políticas que mejor se ajusten a la realidad institucional de estos países en desarrollo no es una tarea sencilla. A pesar de la existencia legal de múltiples políticas de control de la contaminación del aire, el cumplimiento es bajo, al igual que la fiscalización, debido a la falta de recursos y de autonomía de las instituciones a cargo de la protección ambiental (Da Motta *et al*, 1999).

La exitosa experiencia de los programas de transacción de emisiones en países desarrollados ha llevado a muchos economistas y encargados de política a proponer su uso como la solución a los problemas de contaminación de países en desarrollo. Se ha argumentado que la aplicación de programas de transacción de emisiones podría incrementar la eficiencia económica, descentralizar la elección de técnicas de reducción de emisiones de las fuentes, promover la adopción de tecnologías más limpias y reducir los costos de cumplimiento (OCDE, 2004). A la vez, estas políticas permitirían acomodar el crecimiento y los ciclos económicos sin generar variaciones significativas en la calidad ambiental. Sin embargo, hay quienes argumentan que el uso de instrumentos de mercado en países en desarrollo está destinado al fracaso debido a las deficiencias institucionales y la falta de recursos y experiencia con tales políticas (Bell y Rusell, 2002; Rusell y Vaughan, 2003).

Aunque el debate permanece abierto, en gran medida debido a que la aplicación de programas de transacción de emisiones en países en desarrollo ha sido escasa, es claro que diferentes elementos deben considerarse en este análisis. En primer lugar, la minimización de los costos de protección ambiental debería ser un criterio fundamental en la elección de políticas en la América Latina. En tal sentido, los instrumentos de mercado deberían ser promovidos con mucho más entusiasmo, ya que su principal atributo es que permiten alcanzar los objetivos ambientales a costos menores que los instrumentos de dirección y control (Tietenberg, 1998a y 1998b). Diversos estudios apoyan este argumento. O’Ryan (1996) encuentra que un sistema de

<sup>2</sup> El uso de vehículos ha continuado creciendo, en parte debido a la expansión económica y porque los aranceles a las importaciones de vehículos livianos y camiones han ido cayendo.

permisos ambientales aplicado a la industria en Santiago de Chile reduciría significativamente los costos totales de abatimiento si las metas globales de emisión son estrictas. Similar resultado es encontrado por Vijay (2003) para el caso de emisores industriales en la ciudad de México.

Los ahorros de costos generados por los programas de transacción de emisiones son sólidos a la presencia de costos de supervisión y fiscalización. En tal sentido, Ponce y Chávez (2005) analizan un programa de transacción de emisiones que considera no sólo el abatimiento de emisiones sino también la fiscalización necesaria para inducir cumplimiento para cada sistema de control de emisiones en emisores industriales en la ciudad de Talcahuano, Chile; encuentran que un programa de transacción de emisiones es 55% más barato que utilizar una norma de emisión pareja cuando se requiere cumplir con las normas de calidad del aire. En síntesis, de acuerdo con los escasos estudios existentes, la aplicación de instrumentos de mercado podría generar significativas reducciones en los costos de abatimiento también en el caso de países en desarrollo y a pesar de los costos de instrumentación de dichas políticas.

En segundo lugar, dentro del contexto de la macroeconomía de la América Latina, las economías de la región se caracterizan por altas tasas de inflación y volatilidad de precios, lo cual podría favorecer la aplicación de programas de transacción de emisiones en relación con otros instrumentos económicos. En este sentido, mientras un programa de transacción de emisiones garantiza que las emisiones se mantendrán estables en el tiempo, un impuesto ambiental a las emisiones podría generar un incremento en el agregado de emisiones en la medida que el impuesto real vaya reduciéndose debido a la inflación.<sup>3</sup>

En tercer lugar, las instituciones reguladoras y fiscalizadoras tienden a ser débiles en la América Latina. Además, se encuentran sujetas a restricciones en el marco legal, en la disponibilidad de datos, en los sistemas de vigilancia y en el conocimiento necesario para realizar su labor eficazmente. Si las políticas de transacción de emisiones requieren procesos de supervisión más costosos y más frecuentes, entonces estarían en desventaja frente al uso de instrumentos de dirección y control en la región. Sin embargo, de acuerdo con Krupnick (2003), los costos de fiscalización y supervisión están más relacionados con los elementos de elaboración de un programa de transac-

<sup>3</sup> No obstante, los choques de oferta puede también ocasionar aumentos en los precios de las emisiones, lo que genera válvulas de escape, como la fijación de precios máximos o flexibilización, para permitir el cumplimiento de las metas ambientales por parte de los agentes emisores.



ción de emisiones que con el instrumento utilizado. En dicho sentido, los instrumentos de mercado pueden imponer menos requerimientos de información al regulador que los de dirección y control debido a que son las mismas fuentes las que deben proporcionar dicha información al regulador.

En cuarto lugar, la escasez de capital que se observa en algunos países de la región también tiene consecuencias en la elección de los instrumentos de política ambiental. Las políticas de dirección y control tienden a fomentar la adopción de tecnologías más limpias por medio de la aplicación de mandatos o estándares tecnológicos. Estas normativas pueden inducir una solución muy costosa, puesto que no aportan flexibilidad para que empresas más antiguas busquen otras soluciones, como por ejemplo, la compensación de emisiones con empresas más nuevas. Kerr y Newell (2000) y Keohane (2001) ofrecen pruebas al respecto. Kerr y Newell (2000) evaluaron el efecto del sistema de compensación de emisiones para erradicar el plomo en la gasolina en los Estados Unidos durante el decenio de los ochenta del siglo pasado, y encontraron que esta política genera incentivos para decisiones de adopción más eficientes, ya que las empresas con altos costos de cumplimiento prefirieron adquirir permisos de emisión en vez de invertir en tecnologías costosas. Keohane (2001) encuentra un resultado similar al evaluar los efectos del programa de compensación de emisiones de lluvia ácida en los Estados Unidos. En particular, este autor encuentra que las empresas son más sensibles a la decisión de adoptar o buscar otras soluciones de menor costo con un sistema de compensación de emisiones que con instrumentos de dirección y control.

Podemos concluir que los programas de transacción de emisiones pueden ser altamente beneficiosos para los problemas de contaminación del aire en la América Latina. Sin embargo, debe considerarse que existen factores, como la factibilidad política, incertidumbre acerca del desarrollo tecnológico, altos costos de transacción y problemas de justicia ambiental, que pueden ser un obstáculo para la aplicación y éxito en los programas de transacción de emisiones, por lo cual se requiere considerar dichos elementos en su elaboración (Solomon y Lee, 2000).

## II. EXPERIENCIAS DE PERMISOS COMERCIALES DE EMISIÓN EN CHILE

La experiencia en la aplicación de permisos comerciables de emisión en Chile ha estado estrechamente relacionada con el problema de contaminación

del aire que ha experimentado el área metropolitana de Santiago en los pasados tres decenios. Con una tasa de crecimiento anual de la población 1.4 veces superior a la media del país e igual a 2.1% durante dicho periodo, y una tasa de crecimiento de la economía regional de 7%, la expansión demográfica-económica se ha traducido en un aumento de las fuentes emisoras industriales, la expansión del área urbana y un incremento del parque vehicular, con el consiguiente empeoramiento de la calidad del aire en el Gran Santiago (Conama, 1997).

A principios de los años noventa el gobierno aplicó medidas directas y de alto efecto en el sector de transporte, como la eliminación de los autobuses de pasajeros más contaminantes del sistema de transporte público, exigencia de convertidores catalíticos en vehículos particulares nuevos y mejoras en la calidad de los combustibles. Dicha política permitió una reducción importante en la concentración de  $MP_{10}$ , pero no fue capaz de permitir el cumplimiento de las metas de calidad ambiental y prevenir el aumento de las emisiones producto del crecimiento demográfico y económico de la ciudad.<sup>4</sup> Por otra parte, la carencia de información del número de emisores industriales existentes y su aportación a las emisiones globales dificultó la aplicación de medidas en dicho sector.

De esta manera en el sector industrial se optó por aplicar normas de emisión para los contaminantes que cada emisor industrial podría generar, y además de un instrumento más flexible que generase incentivos para el autoinforme de los emisores que no se encontraban registrados en la base de datos de la autoridad. En 1992 se instrumenta un programa de compensación de emisiones de material particulado para calderas en el sector industrial.<sup>5</sup> El programa estableció el congelamiento de las emisiones de material particulado generado por las calderas puntuales en la región metropolitana mediante la asignación de derechos de capacidad de emisión diaria a perpetuidad para las calderas puntuales existentes, y la exigencia de compensación de 100% de las emisiones de material particulado para las calderas puntuales nuevas. Los derechos de capacidad fueron asignados a toda caldera puntual que demostrase estar en funcionamiento a la fecha de promulgación del sistema de compensación de emisiones, independiente de si la solicitud de lí-

<sup>4</sup> Las concentraciones promedio del año de material particulado se han visto reducidas desde 108  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en 1990 hasta los 64  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en el 2006, pero no cumplen con la norma de calidad del aire anual para dicho contaminante que es de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  como promedio anual.

<sup>5</sup> Decreto Supremo núm. 4 del Ministerio de Salud (D.S N° 4) de marzo de 1992.

mites de emisión fuese realizada muy posteriormente. Como era de esperar, la asignación de derechos de capacidad permitió un registro masivo de calderas puntuales que a la fecha no habían sido registradas por la autoridad (Montero *et al*, 2002; Coria, 2006).

La evolución de los derechos de capacidad o límites de emisión para calderas y la actividad de 2007 es presentado en los cuadros 2 y 3. En el cuadro 2 se aprecia que entre 1997 y 2007 se produjo una reducción cercana a 46% de las emisiones asignadas inicialmente, causada principalmente por el cambio desde una concentración meta de  $50 \text{ ug/m}^3$  a  $32 \text{ ug/m}^3$ , por el cambio en la tasa de intercambio de emisiones entre fuentes nuevas y existentes<sup>6</sup> y por la pérdida de límites asociadas al no uso. Respecto a este último punto, la autoridad ambiental dispuso la caducidad de las asignaciones de emisión para calderas que estuvieran en inactividad, junto con la imposibilidad de ahorro de créditos de emisión por parte de las empresas que compensasen sus emisiones en exceso.

CUADRO 2. *Evolución de los límites de emisión de calderas*

	<i>Total (kg/día)</i>	<i>Porcentaje</i>
Emisiones totales asignadas en 1997	4 045.40	100
Emisiones reducidas debido a incremento en tasa de compensación (1.2) (modificación aplicada en 1998)	126.92	3.1
Emisiones reducidas debido a incremento en tasa de compensación (1.5) (modificación aplicada en 2000)	130.97	3.2
Emisiones reducidas debido a cambio de concentración meta ( $50 \text{ ug/m}^3$ ) (modificación aplicada en 2000)	331.10	8.2
Emisiones reducidas debido a cambio de concentración meta ( $32 \text{ ug/m}^3$ ) (modificación aplicada en 2005)	646.50	16.0
Emisiones pérdidas debido a inactividad y caducidad	638.20	15.8
Emisiones totales en 2007	2 171.70	53.7

FUENTE: Coria y Sterner (2008).

En relación con las transacciones de emisiones, el cuadro 3 muestra que alrededor de tres cuartos de las compensaciones realizadas entre 1997 y 2007 se aplicaron entre fuentes pertenecientes a una misma empresa. La mayor parte de la oferta proviene de fuentes existentes, mientras que la demanda proviene mayoritariamente de las fuentes nuevas.

<sup>6</sup> Inicialmente esta tasa era igual a 1. Pero debido al exceso agregado de emisiones observado luego de la aplicación del programa, la autoridad ambiental decidió incrementar dicha tasa, requiriendo una reducción neta positiva por parte de las fuentes puntuales nuevas. Es así como en 1998 se incrementó a 1.2 y a 1.5 en 2000. Es decir, a partir 2000, por cada unidad de emisión que una fuente nueva emite, una fuente existente deber reducir 1.5 unidades de emisión.

CUADRO 3. *Actividad total de transacciones (1997-2007)*

	<i>Número de fuentes</i>	<i>Número de transacciones</i>	<i>Total (kg/día)</i>
Compensaciones intraempresa	313	182	996.37
Compensaciones externas	132	58	582.65
Total de compensaciones aprobadas	445	240	1 579.02
Vendedores-fuentes existentes	204		
Vendedores-fuentes nuevas	17		
Numero total de vendedores	221		
Compradores-fuentes existentes	13		
Compradores-fuentes nuevas	211		
Numero total de compradores	224		
Número de fuentes que perdieron emisiones por no transacción	153		638.2

FUENTE: Coria y Sterner (2008).

En 1997, con la llegada del gas natural a la región metropolitana, se redujeron los costos de abatimiento, lo que debió haber generado una gran expansión en la oferta de créditos de emisión y una mayor actividad en el mercado.<sup>7</sup> Sin embargo, ello no ocurrió ya que los propietarios de calderas con límites de emisión decidieron no participar activamente en el mercado de compensación de emisiones.<sup>8</sup> Una serie de factores explican esta situación: la incertidumbre regulatoria producto de las modificaciones de metas de emisión en el tiempo y la indefinición de lo que ocurrirá con las compensaciones temporales realizadas hasta la fecha; los altos costos de transacción, asociados a las dificultades de encontrar oferentes y los costos administrativos y de intermediarios que incrementan los costos de la compensación,<sup>9</sup> y las restricciones que ha impuesto la fiscalización transformaron los límites de emisión en derechos permanentes en vez de derechos diarios, al reducir la liquidez.

A pesar de las deficiencias observadas en el programa de compensación de MP<sub>10</sub>, los beneficios de flexibilizar el cumplimiento de las metas individuales en el sector industrial por medio de un sistema de compensación de

<sup>7</sup> Se observó una gran reducción en los precios reales por kg/día de material particulado comercializado, desde 11 800 dólares en septiembre de 1997 hasta los 4 800 en abril del 2007.

<sup>8</sup> El desempeño del programa de compensación de emisiones en la industria ha sido analizado por Montero *et al* (2002), Palacios y Chávez (2005) y Coria y Sterner (2008).

<sup>9</sup> El proceso administrativo podía llevar hasta diez meses antes de aprobar/rechazar la solicitud de compensación.

emisiones, junto con la demanda de los propios agentes regulados, permitió aplicar un nuevo sistema de compensación de emisiones para óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ) en 2005 para grandes emisores industriales. En este caso, la asignación inicial de emisiones para 2007 asignó un límite global equivalente a 66% de las emisiones de  $\text{NO}_x$  existentes en 1997, el cual se reduciría a 50% en 2010, con el objetivo de cumplir las metas establecidas en el Plan de Prevención y Descontaminación del Aire de la Región Metropolitana.

Un hecho muy interesante se relaciona con la economía política de la regulación ambiental. La puesta en marcha del sistema de compensación de emisiones para  $\text{NO}_x$  en la industria se efectuó en momentos en que las restricciones a la importación de gas natural desde Argentina comenzaban a limitar el uso de dicho combustible y fomentaba el uso de combustibles de respaldo más sucios. En efecto, las emisiones de las fuentes industriales han aumentado significativamente debido a la escasez de gas natural, lo que aumentó significativamente los costos de cumplimiento aun en presencia de un sistema de compensación de emisiones. De acuerdo con la información disponible, de 46 fuentes activas existentes en 2005, sólo 33 cumplirían con el límite de emisiones asignado por la autoridad ambiental para 2007, cifra que aumenta a 46 si se considera que la autoridad ambiental ha previsto la asignación de límites más generosos para 2010, en el supuesto de restricciones a la importación de gas natural.

En término de magnitud de emisiones, el cuadro 4 presenta las emisiones en panoramas de uso del combustible base (gas natural) y del combustible de respaldo. Se puede observar que, ni siquiera utilizando el combustible base, las emisiones agregadas del conjunto de fuentes reguladas logran alcanzar la meta deseada por la autoridad ambiental de reducir 50% las emisiones respecto a 1997. Si las fuentes industriales continúan utilizando el combustible de respaldo, las emisiones resultantes se reducen sólo 19% menos que las emisiones observadas en 1997. Debido a la dificultad técnica de cumplir con las metas previstas por la autoridad ambiental es que ha existido un déficit de oferta de emisiones de  $\text{NO}_x$  en el mercado que podría obligar finalmente a la industria a adoptar tecnología de abatimiento para lograr cumplir con sus metas. Es evidente que este problema es aún mayor en el caso de las fuentes nuevas, dado que se espera que la oferta aún sea insuficiente para materializar su compensación de emisiones.

En la lógica de un sistema de compensación de emisiones, y más en general en un sistema de permisos comerciables de emisión, no existe un límite

CUADRO 4. *Emisiones sistema de compensación para NO<sub>x</sub> en la industria*

	<i>Combustible base (ton/año)</i>	<i>Combustible de respaldo (ton/año)</i>
Emisión de NO <sub>x</sub> en 1997	8 480	8 480
Emisiones de NO <sub>x</sub> fuentes existentes en 2005	3 873	4 897
Emisiones de NO <sub>x</sub> fuentes nuevas en 2005	1 503	1 980
Emisiones de NO <sub>x</sub> total fuentes en 2005	5 376	6 877
Porcentaje de reducción de emisiones respecto a 1997	47	19

FUENTE: Gamma Consultores (2007).

para el número de fuentes nuevas que puedan ingresar a una zona donde las emisiones globales o sectoriales se encuentren congeladas; sólo se requiere que estas fuentes compensen al menos 100% sus emisiones. Esta misma lógica puede ser aplicada a cualquier fuente que pudiese incrementar las emisiones en una zona contaminada. Con el objetivo de compatibilizar el concepto de congelamiento de las emisiones globales de las fuentes reguladas para el crecimiento económico, la autoridad ambiental aplica en 1998 un sistema de compensación de emisiones para los nuevos proyectos sometidos al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA) en la región metropolitana. Esta regulación establece que los nuevos proyectos con emisiones que superen ciertos límites de emisión para diferentes contaminantes deben compensar sus emisiones en 100% por medio de la reducción en emisiones de otras fuentes existentes. Los límites de emisión fueron establecidos con el objetivo de considerar sólo los proyectos de mayor envergadura, dada las restricciones que enfrenta la autoridad ambiental en términos de profesionales y fiscalizadores para abarcar todo el universo de nuevos proyectos sometidos al SEIA.

La exigencia de compensación en el SEIA fue establecida de la siguiente manera: en una primera etapa, los proyectos ingresados al SEIA deben presentar una estimación de sus emisiones directas e indirectas ante la autoridad ambiental, que certifica que estas se rijan por las metodologías reconocidas por la autoridad. En una segunda etapa, el proyecto debe presentar un plan de seguimiento de las emisiones, y posteriormente antes que sus emisiones se encuentren en 80% del límite máximo de emisión un plan de compensación de emisiones.

A continuación describimos brevemente el desempeño del sistema de compensación de emisiones del SEIA, dado que no existe una bibliografía

que recoja este aspecto. Primero, la mayor parte de los proyectos con exigencia de compensación han correspondido a proyectos inmobiliarios (38%), tratamiento de residuos sólidos domiciliarios (28%) y proyectos de extracción de áridos (21%). Segundo, los costos de los programas de compensación han sido heterogéneos entre distintos tipos de actividades y dentro de una misma actividad. Entre 1999 y 2006 se ha observado que proyectos inmobiliarios han enfrentado costos promedio de compensación que apenas alcanzarían a 0.5% del valor total de la inversión de cada proyecto, mientras que para rellenos sanitarios y estaciones de transferencia de residuos sólidos dichos montos superaban 8% del valor total de la inversión. Por otra parte, han existido diferencias significativas en la compensación de emisiones de proyectos inmobiliarios y rellenos sanitarios con similares emisiones, con las consiguientes distorsiones en los mercados inmobiliarios y de tratamiento de los residuos sólidos domiciliarios. Tercero, las actividades de transporte han sido las principales responsables de las emisiones indirectas asociadas a los proyectos que han debido compensar emisiones. En el caso de los proyectos inmobiliarios, dichas emisiones se asocian con la mayor distancia recorrida por los propietarios de las nuevas viviendas en proyectos que expanden el radio urbano del Gran Santiago. En los proyectos de rellenos sanitarios, plantas de transferencia y extracción de áridos, esta mayor distancia recorrida es asociada con la operación de los camiones que transportan la basura o los áridos. Finalmente, ha existido una carencia de oferta de emisiones para algunos contaminantes, lo cual ha aumentado considerablemente los costos de cumplimiento de las compensaciones.

La principal ventaja de la aplicación de un programa de compensación de emisiones para megaproyectos ingresados al SEIA en la región metropolitana es que cualquier otro sistema de regulación no permite cumplir en la práctica con el objetivo de anular el incremento de emisiones producido por las mayores distancias recorridas o el aumento en la cantidad de vehículos en circulación. En particular, los bajos costos de compensación en los proyectos inmobiliarios permiten reducciones de emisiones que no podrían ser logradas si se cobrara el costo promedio de la compensación por medio de un peaje a cada propietario de vivienda. Dada la baja elasticidad de demanda para el combustible y el uso de un vehículo, sería necesario aplicar cargos relativamente altos, lo que los haría un instrumento poco costo-efectivo para prevenir el aumento en las emisiones (véase Cifuentes y Montero, 1998).

### III. PROGRAMAS DE TRANSACCIÓN DE EMISIONES EN UN CONTEXTO DE RESTRICCIONES INSTITUCIONALES: ELEMENTOS DE LA EXPERIENCIA CHILENA

En esta sección se analiza si es posible aplicar programas de transacción de emisiones cuando existen restricciones institucionales. Al respecto se plantean dos hipótesis. En primer lugar, con base en la experiencia chilena, argumentamos que es posible aplicar dichos programas aun cuando existen importantes diferencias institucionales respecto a los países desarrollados, si consideramos la sencillez como uno de los principios básicos en la elaboración de un programa de transacción de emisiones. Intentos para resolver otros problemas, como la equidad intergeneracional y la contaminación concentrada localmente, probablemente pueden imponer restricciones en los emisores que minen los méritos de los programas de transacción de emisiones.<sup>10</sup> La complejidad tiende a implicar mayores necesidades de información, decisiones muy costosas en tiempo y controversiales debates que pueden aumentar los costos de transacción tanto para la autoridad reguladora como para las fuentes reguladas. Si bien puede existir un compromiso entre inquietudes ambientales y costo-efectividad, la sociedad debería hacer un esfuerzo por equilibrar esos dos valores basados en la sencillez del instrumento.

En segundo lugar, independiente de la sencillez, los programas de transacción de emisiones requieren cierta construcción y apoyo de la institución del mercado, elementos que se encuentran débilmente desarrollados en el ámbito de la gestión ambiental y del proceso político de los países de la América Latina. En el caso chileno, esta no es una excepción. Los programas de transacción de emisiones que han sido aplicados se basan en el concepto de crédito de reducción de emisiones, lo que se ha traducido en altos costos de transacción y escasa profundización del mercado. Es posible mejorar el desempeño de los programas de transacción de emisiones mediante la instrumentación de sistemas del tipo *cap and trade* y la posibilidad de transacción entre diferentes contaminantes.

Por último, cabe destacar la importancia de aplicar sistemas de compensación transparentes, en los que el público en general pueda acceder fácilmente a estadísticas del desempeño de los programas, las transacciones de mercado y el cumplimiento. Esta información facilita la evaluación *ex post*

<sup>10</sup> Los programas iniciales de transacción de emisiones aplicados por la US EPA son ejemplos claros de cómo la imposición de restricciones afecta el éxito de tales iniciativas.



de las políticas, incrementa la credibilidad del sistema y favorece la participación de la sociedad en la consecución de los objetivos ambientales. En efecto, el acceso público a información del desempeño del sistema de compensaciones permite participar a la sociedad en general en las tareas de fiscalización, lo que puede tener un efecto significativo en el cumplimiento en un contexto de carencias institucionales.

### 1. *Sencillez en la aplicación de programas de transacción de emisiones*

a) *Institucionalidad de los programas de transacción de emisiones.* El funcionamiento de un programa de transacción de emisiones requiere cierta institucionalidad para que se encargue de una serie de tareas, como disponer de la información acerca de las emisiones de las fuentes existentes y nuevas que se instalen en el área de aplicación del programa, decidir si por sus características una fuente pertenece o no al sistema de compensación de emisiones, exigir que la mencionada fuente disponga de los créditos o permisos de emisión necesarios para cubrir sus emisiones y verificar que las transacciones tengan una contraparte en la reducción de emisiones para compensar el aumento de emisiones del agente comprador. Otra tarea corresponde a la estimación de las líneas base de emisiones de las diferentes fuentes en las que se desee realizar reducciones en las emisiones. La estimación de la línea base es clave para la efectividad de la compensación de las emisiones, ya que en función de ésta las fuentes deberían recibir permisos de emisión.

Los países de la América Latina presentan diferentes estructuras así como desarrollos de su institucionalidad ambiental, y en particular la relacionada con el control de la contaminación del aire. Sin embargo, programas de transacción de emisiones podrían aplicarse independiente de la estructura institucional ambiental de cada país. Incluso la inexistencia de institucionalidad no debería ser un freno para su aplicación, dado que siempre se puede recurrir a los organismos estatales de cierta competencia en el ámbito ambiental. En la experiencia chilena, el programa de transacción de emisiones para calderas industriales que fue instrumentado en 1992, es anterior a la promulgación de la Ley de Bases del Medio Ambiente y al establecimiento de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (Conama). Como sustituto a la inexistente institucionalidad ambiental, se delegó la administración del programa al Ministerio de Salud, responsable de velar por la salud de la po-

blación, la cual se veía afectada directamente por el problema de la contaminación del aire.

Además, la manera como está elaborada la institucionalidad ambiental en la cual se aplica un programa de transacción de emisiones claramente tiene un efecto en el desempeño de este tipo de instrumento económico. Por ejemplo, en el programa de compensación de emisiones del SEIA en el área metropolitana de Santiago, la Conama administra el registro de compensaciones, mientras que diferentes organismos dependientes de otros ministerios realizan el proceso de fiscalización de las compensaciones de emisión. Este particular esquema no ha estado exento de problemas debido a la superposición de regulaciones de los diferentes ministerios con el programa de compensación de emisiones. Por una parte, la autoridad que administra el sistema de compensación de emisiones en la industria para  $\text{NO}_x$  y material particulado entra generalmente en conflicto con la Conama, dado que la primera aplica sus criterios de compensación de emisiones a proyectos SEIA incluidos en el sistema de compensación de emisiones administrado por Conama. Diferencias en el monto por compensar en emisiones, si una fuente o un conjunto de fuentes debe compensar o no, y los criterios para definir la línea base de emisiones, han sido un elemento recurrente de conflicto entre los sistemas de compensación.

Por otra parte, cambios en regulaciones del sector transporte, como exigencias de vida útil máxima o normas de emisión, han afectado el valor de las compensaciones *ex post*, lo cual ha afectado también la efectividad ambiental de las compensaciones con fuentes voluntarias del sector transporte. Mecanismos que ayuden a una mayor integración de los diferentes sistemas de compensación de emisiones en funcionamiento serían entonces necesarios, para reducir los costos de transacción asociados y mejorar la efectividad del sistema.

En segundo lugar, frente a la falta de recursos para fiscalizar las emisiones de las fuentes, es posible recurrir a agentes privados que proporcionen la función de acreditación de emisiones. Tanto en el programa de transacción de emisiones industriales como en el programa de compensación de emisiones para megaproyectos del SEIA, gran parte de la vigilancia y fiscalización de las emisiones es desarrollado por laboratorios que miden y acreditan las mediciones para cada emisor. Dichos acreditadores deben cumplir con una serie de requerimientos técnicos, de infraestructura y personal y se encuentran sujetos a la supervisión del Ministerio de Salud.

Un programa de transacción de emisiones se basa mucho en requerimientos de autoinforme de parte de los emisores regulados. En el caso del programa de transacción de emisiones en la industria, la autoridad exige informes anuales mediante una declaración de emisiones que considera: la identificación de las fuentes, características de las fuentes, condiciones de operación de la fuente y las mediciones de las emisiones. Los informes son contratados por las fuentes a alguno de los laboratorios privados autorizados de acreditación de emisiones, los cuales se encargan de realizar y entregar los resultados de las mediciones directamente al Ministerio de Salud. Para asegurar la calidad de tales mediciones, el Ministerio de Salud realiza auditorías de los emisores y examina las empresas privadas de medición. De este modo, la fiscalización se realiza de manera directa a la fuente emisora e indirecta por medio de los laboratorios privados de medición (Montero *et al*, 2002). Aunque durante los primeros años de aplicación del programa de transacción de emisiones era común encontrar diferencias entre los valores informados por los laboratorios y los medidos por el Ministerio de Salud, dichas diferencias han disminuido significativamente, producto de la mayor fiscalización de las fuentes y laboratorios.

El desconocimiento de la tecnología de abatimiento puede influir de manera negativa en el cumplimiento de las fuentes reguladas. Palacios y Chávez (2005) plantean que las fuentes que incumplían sus emisiones en el programa de transacción de emisiones de emisores industriales no disponían de la tecnología de abatimiento adecuada para el combustible que ellas utilizaban. En la América Latina, con la excepción de Santiago de Chile, ciudad de México y São Paulo, los problemas de contaminación del aire han sido abordados sólo recientemente, y por ello los problemas de información de las tecnologías de abatimiento pueden ser relevantes en el funcionamiento de un programa de transacción de emisiones. No obstante, el avance de las tecnologías de información ha permitido reducir notoriamente los costos de información de tecnologías y los costos de transferencia de conocimiento entre organismos ambientales de la región. De este modo, la brecha de conocimiento entre reguladores ambientales de diferentes países es reducida de manera notoria, y con ello, facilita la aplicación de programas de transacción de emisiones.

Un elemento que podría mejorar el desempeño de los programas de compensación de emisiones a bajo costo, es el uso complementario de políticas de difusión de información. Estas políticas forman la base de lo que se ha

denominado por parte de algunos investigadores como la tercera generación de políticas ambientales (Tietenberg, 1998b) y se basan en la provisión pública de información respecto al desempeño ambiental de las fuentes reguladas. Varios estudios muestran que los mercados de capital, consumidores y el público en general reaccionan ante dicha información castigando las empresas que no cumplen, lo que genera incentivos adicionales para un mayor cumplimiento por parte de las fuentes reguladas. Dasgupta y Laplante (2001), por ejemplo, analizan la reacción de los mercados de capital en varios países de la América Latina ante los anuncios relacionados con el desempeño ambiental de algunas empresas responsables de crisis ambientales durante el decenio de los noventa. Dichos autores encuentran que esas empresas experimentaron significativas reducciones en su valor de mercado.

Claramente, las consecuencias políticas de este resultado es que los reguladores ambientales pueden beneficiarse de manera clara de estas fuerzas de mercado proporcionando información sistemática y estructurada del cumplimiento de las fuentes reguladas, lo que compensa las carencias relacionadas a la débil fiscalización de las políticas y las restricciones legales a la imposición de multas y penalidades efectivas. (Pruebas adicionales de los efectos positivos de las políticas de difusión, tanto en países desarrollados como en países en desarrollo, es proporcionada por Konar y Cohen, 1997, Dasgupta *et al*, 2006, y Garcia *et al*, 2007.) A la vez, la disponibilidad sistemática de información actualizada de los programas ambientales facilita la evaluación de estos mismos y la instrumentación de modificaciones destinadas a mejorar su funcionamiento.

Una restricción institucional relevante en países en desarrollo puede ser la potencial corrupción en la que pueden verse involucrados los agentes que realizan las inspecciones o fiscalización de las fuentes emisoras. El problema de corrupción puede hacerse presente frente a la aplicación de cualquier tipo de instrumento de regulación ambiental, sea un mecanismo de dirección y control o un instrumento económico. En el contexto de países en desarrollo, la existencia de recursos escasos dentro de los organismos reguladores tiene consecuencias enormes para la aplicación de las regulaciones ambientales. Por una parte, recursos escasos redundan en fiscalizadores mal pagados, lo cual alimenta los sobornos por parte de los agentes regulados y la corrupción. Por otra parte, ello también significa que la fiscalización debe descansar en mecanismos descentralizados para aprovechar de mejor manera dichos recursos escasos. No obstante, es necesario realizar reformas que

reduzcan los costos de hacer cumplir la regulación e incrementen los costos de evadir el cumplimiento de las obligaciones ambientales. Todo lo anterior se traduce en integrar parte de las ideas desarrolladas dentro de esta subsección.

Primero, un sistema de autoinforme de emisiones que sea acreditado por laboratorios privados reduce la necesidad de fiscalizadores públicos y permite que estos últimos sean mejor pagados. La bibliografía económica destaca la necesidad de tener fiscalizadores públicos bien pagados, ya que ello aumenta el costo de los sobornos, haciendo más costoso el incumplimiento y reduciendo la corrupción (Burlando y Motta, 2007). Segundo, focalizar la aplicación de programas de transacción de emisiones en los mayores emisores, lo cual reduce notoriamente las necesidades de inspección y aumenta la probabilidad de ser atrapado en caso de incumplimiento.<sup>11</sup> Por ejemplo, en Santiago menos de 8% de todos los procesos industriales forman parte del programa de transacción de emisiones de NO<sub>x</sub>, los cuales sin embargo contribuyen con cerca de 80% de las emisiones de dicho subsector. Tercero, aplicar mecanismos de reputación que reduzcan los incentivos a la corrupción por parte de los agentes regulados y laboratorios privados. Políticas de difusión de la información y transparencia pueden incrementar los costos de incumplimiento (y corrupción) de las empresas, mientras que establecer un sistema de laboratorios privados con castigos severos en caso de corrupción puede motivar la cooperación con la regulación. Cuarto, aprovechar la información existente en otros organismos de gobierno para fiscalizar de manera indirecta las emisiones de los agentes regulados. Por ejemplo, el consumo de combustible puede ser fácilmente verificado a partir de la información que recaban los organismos de impuestos.

b) *Naturaleza del instrumento*. La bibliografía económica reconoce que programas de transacción de emisiones pueden aplicarse por medio de dos tipos de instrumentos: “créditos de reducción de emisiones” (CRE) y “permisos del tipo *cap and trade*” (PCT) (Tietenberg, 1998a). Con un sistema de CRE las empresas están autorizadas a producir una cierta cantidad de emisiones especificada previamente por la autoridad ambiental. Si las empresas generan emisiones menores que dicha meta, la diferencia entre la meta y las emisiones reales cuentan como CRE, que pueden ser vendidos a una empresa que emita por encima de la meta asignada. A fin de obtener los créditos, las

<sup>11</sup> Fuentes emisoras de menor tamaño podrían incorporarse al programa de transacción de emisiones como fuentes voluntarias en caso que en ellas se instrumenten cambios tecnológicos que fácilmente puedan evaluarse en términos de reducción de emisiones.

empresas deben certificar previamente la reducción de emisiones frente a la autoridad reguladora, quien se reserva el derecho de autorizar o no la transacción. En general, los CRE generan un derecho de emisión de duración permanente, lo que tiende a entregar una mayor certidumbre a las fuentes existentes respecto a la cantidad de emisiones con las cuales contarán por un periodo determinado.

Sin embargo, existe mayor incertidumbre respecto a la posibilidad de comerciar emisiones y de mayores costos de transacción ya que el regulador debe aprobar cada transacción. Por otra parte, en un sistema de PCT la meta de emisiones es establecida mediante la asignación de permisos que se hace a cada empresa, la cual sólo debe comprobarse durante el periodo de conciliación. Por tanto, no se requiere que la autoridad certifique la reducción de emisiones y la transacción cuando ésta ocurra. Sólo se exige que el total de los PCT coincida con las emisiones de cada fuente en el momento de conciliación. La duración de los PCT es determinada por la autoridad, pero en general, en la experiencia internacional los permisos tienen una duración de un año. Los programas de compensación de emisiones en la industria y el SEIA del área metropolitana de Santiago corresponden a programas de CRE.

Un elemento esencial de análisis al aplicar los PCT o los CRE, es que estos últimos pueden operar aun cuando no existe una definición explícita de la contaminación como un bien de transacción, lo que permite reducir los costos de aplicación cuando los costos de cambios regulatorios y legales son altos. Para realizar una compensación sólo es necesario que un agente emisor que requiera cierta cantidad  $X$  de créditos pueda convenir con otro agente la transacción de al menos dicha cantidad, con el objetivo de compensar sus emisiones. Aun cuando dos agentes “comercian” emisiones con base en los CRE, el concepto de propiedad del aire no es explícito. De este modo, todas las consecuencias legales y tributarias asociadas a la transacción de bienes no son aplicables a transacciones de los CRE, no así en el caso de los PCT. Dado que el aire es un bien nacional de uso público, establecer un programa de PCT requeriría una ley que defina la asignación y la naturaleza del bien comerciable, al igual que el caso de los mercados privados de derechos de agua y el sistema de cuotas individuales y transferibles de pesca actualmente en funcionamiento en Chile.<sup>12</sup>

En el centro del debate está, por una parte, el concepto que permisos de

<sup>12</sup> Cabe señalar, que desde 2003 se encuentra trabada en el Congreso Nacional una Ley de Bonos de Descontaminación, la cual permite, entre otros puntos, el uso de los PCT.

emisión deberían ser tratados como derechos de propiedad, para proteger los incentivos a las empresas para que inviertan en reducción de emisiones, mientras que por otra parte, los grupos ambientalistas han argumentado que el aire es un bien público compartido por toda la población y no debería ser transformado en propiedad privada. Es posible argumentar que esta disyuntiva puede ser resuelta considerando la experiencia en el sistema de cuotas individuales y transferibles de pesca, en el que los dueños de las cuotas tienen cierta seguridad respecto a la asignación de permisos, pero esta seguridad no considera la totalidad del derecho de propiedad. En el Programa de Lluvia Ácida de los Estados Unidos, un permiso representa una autorización limitada para emitir  $\text{SO}_2$ . Este no es un verdadero derecho de propiedad pero parece funcionar de manera similar (Tietenberg, 1998a; EPA, 2003).

La sencillez legal e institucional de un programa de transacción de emisiones basado en CRE puede ser un elemento fundamental para su aplicación en otros países de la América Latina. No obstante, es necesario tener en consideración que los CRE también exhiben varias deficiencias. Programas basados en los CRE pueden ayudar a construir cierta institucionalidad y cultura antes de la aplicación de programas de transacción de emisiones basados en los PCT. Kim (2006) diferencia entre transacciones basadas en proyectos, como el esquema de los programas de transacción de emisiones de emisores industriales y megaproyectos del SEIA, y un sistema de transacción basado en tasas de emisión. En este último caso, los emisores pueden ganar créditos automáticamente si ellos mantienen sus tasas de emisión promedio en un estándar de desempeño. A diferencia de las transacciones basadas en proyectos, no existe el requerimiento de preaprobación de la transacción. Un sistema de transacción de emisiones basados en tasas podría ser un instrumento intermedio entre un programa CRE y otro de PCT.

La dimensión temporal puede ser un elemento pertinente de un programa de compensación de emisiones basados en los CRE. Dado que en general, un CRE es un derecho a perpetuidad, la línea base en la cual se define la reducción de emisiones es particularmente relevante para el valor monetario de los CRE y la efectividad de la compensación de emisiones realizada. En el programa de compensación de emisiones del SEIA, la emisión estimada al momento de la transacción determina el valor físico de los CRE generado (y su valor monetario). Lamentablemente, en la estimación de los CRE no se considera el efecto de otras regulaciones ambientales o de la vida útil de la fuente con quien se va a compensar. De este modo, la compensación efectiva

es sólo temporal, ya que se considera que los vehículos retirados circularían por siempre y existen regulaciones adicionales de las fuentes que limitan el valor del crédito de reducción utilizado, por lo que la compensación se diluye en el largo plazo y sólo significa un adelantamiento de la renovación de tecnologías. Esto contrasta con la experiencia de los Estados Unidos, donde los diferentes programas de retiro de vehículos para compensar emisiones sólo consideran una duración limitada para los créditos de reducción de emisión, por lo que es necesario volver a compensar emisiones después que los créditos expiran (Alberini *et al*, 1995). Por ejemplo, en el caso del programa de Reclaim en el distrito sur de California, la metodología para el cálculo de créditos generados por la eliminación de vehículos considera que éstos estarían en circulación solamente durante tres años. Considerar los CRE provenientes de vehículos particulares de manera similar al Reclaim implicaría la necesidad de compensaciones periódicas a perpetuidad.

Finalmente, es necesario analizar otro elemento relevante de programas de transacción de emisiones basados en los CRE según la experiencia chilena. El concepto de derechos de capacidad de emisión puede ser una opción muy efectiva para salvar los problemas de supervisión y fiscalización de transacción de emisiones basadas en emisiones reales. La autoridad determina la capacidad de emisión basada en el tamaño actual de la fuente y el tipo de combustible que utiliza, que son medidos durante las inspecciones anuales (Montero *et al*, 2002). En otros términos, lo que es medido por la autoridad no son las emisiones reales sino la capacidad de emisión y, por consiguiente, lo que se comercia no son permisos de emisión sino permisos de capacidad. Así, después de cada inspección, la autoridad procede a reconciliar la capacidad de emisión estimada con la cantidad de permisos de capacidad mantenidos por la fuente. Es importante advertir que a pesar de que los permisos se definen sobre una base diaria (y a perpetuidad), las limitaciones de supervisión restringen las fuentes a comerciar los permisos por periodos anuales o de manera permanente.

c) *Asignación inicial de los permisos*. La asignación inicial de emisiones es clave para la aceptación de programas de transacción de emisiones por parte de los agentes regulados. En este sentido, la práctica de asignar emisiones a las fuentes sobre la base de derechos históricos, conocida comúnmente como *grandfathering*, ha sido el medio más común de ganar el apoyo de parte de los emisores. Estos últimos representan un grupo de interés más claramente definido que los potenciales nuevos entrantes en la industria o actividad



afectada. Por otra parte, la experiencia de países desarrollados muestra que sólo una proporción menor del total de emisiones en un programa de transacción de emisiones ha sido realizada mediante subastas. En el Programa de Lluvia Ácida, cada año las autoridades ambientales subastan 2.8% de los permisos de emisión de las fuentes como una manera de otorgar mayor liquidez al mercado. Del mismo modo, las subastas permiten transparentar la información de precios de los permisos en el mercado.

En términos de justicia en la asignación de permisos, el método de asignación e incluso los años base no deberían ser poco favorable a las empresas que han invertido mucho en abatimiento de emisiones previamente a la introducción de un programa de transacción de emisiones o para los que han sufrido recesiones en la industria (Kosobud *et al.*, 2000; OCDE, 2002). En este sentido, una de las principales críticas a las asignaciones mediante derechos históricos se refiere a que éstas pueden ser injustas con las fuentes emisoras que han sido más limpias.

Dado que los países de la América Latina poseen un menor desarrollo en materia ambiental y de instituciones de mercado, que existe una necesidad de compatibilizar las regulaciones ambientales con el crecimiento económico y que se requiere el apoyo de los agentes regulados para el funcionamiento de un programa de transacción de emisiones, resulta claro que se debe considerar algún elemento de derechos históricos en la asignación inicial. En Chile el programa de transacción de emisiones de emisores industriales ha conjugado dentro de la asignación inicial cierto reconocimiento de derechos históricos y los esfuerzos anteriores de abatimiento. El tamaño de la fuente, medido por el caudal en el caso de las calderas o la producción en el caso de los procesos industriales, refleja por un lado el componente de derecho histórico. El factor de emisión promedio parejo para todas las fuentes en cierta categoría refleja por otra parte el reconocimiento de los esfuerzos de abatimiento. De esta manera, fuentes que históricamente emitían más emisiones debido a su tamaño reciben un mayor derecho de capacidad que las de menor tamaño. Por otra parte, que hayan adquirido tecnología de abatimiento de manera previa a la introducción del programa tendrán la misma asignación de emisiones que las de similares características pero sin tecnología de abatimiento, por lo que podrán vender o guardar sus excedentes en el mercado.

Cabe señalar que construir un programa de transacción de emisiones sobre la base de derechos históricos definidos en términos de emisiones his-

tóricas podría ser un problema para países en donde no existe un marco regulatorio o institucional previo sobre el cual construir el sistema. Puede ser difícil determinar la asignación inicial con una asignación gratuita en un ambiente que carezca de esquema regulatorio anterior que defina la línea base de tratamiento para los diferentes emisores. Por ejemplo, en el programa de compensación de emisiones, la definición de cuál es la emisión histórica en modificaciones de proyectos, como ampliaciones o cambios de tecnología en fuentes existentes, ha llevado a un constante conflicto entre los dueños de los proyectos y la Conama respecto a cuánto debe compensarse o cuál es la cantidad de los CRE que son generados.

Como se destacó líneas arriba, una de las ventajas de asignar emisiones de manera gratuita a fuentes existentes es que genera incentivos al registro de fuentes que no estaban inventariadas por las autoridades ambientales. Esto fue uno de los principales logros del programa de transacción de emisiones en el sector industrial del área metropolitana de Santiago, dado que permitió la identificación y la inspección de todas las fuentes fijas. Sin embargo, dejó al descubierto importantes diferencias entre los inventarios de emisiones iniciales y las emisiones efectivas, lo cual obligó a que las autoridades debieran ajustar los parámetros que definían los derechos de capacidad de emisión para cada fuente del programa.<sup>13</sup> Es muy posible que otros países en desarrollo se encuentren con una similar encrucijada al querer aplicar programas de transacción de emisiones, cuestión que podría ser resuelta si se informa que sólo las fuentes que demuestren haber estado en operación hasta una fecha límite recibirán permisos, para en una etapa posterior con la mayor información del universo y características de las fuentes instrumentar el mecanismo de asignación.<sup>14</sup>

Finalmente, la participación voluntaria en un programa de transacción de emisiones puede reducir los costos de abatimiento; esto también puede llevar a una sobreasignación de permisos debido a problemas de selección adversa. Por ejemplo, Kim (2002) señala que en el caso del Programa de Lluvia Ácida, las pérdidas producto del exceso de asignación de permisos y mayor contaminación pueden haber compensado en parte las ganancias por menores costos de control, lo que resulta en menores beneficios de la aplicación

<sup>13</sup> Ello se logró mediante la rebaja del factor de emisión explícito en el mecanismo de asignación de emisiones diarias permitidas, desde 56 ug/m<sup>3</sup> en 1997 hasta 50 ug/m<sup>3</sup> en 2000 y 32 ug/m<sup>3</sup> en 2005.

<sup>14</sup> La autoridad puede exigir a los propietarios de las fuentes diversos documentos, como certificados de compra y mantención, facturas de consumo de combustible o certificados tributarios, para verificar la existencia y operación de las fuentes.

del programa. En general, las fuentes voluntarias pueden tener o no cierta regulación ambiental anterior, lo cual evidentemente afecta cuánto será la asignación de emisiones en la base de un sistema de CRE. Sin embargo, permitir la participación de fuentes voluntarias puede, además de bajar los costos de transacción y control en un programa de transacción de emisiones, permitir el control de las emisiones de fuentes que anteriormente no estaban reguladas, lo que facilitaría la transición hacia un programa de transacción de emisiones que integre fuentes emisoras de diferentes sectores (industria, transporte, hogares). Además, fuentes emisoras que en otro caso no hubieran estado reguladas ahora se encontrarían con la obligación de cumplir con todas las responsabilidades que se exigen a fuentes reguladas en un programa de transacción de emisiones.

## *2. Institucionalización del mercado de transacción de emisiones*

La experiencia chilena muestra que un aspecto clave en el funcionamiento de los programas de transacción de emisiones es la escasa preocupación de los administradores de estos programas por desarrollar instituciones que permitan menores costos de transacción y una mayor liquidez del mercado (Montero *et al*, 2002). Existen una serie de explicaciones de este hecho. En primer lugar, el gran sesgo medioambiental del Ministerio de Salud ha restringido las posibilidades de transacción dentro del programa para emisores industriales mediante una serie de acciones definidas por el regulador: la caducidad de las asignaciones de emisión para calderas que estuvieran en inactividad, imposibilidad de ahorro de créditos de emisión por parte de las empresas que compensasen sus emisiones en exceso y costos de transacción relativamente altos. En segundo lugar, diferentes organismos que administran sistemas de compensación interrelacionados generan costos adicionales producto de la superposición de regulaciones y responsabilidades administrativas entre agentes. Por ejemplo, algunas compensaciones de emisión del SEIA para fuentes no puntuales han sido objetadas por el Ministerio de Salud sobre la base de la aplicación de los criterios del programa de compensación de emisiones de material particulado en el sector de emisores industriales.

Como se dijo líneas arriba, programas de transacción de emisiones pueden ser aplicados más fácilmente en una primera etapa, por medio de los CRE. Sin embargo, esto no puede soslayar la posibilidad de mejorar el funcionamiento de programas de transacción de emisiones mediante el des-

arrollo de instituciones que minimicen los costos de transacción y entreguen mayor liquidez. En las siguientes subsecciones analizamos la posibilidad de aplicar tres tipos de instrumentos encaminados en dicha dirección: programas de transacción de emisiones del tipo *cap and trade*; mercado integrados entre diferentes contaminantes, y finalmente, la incorporación de fuentes móviles dentro de un programa de transacción de emisiones.

a) *Aplicación de programas del tipo cap and trade*. Programas de transacción de emisiones basados en los CRE tienden a presentar altos costos de transacción y poca liquidez. En contraposición, programas de transacción de emisiones del tipo PCT tienden a ser instrumentos bastante líquidos, pero cuyas consecuencias legales son más complejas. Los PCT podrían ser comerciados en mercados al contado y a futuro para satisfacer los cumplimientos de metas de emisión en diferentes periodos. La posibilidad de transacciones intertemporales aumentaría los ahorros de costos y la certidumbre para las fuentes emisoras (Cason y Plott, 1996). Esta elaboración es coherente con un sistema de permisos de emisión del tipo *cap and trade*. La experiencia internacional muestra que dicha elaboración institucional mejora considerablemente el funcionamiento de los mercados de transacción de emisiones. A lo anterior, se une el apoyo que ha encontrado la aplicación de programas PCT por parte de la autoridad ambiental y los sectores empresariales (Montero *et al*, 2002). Por otra parte, un programa del tipo PCT permitiría además incluir de mejor manera a otras fuentes dentro de un programa integrado de transacción de emisiones entre diferentes sectores.

Al dejar de lado los aspectos de economía política en la implementación de programas PCT, gran parte del escepticismo respecto a la utilización de este tipo de instrumento económico en países en desarrollo se basa en la incapacidad de estos países de medir emisiones de manera confiable (Kruger *et al*, 2003). Generalmente, se argumenta que los PCT requiere supervisión frecuente, dado que estos sistemas constituyen la técnica de medición más precisa y podrían ser necesarios en muchos casos si las fuentes de combustión utilizan controles poscombustión. Sin embargo, para muchos contaminantes podrían utilizarse otros medios. Kruger *et al* (2003) señalan que el enfoque de equilibrio de masa, el cual utiliza información de composición y consumo de combustible para calcular las emisiones totales, podría ser útil para aplicar programas PCT. Éste proporciona un medio razonable de estimación de la masa total de emisiones en el periodo de cumplimiento, lo que mitiga el efecto “limpio por un día” asociado con las inspecciones de los

CRE, en los que las instalaciones modifican procesos, operan equipos de control y cambian combustibles para el periodo de inspección, pero revierten el proceso al estado anterior una vez ocurrida la inspección. El regulador podría reducir las oportunidades de informes falsos y mejorar la confiabilidad con la recabación de información suplementaria, y usar esta información para verificar el consumo de combustible y comparar intensidades de emisión a lo largo del tiempo, contrastándolos con observaciones realizadas aleatoriamente.

Dado que los programas PCT se basan en permisos que tienen una duración limitada, por lo general anual, es necesario tener un sistema de registro que sea eficiente y capaz de procesar un número alto de transacciones. Los más grandes programas de transacción de emisiones en aplicación en los Estados Unidos, Reclaim y Lluvia Ácida requieren la inversión de recursos significativos. Sin embargo, los avances en las tecnologías de información han hecho menos costoso y más fácilmente utilizable sistemas computarizados de registros. Estos sistemas pueden ser instrumentados en países en desarrollo a costos relativamente bajos.

Comparado con los instrumentos de dirección y control o con un programa CRE, un programa PCT debe enfocarse en la medición y registro de la información de emisión más que en planes pormenorizados de cumplimiento y conocimiento de la tecnología específica de una instalación. Ello otorga un papel más directo a los reguladores, dado que les remueve de las decisiones específicas a una tecnología y/o instalación y les permite enfocarse en los resultados de medición. En general, el conocimiento que se requiere para realizar mediciones es mucho menos pormenorizado que el requerido para revisar los permisos ambientales asociados a tecnologías específicas. Además, el enfoque de dirección y control también necesita de protocolos de medición, en particular cuando existen tecnologías de poscombustión, como filtros o precipitadores.

b) *Transacciones intercontaminantes*. En la mayoría de las experiencias con programas de transacción de emisiones alrededor el mundo se debe controlar varios contaminantes de manera simultánea. Sin embargo, las elaboraciones de estos mercados no han considerado la posibilidad de intercambiar permisos de distintos contaminantes. El programa Reclaim incluye en teoría una cláusula que permite la transacción entre permisos de distintos contaminantes, pero en la práctica nunca ha sido utilizada. En ninguno de los programas de transacción de emisiones de la EPA aplicados en otras ciudades

se ha permitido la transacción entre distintos contaminantes. Según Montero (2002) existen dos razones que parecen explicar la falta de interés de los reguladores por integrar mercados de contaminación. La primera es la incertidumbre en las consecuencias económicas y ambientales asociada a la transacción de permisos de distintos contaminantes, dado que no se está seguro respecto a cual sería la correcta tasa de intercambio entre dos contaminantes. La segunda se refiere a problemas de fiscalización, ya que algunos reguladores creen que el cumplimiento puede verse deteriorado al permitir la transacción entre contaminantes.

Montero (2002) señala que se puede permitir compensaciones entre distintos contaminantes cuando las pendientes de las curvas de costo marginal son mayores que las pendientes de la curvas de ganancia marginal, ya que en este caso el regulador debiera entregar mayor flexibilidad a las empresas para cumplir con los objetivos ambientales, a pesar de la mayor incertidumbre respecto a las reducciones efectivas de cada uno de los contaminantes. Por otra parte, si las pendientes de las curvas de ganancia marginal son mayores que las pendientes de las curvas de costo marginal, el regulador debería priorizar la certidumbre de las reducciones efectivas para cada contaminante por sobre la certidumbre en los costos, y por tanto, debería mantener los mercados separados.<sup>15</sup>

Los resultados de Montero (2002) sugieren que existe espacio para instrumentar mercados integrados de contaminantes. ¿Cómo sería posible instrumentar dicho mercado? La posibilidad de contar con parámetros que relacionan los diferentes efectos en salud para cada contaminante atmosférico puede abrir la posibilidad de lograr una mayor flexibilidad en el cumplimiento de las compensaciones de emisión. De este modo, así como la compensación de emisiones entre distintas fuentes aumenta las posibilidades de reducción de emisiones para cada fuente y reduce los costos de control, un sistema más abierto que permita el intercambio no sólo entre distintas fuentes sino que también entre distintos contaminantes hace aún más costo-efectiva la compensación, si los costos de administración y transacción son bajos. Los mayores ahorros de costos producto de la compensación entre distintos contaminantes se basan en la siguiente condición:

<sup>15</sup> La fiscalización incompleta produce mayor incertidumbre respecto a las reducciones efectivas. Por otra parte, la fiscalización incompleta lleva implícita una mayor flexibilidad para las empresas, aun cuando los mercados están separados. Por ejemplo, si los costos resultan ser más altos que lo esperado algunas empresas decidirán no cumplir y exponerse a posibles multas. Ambas razones llevan a que la opción de mantener los mercados separados aparece como más atractiva con la fiscalización incompleta.

$$\frac{C_i}{MD_i} < \frac{C_j}{MD_j}$$

es decir, el costo por unidad de beneficio ambiental del contaminante  $i$  es menor que el costo por unidad de beneficio ambiental del contaminante  $j$ , en la que  $C_i$  y  $C_j$  son los costos de abatimiento por unidad de cada contaminante, y  $MD_i$  y  $MD_j$  corresponden a los daños marginales en salud de los contaminantes  $i$  y  $j$ , respectivamente. La condición señala que será más costo-efectivo compensar emisiones con otro contaminante, si el costo de abatimiento por unidad de daño ambiental equivalente es menor en el otro contaminante.

Instrumentar mercados intercontaminantes significa contar con información que puede no estar disponible en el corto plazo en países en desarrollo. En lo esencial su elaboración y aplicación requiere: *i*) un inventario de emisiones que sea, en lo posible, lo más preciso y consistente en el tiempo; *ii*) estimaciones de funciones de emisión-concentración para calcular los daños físicos producto de la contaminación por medio de su componente primario, las emisiones, y *iii*) estimación del valor monetario de los daños de manera congruente entre los diferentes efectos. Cada uno de estos componentes son críticos para aplicar programas de transacción de emisiones intercontaminantes.

La precisión del inventario de emisiones y su congruencia intertemporal ayudan a que las tasas de intercambio entre contaminantes sean lo menos discrecionales en los diferentes años. En este sentido cualquier modificación en la metodología de estimación de inventario puede generar cambios significativos en las emisiones totales de los diferentes contaminantes, y con ello afectar las tasas de intercambio entre ellos. Por ejemplo, Cifuentes (1999) determina daños marginales por tonelada para contaminantes precursores de material particulado secundario<sup>16</sup> para 1997 en el área metropolitana de Santiago, que son bastante distintos de los encontrados en Cifuentes (2000) y Calfucura (2001) para 2000. La principal razón para dicha variación en las tasas de intercambio es la modificación en las emisiones totales estimadas, producto de cambios metodológicos en el inventario de emisiones del área metropolitana de Santiago.

Disponer de funciones de emisión-concentración es decisivo, porque

<sup>16</sup> Estos contaminantes precursores son el material particulado de combustión, óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre, amoníaco y polvo resuspendido.

permite traducir cómo las emisiones afectan la calidad del aire y con ello determinar la responsabilidad de cada tonelada emitida en la contaminación del aire. Lamentablemente, la tecnología para determinar dicho tipo de relaciones es muy variada entre contaminantes, y muy relativa y costosa, lo que puede afectar su aplicación en países en desarrollo. Por ello, si se considera que un programa de transacción de emisiones necesita ser lo suficientemente sencillo para su éxito, se podría recurrir a métodos más sencillos de estimación de relaciones emisión-concentración, como las aproximaciones lineales por medio del método *rollback*. La aplicación de este método puede ser de gran ayuda cuando el problema de contaminación del aire es provocado no sólo por la emisión directa de un contaminante (contaminación primaria), sino también cuando la interacción de varios contaminantes genera las condiciones de calidad del aire en la atmósfera (contaminación secundaria). En este caso, sería necesario contar con análisis químico de filtros de estaciones de supervisión de calidad del aire que sean consideradas como representativas de la calidad del aire promedio del área de aplicación geográfica del programa. Este análisis entrega como resultado la responsabilidad de diferentes compuestos químicos, como amonio, nitratos, sulfatos, cloruros, polvo y carbono, en la composición química de la calidad del aire. Cada uno de dichos compuestos puede ser asociado a las emisiones de cada contaminante, lo que determina por tanto cuánto de la concentración promedio de contaminación es debida a cada contaminante y, por ende, las tasas de intercambio entre diferentes contaminantes.

A continuación se presenta un ejemplo de la aplicación de transacciones entre diferentes contaminantes en el caso del área metropolitana de Santiago. Como se destacó líneas arriba, el principal contaminante de preocupación para la autoridad es el material particulado respirable ( $MP_{10}$ ). La metodología considera asignar las concentraciones de los contaminantes secundarios de modo aproximado a los contaminantes primarios; esto es, asignar la participación porcentual de cada precursor en la formación de material particulado (fracción fina y gruesa). Luego, si se supone una relación lineal entre las emisiones del contaminante primario y las concentraciones asignadas del contaminante secundario, es posible obtener la relación entre las emisiones y las concentraciones. La asignación de las concentraciones ambientales de material particulado a los diferentes contaminantes primarios fue obtenida a partir del análisis químico de la concentración de  $MP_{10}$  efectuado por Conama en la región metropolitana en septiembre de 1999 en una estación de vi-



gilancia considerada por la autoridad ambiental como representativa de las condiciones promedio del área metropolitana de Santiago. El cuadro 5 muestra la participación de los distintos contaminantes primarios en la formación de material particulado secundario,  $MP_{2.5}$ , medido como valor medio anual de las concentraciones.<sup>17</sup>

CUADRO 5. *Composición química de la fracción del material particulado ( $MP_{2.5}$ )*

(Porcentaje de participación)

<i>Contaminante primario</i>	<i>Participación</i>
Material particulado respirable	34
Amonio	17
Óxidos de nitrógeno	22
Óxidos de azufre	17
Polvo resuspendido	4

FUENTE: Calfucura (2001).

Los factores emisión-concentración son estimados con los datos de emisiones del inventario de emisiones del PPDA para el año 1997 y las concentraciones ambientales para dicho año. Se utiliza un modelo *rollback* sencillo, en que suponemos una relación lineal entre las emisiones de un contaminante y la fracción de material particulado que dichas emisiones producen. Se considera una concentración promedio de  $MP_{2.5}$  de  $34 \text{ ug/m}^3$  para el promedio anual de concentraciones de este contaminante. La suma de cada contaminante primario que es explicada por emisiones antropogénicas representa 94% del total de la contaminación secundaria por  $MP_{2.5}$ , es decir,  $32 \text{ ug/m}^3$ . Las emisiones totales de cada contaminante y los factores emisión-concentración para fuentes antropogénicas se presentan en el cuadro 6.

Con información de daños en salud por  $\text{ug/m}^3$  de  $MP_{2.5}$  y costos de abatimiento provenientes de Calfucura (2001) para las diferentes opciones de abatimiento de cada contaminante en el sistema de compensación de emisiones del SEA, podemos analizar la costo-eficiencia de posibilitar compensaciones entre distintos contaminantes. El cuadro 7 presenta los resultados.

Los contaminantes de la primera columna (demanda) pueden compensar emisiones con los contaminantes desde la segunda columna hasta la sexta (oferta). Los números en cada celda representan la proporción ganancia/

<sup>17</sup> El resto de la aportación corresponde principalmente a cloruros arrastrados desde el mar hacia el área metropolitana de Santiago.

CUADRO 6. Factores emisión-concentración  $MP_{10}$ 

Contaminante primario	Emisiones (toneladas en 1999)	Concentración-emisión ( $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{ton anual}$ )
Material particulado respirable ( $MP_{10}$ )	4.285	0.00278
Amonio	29.391	0.00020
Óxidos de nitrógeno	53.326	0.00014
Óxidos de azufre	8.162	0.00070
Polvo resuspendido	40.334	0.00003

FUENTE: Elaboración propia.

CUADRO 7. Eficiencia relativa de compensación entre distintos contaminantes

Demanda	Oferta				
	$MP_{10}$	$NO_x$	$SO_x$	Polvo suspendido	CO
$MP_{10}$	1	0.01	0.26	0	0
$NO_x$	70.45	1	18.14	0.31	0
$SO_x$	3.88	0.06	1	0.02	0
Polvo	226.04	3.21	58.19	1	0
CO	Infinito	Infinito	Infinito	Infinito	1

FUENTE: Elaboración propia.

costo por unidad del contaminante en la fila de compensar con los diferentes contaminantes en la columna, es decir:

$$r_{i,j} = \frac{MD_j/C_j}{MD_i/C_i}$$

o sea, la proporción ganancia/costo de compensar una tonelada del contaminante  $i$  mediante la reducción de una tonelada del contaminante  $j$ . Interpretamos esta fórmula como sigue. Si la proporción ganancia/costo de reducir una tonelada del contaminante  $j$  es mayor a la proporción ganancia/costo de reducir una tonelada del contaminante  $i$ , sería socialmente eficiente permitir que una tonelada del contaminante  $i$  fuera compensada con  $r_{ij}$  toneladas del contaminante  $j$ . Se observa que compensar con material particulado de combustión ( $MP_{10}$ ) es la opción más eficiente para todos los demás contaminantes, con una proporción desde 3.88 en el caso de los  $SO_x$  hasta un valor infinito en el caso del CO. Para el polvo suspendido también es eficiente compensar con  $SO_x$  y  $NO_x$ , así como los  $NO_x$  ser compensados con  $SO_x$ . Finalmente, el CO podría ser compensado con cualquier otro contaminante, situación que generaría una ganancia neta positiva. La opción de compensación

intercontaminantes podría ampliar el concepto de uso de mecanismos de transacción de contaminantes desde el concepto de “comerciar emisiones” hacia el concepto de comerciar “contaminación equivalente”.<sup>18</sup>

El problema de incertidumbre respecto a cuál sería la correcta tasa de intercambio entre dos contaminantes debido a diferencias en las funciones de concentración-emisión podría ser resuelto mediante el uso de factores de seguridad, lo cual reduciría las ganancias netas de la compensación entre distintos contaminantes, pero aún podría permitir que la compensación entre contaminantes fuera una solución superior a mantener mercados de contaminantes no integrados.

c) *Integración de fuentes móviles.* Gran parte del problema de contaminación del aire en las ciudades de la América Latina se debe a las emisiones del transporte público y privado. Si bien los sistemas de compensación de emisiones se han focalizado en el congelamiento de emisiones por parte de la industria, incorporar al sector transporte dentro de los programas de transacción puede tener múltiples ventajas. Por una parte, ello podría acelerar la renovación del parque y facilitar la introducción de tecnologías más limpias en el sistema de transporte público. Por otra, ello permitiría congelar y/o reducir las emisiones del sector. Finalmente, las fuentes móviles pueden ampliar el rango de oferta de emisiones y la heterogeneidad de las fuentes reguladas, lo cual podría incrementar los ahorros de costos en un programa integrado de transacción de emisiones.

La aplicación de programas de transacción de emisiones para fuentes móviles presenta complejidades adicionales a los programas aplicados en fuentes fijas, debido a los desafíos que plantea la supervisión y la fiscalización y a la existencia de diversos instrumentos que pueden aplicarse en distintos puntos del proceso de generación de emisiones. Cuatro elementos son pertinentes en la elaboración de un programa de transacción de emisiones para fuentes móviles: la definición de las fuentes, el mecanismo de asignación de emisiones, la modalidad de transacción y la instrumentación del programa.

Respecto a la definición de las fuentes, ello dependerá si existe libre entrada al número de vehículos y regulaciones de su funcionamiento. En el caso de los sistemas de transporte público en la América Latina, existen ciudades donde el municipio o el Estado son propietarios del transporte público, y por tanto el número de autobuses puede ser controlado automáticamente

<sup>18</sup> Comerciar “contribución a las concentraciones” sería también un concepto que podría emplearse.

por la autoridad, junto a ciudades donde existe libre entrada y competencia y muchos monooperadores de autobuses. En este último caso, el cierre a la entrada de nuevos autobuses es una condición para determinar la asignación inicial por operador. En el caso del transporte privado, la asignación de derechos comerciables de emisión podría atraer la entrada de vehículos antiguos provenientes de otras ciudades para obtener permisos que tienen valor en el mercado. Para resolver este problema de captación de renta que se presenta, se podría seguir la experiencia de otros países mediante el reconocimiento para participar del sistema a vehículos que acrediten funcionamiento y antigüedad por un periodo determinado.

La asignación de emisiones debería realizarse de manera gratuita considerando parámetros que definan las emisiones pasadas, actuales y futuras para cada tipo de vehículo u otros criterios definidos por las autoridades respectivas. Para el transporte público, se pueden asignar emisiones por autobús o flota, dependiendo de la estructura del sistema de transporte público en la ciudad. En el primer caso, cada autobús es responsable de cumplir las metas de emisión que se le impongan, lo cual puede lograrse mediante transacciones entre autobuses de una misma flota (transacciones intralíneal), sin que sean inscritas en los registros. En este caso, la línea se comporta como una burbuja dentro de la cual ocurren transacciones, pero no son inscritas como tal. Si la asignación es por línea, se considera a cada servicio licitado como una entidad económica y las transacciones sólo se pueden realizarse entre las líneas, quedando limitadas las transacciones entre autobuses.

El mecanismo específico de asignación de emisiones considera diferentes modalidades de asignación. *Derechos por estándar de emisión* establecen una emisión promedio permitida, igual para todos los autobuses e independiente del recorrido, operación o tecnología de cada uno.<sup>19</sup> *Derechos corregidos por capacidad* ponderan el derecho asignado por estándar de emisión con un factor que refleja la capacidad de pasajeros del autobús. Este tipo de asignación motiva que los empresarios se presenten a licitaciones con autobuses de mayor capacidad y que equilibren de manera eficiente la capacidad del autobús y sus emisiones. *Derechos corregidos por número de pasajeros* ponderan el derecho asignado por estándar de emisión con un factor que indica el número de pasajeros transportados. *Derechos corregidos por kilometraje* ponderan el derecho asignado por estándar de emisión con un factor

<sup>19</sup> Para calcular los cupos requeridos es necesario fiscalizar el factor de emisión de cada autobús.

que distribuye las asignaciones según los kilómetros estimados para cada servicio. Finalmente, *derechos por pasajero-kilómetro* asignan las emisiones con base en la meta de emisión y al número esperado de pasajeros promedio por cada kilómetro recorrido por el autobús. Se asigna una mayor cantidad de emisiones a flotas que tienen recorridos de mayor densidad de pasajeros por kilómetro.

Si se considera las condiciones del sistema de transporte público y los requerimientos de información para la instrumentación de las diferentes modalidades de asignación de emisiones, una asignación mediante derechos por estándar de emisión podría ser aplicada cuando no existe información acerca de las características y operación de los autobuses o cuando las fuentes son bastante homogéneas en su operación. Esto, aun cuando puede ser poco equitativo, ya asigna mayor capacidad de emisión a autobuses que recorran mayores distancias. En general, los otros tipos de asignaciones requieren mayor información y fiscalización. Así por ejemplo, una asignación de derechos corregidos por pasajeros requeriría un sistema de cobro automático con registro del ingreso de pasajeros a cada autobús, mientras que asignando mediante derechos corregidos por kilometraje necesitaría incorporar dispositivos en los autobuses, que entreguen una medición fidedigna de la cantidad de kilómetros que ha recorrido el autobús en el periodo evaluado. Finalmente, derechos por pasajero-kilómetro transportado requiere una buena estimación de los factores pasajero-kilómetro, para evitar una mala distribución de las emisiones, lo cual puede resultar cuando se establecen recorridos completamente distintos de los conocidos en la actualidad.

En cuanto a la asignación de emisiones para vehículos particulares, las emisiones para toda la vida útil de un vehículo depende básicamente de: *i*) el factor de emisión base, *ii*) el factor de deterioro, *iii*) el recorrido anual y *iv*) la probabilidad de vida de los vehículos. Debido a que estas variables son distintas para cada tipo de vehículo, sea este particular, taxi o comercial, el análisis debe realizarse de manera pormenorizada para cada uno de ellos. El factor de emisión base depende principalmente de la tecnología del vehículo. Por otra parte el factor de deterioro aumenta a medida que los kilómetros recorridos por el vehículo crecen en el tiempo. Por último, las emisiones en frío dependen de varios factores, entre los cuales se puede mencionar: la distancia recorrida promedio del vehículo, proporción del viaje que se recorre en frío, temperatura del ambiente, velocidad promedio, tecnología del vehículo y la calidad del combustible.

Dado que en este sistema participarán a futuro fuentes de distintos sectores, un sistema perpetuo introduce problemas para realizar transacciones con distinta vida útil proyectada. Por otra parte, dada la asignación temporal de los permisos para los diferentes tipos de fuentes, es imposible definir una vigencia perpetua para las transacciones. De este modo, las transacciones deberían realizarse sobre una base anual, sin perjuicio de que puedan ser por más de una año; por ejemplo, dos líneas de autobuses pueden compensar sus emisiones por toda la vigencia de sus permisos (duración de la licitación), o dos fuentes fijas lo pueden hacer por el plazo de asignación total. La vigencia de la transacción está limitada por la menor de las vigencias de las fuentes implicadas. En el caso de los vehículos livianos éstos comercian, de una sola vez, sus emisiones esperadas futuras. Para compensar las emisiones con otras fuentes, que tienen asignaciones por un periodo, es necesario convertirlas a un flujo uniforme de reducciones por el largo del periodo, de modo que el valor presente de ambos flujos sea equivalente.

En el caso de los camiones, la opción de un programa limitado de *scrapping* de camiones antiguos podría financiar parcialmente su renovación o salida, pero ello también requeriría congelar las emisiones de material particulado y gases en este tipo de vehículos y cerrar el parque para los camiones existentes. En este panorama, todo camión nuevo debería también compensar sus emisiones. La utilización de un programa de *scrapping* podría generar créditos de emisión que pudiesen ser vendidos a la industria o al resto del sistema de transporte. Por ejemplo, si se considera una flota de mil camiones cuya renovación se adelantara para generar créditos de emisiones con una duración temporal de cinco años, podría generarse una oferta de 263 ton/año de  $MP_{10}$  y 3 378 ton/año de  $NO_x$ . Dichas emisiones valoradas a precio de mercado significaría un valor de 6 500 dólares por camión, lo que podría ayudar a acelerar la renovación de la flota de camiones. Lamentablemente, un sistema de permisos de emisión con una duración limitada (cinco años) podría tener escaso interés para la industria, dado que esta última comercia permisos permanentes.

## CONCLUSIONES

A la fecha, se han implementado tres programas de compensación de emisiones en Santiago. Si bien se ha observado una notoria mejoraría en la calidad ambiental, las debilidades institucionales y las carencias de información han afectado negativamente el costo-efectividad de estas políticas. En este

documento se argumenta que a pesar de dichas carencias, los programas de transacción de emisiones pueden ser un instrumento muy eficaz para enfrentar los problemas de contaminación del aire en la América Latina, y que las carencias institucionales y de recursos pueden ser subsanadas mediante la aplicación de programas que respeten el principio de la sencillez en todos sus ámbitos de elaboración.

La sencillez implica incorporar a la sociedad en general en los programas de compensación, descentralizando las tareas de supervisión, fiscalización y provisión de información a las fuentes reguladas. Mediante esta medida se puede aumentar también la credibilidad del sistema, fortaleciendo los incentivos económicos para las fuentes reguladas. Además, la sencillez en la elaboración implica desarrollar instituciones que permitan menores costos de transacción y una mayor liquidez del mercado. Tres tipos de instrumentos apuntan en dicha dirección: la aplicación de programas de transacción de emisiones del tipo *cap and trade*, la instrumentación de mercado integrados entre diferentes contaminantes y, finalmente, la incorporación de fuentes móviles dentro de un programa de transacción de emisiones.

Gran parte del escepticismo respecto a la utilización de programas de transacción de emisiones del tipo *cap and trade* en países en desarrollo se basa en la inhabilidad de estos países de medir emisiones de manera continua. Sin embargo, para muchos contaminantes podrían utilizarse otros medios, complementados con información suplementaria que permitan la verificación de los informes proporcionados por las fuentes reguladas. Por tanto, la función de la autoridad reguladora dentro de un programa del tipo *cap and trade* debe enfocarse en la medición y registro de la información de emisión más que en planes pormenorizados de cumplimiento y conocimiento de la tecnología específica de una instalación. Ello otorga un papel más directo a los reguladores, dado que les remueve de las decisiones específicas a una tecnología y/o instalación y les permite enfocarse en los resultados de medición.

Así como la compensación de emisiones entre distintas fuentes aumenta las posibilidades de reducción de emisiones para cada fuente y reduce los costos totales de control, un sistema más abierto que permita el intercambio no sólo entre distintas fuentes sino que también entre distintos contaminantes podría generar una solución aún más costo-efectiva, si los costos de administración y transacción son bajos. Aunque instrumentar mercados intercontaminantes significa contar con información que puede no estar dis-

ponible en el corto plazo en países en desarrollo, se podría recurrir a métodos sencillos de estimación lo suficientemente precisos para permitir que la compensación entre contaminantes fuera una solución superior a mantener mercados de contaminantes no integrados.

Incorporar al sector transporte dentro de los programas de transacción puede tener múltiples ventajas. Podría acelerar la renovación del parque y facilitar la introducción de tecnologías más limpias en el sistema de transporte público, permitiría congelar y/o reducir las emisiones del sector a la vez que ampliar el rango de oferta de emisiones y la heterogeneidad de las fuentes reguladas. Sin embargo, presenta también complejidades adicionales a los programas aplicados en fuentes fijas, debido a los desafíos que plantea la supervisión y la fiscalización.

Por último, se deberían utilizar, de manera complementaria a los programas de compensación de emisiones, políticas de difusión de información. Estas políticas se basan en la provisión pública de información respecto al desempeño ambiental de las fuentes reguladas, de manera que los mercados de capital, los consumidores y el público en general puedan reaccionar ante dicha información castigando a las empresas que no cumplen, lo que genera incentivos adicionales para un mayor cumplimiento por parte de las fuentes reguladas.

Intentos por resolver problemas, como la equidad intergeneracional y la contaminación concentrada localmente, es posible que deberán ser propuestos, ya que en el corto plazo pueden imponer restricciones a los emisores que minen los méritos de los programas de transacción de emisiones.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alberini, A., W. Harrington y V. McConnell (1995), "Determinants of Participation in Accelerated Vehicle-Retirement Programs", *RAND Journal of Economics*, vol. 26, núm. 1.
- Banco Mundial (2007), *World Development Indicators 2007* (<http://go.worldbank.org/3JU2HA60D0>).
- Bell, Ruth Greenspan, y C. Russell (2002), "Environmental Policy for Developing Countries", *Issues in Science and Technology*, primavera.
- Bohm, P., y C. F. Russell (1985), "Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments", A. V. Kneese y J. L. Sweeney (comps.), *Handbook of Natural Resources and Energy Economics*, vol. 1.



- Borregard, N., C. Sepulveda, P. Bernal y E. Claro (1997), "Instrumentos económicos al servicio de la política ambiental en Chile", *Ambiente y Desarrollo*, marzo, vol. XIII (1).
- Burlando, A., y A. Motta (2007), "Self-Reporting Reduces Corruption in Law Enforcement", Marco Fanno Working Paper núm. 63, Departamento de Economía, Università Degli Studi Di Padova.
- Cason, T., y C. Plott (1996), "EPA's New Emissions Trading Mechanism: A Laboratory Evaluation", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 30(2), pp. 133-160.
- Cifuentes, L., y J. P. Montero (1998), "Análisis de la aplicación de un cambio en el impuesto específico a los combustibles sobre las emisiones en la región metropolitana", informe elaborado para la Comisión Nacional del Medio Ambiente, Región Metropolitana, Chile.
- (1999), "Evaluación económica del Plan Piloto de Buses a Gas Natural Comprimido", informe elaborado para Conama Región Metropolitana.
- (2000), "Costos de las medidas del Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana", informe elaborado para Conama Región Metropolitana.
- , y J. P. Montero (2001), "Diseño de instrumentos económicos aplicados para el control de la contaminación atmosférica en la región metropolitana", estudio realizado para Conama Región Metropolitana.
- Conama (1997), "Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana".
- (2003), "Reformulación del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana".
- Coria, Jessica (2006), "Transactions in The Santiago Emission Market: ¿Why Did Sources Loose their Emission Permits?", Facultad de Economía y Empresa, Universidad Diego Portales, inédito.
- , y Thomas Sterner (2008), "Tradable Permits in Developing Countries: Evidence from Air Pollution in Santiago, Chile", EfD Discussion Paper 08-34.
- Da Motta, R., R. Huber y H. Ruitenbeek (1999), "Market-Based Instruments for Policymaking in Latin America and the Caribbean: Lesson from Eleven Countries", *Environment and Development Economics*, vol. 4, núm. 2, páginas 177-201.
- Dasgupta, S., y B. Laplante (2001), "Pollution and Capital Markets in Developing Countries", *Journal of Environmental Economics and Management* 42, páginas 310-335.
- , Jong Ho Hong, B. Laplante y N. Mamingi (2006), "Disclosure of Environmental Violations and Stock Market in the Republic of Korea", *Ecological Economics* 58, pp. 759-777.

- Deweese, D. (2001), "Emissions Trading: ERC or Allowances?", *Land Economics*, vol. 77, núm. 4, pp. 513-526.
- Ellerman, A., y J. P. Montero (1996), "Why are Allowance Prices so Low? An Analysis of the SO<sub>2</sub> Emissions Trading Program", Working Paper 96-001, MIT CEEPR.
- EPA (Environmental Protection Agency) (2003), "Tools of Trade: A Guide to Designing and Operating a Capand Trade Program of Pollution Control", EPA 430-B-03-002.
- Gamma Consultores (2007), "Diseño y evaluación de medidas para fuentes fijas en la reformulación del plan de prevención y descontaminación del aire de la región metropolitana", informe preparado para Conama Región Metropolitana.
- Garcia, J., T. Sterner y S. Afsah (2007), "Public Disclosure of Industrial Pollution: The PROPER Approach for Indonesia?", *Environment and Development Economics* 12, pp. 739-756
- Hahn, R. (1989), "Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 3, pp. 94-114.
- Harrington, W. (1988), "Enforcement Leverage when Penalties Are Restricted", *Journal of Public Economics*, vol. 37, pp. 29-53.
- Jurado, J., y D. Southgate (1999), "Dealing with Air Pollution in Latin America: The Case of Quito, Ecuador", *Environment and Development Economics*, vol. 4, núm. 3, pp. 375-388.
- Keohane, N., R. Revesz y R. Stavins (1997), "The Positive Political Economy of Instrument Choice in Environmental Policy", Discussion Paper 97-25, Resources for the Future, Washignton.
- (2001), "Essays in the Economics of Environmental Policy", tesis doctoral, Harvard University, inédito.
- Kerr, S., y R. G. Newell (2000), "Policy-Induced Technology Adoption: Evidence from the U. S. Lead Phasedown", Resources for the Future Discussion Paper 01-14.
- Kim, B. (2006), "A Study on the Emission Trading System in the Seoul Metropolitan Area, Korea: Based on Experiences in the United States", tesis de maestría, University of Oregon.
- Konar, S., y M. A. Cohen (1997), "Information as Regulation: The Effect of Community Right to Know Laws on Toxic Emissions", *Journal of Environmental Economics and Management* 32, pp. 109-124.
- Kosobud, R., D. Schreder y H. Biggs (2000), *Emissions Trading: Environmental Policy's New Approach*, Wiley and Sons Publishers.
- Krueger, J., K. Grover y J. Schreifels (2003), "Building Institutions to Address Air Pollution in Developing Countries: The Cap and Trade Approach", OECD Global

- Forum On Sustainable Development: Emissions Trading, Concerted Action On Tradable Emissions Permits Country Forum.
- Krupnick, A. (2003), "Urban Air Pollution in Developing Countries: Problems and Policies", Partha Dasgupta y Karl-Göran Mäler (comps.), *The Environment and Emerging Development Issues*.
- Montero, J. P., J. M. Sánchez y R. Katz (2002), "A Market Based Environmental Policy Experiment in Chile", *Journal of Law and Economics*, vol. XLV, abril.
- (2002), "Multipollutants Markets", *The RAND Journal of Economics*, vol. 32, núm. 4, pp. 762-774.
- (2007), "A Simple Auction Mechanism for the Optimal Allocation of Commons", *American Economic Review*.
- OCDE (1999), "Economic Instruments for Pollution Control and Natural Resource Management in OECD Countries: A Survey", Working Paper on Economic and Environmental Policy Integration.
- (2002), "Implementing Domestic Tradable Permits: Recent Developments and Future Challenges", OCDE, París.
- (2004), "Greenhouse Emissions Trading and Projects Based Mechanisms", Proceedings OECD Global Forum on Sustainable Development: Emissions Trading.
- O’Ryan, R. (1996), "Cost-Effective Policies to Improve Urban Air Quality in Santiago, Chile", *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, noviembre, pp. 302-313.
- Palacios, M., y C. Chávez (2005), "Determinants of Compliance in the Emissions Compensation Program in Santiago, Chile", *Environment and Development Economics* 10, pp. 453-483.
- Parry, IWH (1997), "Environmental Taxes and Quotas in the Presence of Distorting Taxes in Factor Markets", *Resource and Energy Economics*, vol. 19, núm. 3.
- RECLAIM (1993), *Program Summary & Rules*, South Coast Air Quality Management District.
- Ponce, R., y C. Chávez (2005), "Costos de cumplimiento de un sistema de permisos de emision. Aplicacion a fuentes fijas en Talcahuano, Chile", *EL TRIMESTRE ECONÓMICO*, vol. LXXII (4), núm. 288, octubre-diciembre, pp. 847-876.
- Rusell, C., y W. Vaughan (2003), "The Choice of Pollution Control Policy Instruments in Developing Countries: Arguments, Evidence and Suggestions", Henk Folmer y Tom Tietenberg (comps.), *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2003-2004*, Edward Elgar Publishing, pp. 331-371.
- Solomon, B., y R. Lee (2000), "Emissions Trading Systems and Environmental Justice", *Environment*, vol. 42, núm. 8, pp. 32-45.
- Stavins P. (1995), "Transaction Costs and Tradeable Permits", *Journal of Environmental Economics and Management* 29, pp. 133-148.

- Stavins P., y B. Whitehead (1997), "The Next Generation of Market-Based Environmental Policies", Discussion Paper 97-10, Resources for the Future, Washington.
- Stranlund, J., y C. Chávez (2000), "Effective Enforcement of a Transferable Emissions Permit System with a Self-reporting Requirement", *Journal of Regulatory Economics*, vol. 18, pp. 113-131.
- Tietenberg, T. (1998a), "Ethical Influences on the Evolution of the US Tradable Permit Approach to Air Pollution Control", *Ecological Economics*, vol.24, núm. 2 y 3.
- (1998b), "Disclosure Strategies for Pollution Control", *Environmental and Resource Economics*, 11, pp. 587-602.
- UNEP (2007), *Global Environment Outlook, GEO4*, Environment for the Development, United Nations Environment Programme.
- Vijay, S. (2003), "Heterogeneity of Marginal Abatement Cost, and Savings from Application of Market Based Instruments for the Industry Sector in the MCMA", Institute for Economy and the Environment, University of St. Gallen ([http://www.oikos-stiftung.unisg.ch/academy2003/paper\\_vijay.pdf](http://www.oikos-stiftung.unisg.ch/academy2003/paper_vijay.pdf)).
- Vislie, J. (1995), "Desingning Optimal Environmental Incentive Schemes Under Moral Hazard and Private Information", Department of Economics, University of Oslo, mimeografiado.
- Weitzman, M. (1974), "Prices vs. Quantities", *Review of Economics Studies*, vol. 41, pp. 477-491.
- Zegras (2001), "Mecanismos financieros aplicados al desarrollo urbano como consecuencia de sus impactos en los sistemas de transporte: el caso de Santiago de Chile", *Revista TRANVIA*, núm. 13.