

Capítulo 6

Economía y Ambiente: Análisis de una alternativa de manejo agrícola para reducir costos ambientales y mejorar la posición de la cadena agroindustrial argentina.

Jorge Ingaramo

1. La economía y el ambiente

El ambiente cumple, por lo menos, cuatro funciones que son valoradas positivamente por la sociedad:

- forma parte de la función de producción de una gran cantidad de bienes,
- actúa como receptor de residuos y desechos de todas clases,
- proporciona bienes naturales (paisajes, parques, etc.) que forman parte de la función de utilidad de la sociedad y
- es un sistema integrado que proporciona los medios para sostener toda clase de vida (Pearce, 1976).

La economía es una disciplina muy desarrollada, cuenta con un extenso cuerpo teórico, un paradigma asociado con la forma en que funciona el mundo de la producción y las finanzas y ramas o áreas de estudios vinculadas con los sectores que la componen. Sus fundamentos se encuentran en la microeconomía: las teorías del consumidor, de la empresa y de su interacción en los mercados, que constituyen la base de casi todo el cuerpo teórico.

Uno de los campos de aplicación que se apoya en la micro, es la economía ambiental (EA). Sus contribuciones principales han sido el diseño de instrumentos de política ambiental (Recuadro N° 1), la valoración no monetaria (y la estimación de demandas y ofertas) de bienes y servicios que no tienen mercado. Otras contribuciones son la adaptación de instrumentos desarrollados, para otras áreas, a cuestiones relativas al ambiente.

Para la mayoría de los bienes y servicios de una economía moderna, existen mercados que equiparan los costos del productor con las preferencias del consumidor, a fin de obtener precio y cantidad “de equilibrio”. Para el caso del ambiente, se dice que los mercados “fallan” en la asignación de la cantidad de contaminación socialmente deseable. La EA trata a la contaminación como una externalidad, o sea un costo que sufre la sociedad (o un grupo social) y que no está internalizado en la función de costos de quien la produjo.

Ahora bien, la contaminación no es el único problema ambiental. La sociedad asigna valores a la conservación de áreas naturales, paisajes, especies de flora y fauna silvestre y, en general, desea preservar el capital natural sin impedir el desarrollo económico (ver Capítulo 1). Si uno provisoriamente acepta como área de acción de la economía ambiental la reducción de la contaminación o el logro de la cantidad socialmente deseada de la misma, la discusión más relevante es en torno a los instrumentos, en cuyo diseño intervienen los fundamentos de la teoría microeconómica (ver Recuadro N° 1)

En los últimos veinte años, se ha desarrollado otra disciplina, surgida de la ecología sistémica, denominada economía ecológica (EE), que también enfoca la toma de decisiones sociales sobre cuestiones ambientales. La primera (EA) involucraba predominantemente a economistas. La segunda a ecologistas.

Costanza (1991), la define como “un campo de estudio que se refiere a las relaciones entre los ecosistemas y los sistemas económicos en el sentido más amplio”. El énfasis recae en la salud del ecosistema a largo plazo. Los seres humanos somos “una” parte del mismo. Una diferencia entre los dos campos, se asocia a la medida del valor del ambiente. Los ecologistas adoptan un punto de vista bio-físico del valor, distinto del énfasis en la valoración individual de la economía convencional, fundada en precios de mercado. El énfasis está puesto en el contenido de energía que entra al ecosistema, en las necesidades de minimizar u optimizar su uso y de reducir la cantidad de residuos, o en el empleo de menos recursos o materias primas para conseguir los mismos o mejores bienes o servicios.

Por otra parte, en muchos textos se vincula el tratamiento de la economía ambiental con el de los recursos naturales. La economía de los recursos (ER) tiene que ver con la producción y el uso eficiente de recursos, tanto renovables como no renovables. Por lo general, la EA se relaciona con cuestiones estáticas de la asignación de recursos; “el tiempo no es un asunto relevante cuando se pretende decidir sobre la cantidad correcta de contaminación atmosférica en Londres” (Kolstad, 2001). Por su parte, la ER se relaciona con procesos dinámicos, siendo el tiempo la variable relevante y la que discrimina entre renovables y no renovables, o fundamenta su tipificación.

Dasgupta y Heal (1979) proveen un detalle de la teoría que explica el uso óptimo de los recursos agotables. Visintini (1996) computó para La Argentina la renta de los recursos

naturales no renovables (petróleo y gas) y su diferencia con la renta agraria (ricardiana) a los fines de la política pública.

Las tres ramas tratan temas y afines. La EA y la ER se enseñan juntas, ya que los modelos subyacentes son los de la microeconomía convencional, Como se verá, las tres aportan valiosos instrumentos de decisión. En los últimos diez años, tienden a mejores diálogos y convergencias más propicias.

Según Kolstad (2001), es preciso distinguir entre los Principios generales acerca de la importancia del ambiente en la vida humana y aquellos que se emplean para tomar decisiones acerca de proyectos o regulaciones específicas. Los primeros son a menudo más difíciles de adecuar a decisiones prácticas. Propone considerar tres filosofías básicas: el bio-centrismo (los humanos como otra especie más, que no tiene derechos especiales sobre los recursos), el antropocentrismo (el ambiente existe solamente para servir las necesidades materiales de los humanos) y la sustentabilidad (desalienta las “acciones que, si se continúan de manera indefinida, conducirán a la destrucción de los seres humanos y del ambiente”).

En base a estos principios, se deben tomar decisiones ambientales desde un conjunto de diferentes preferencias. Hay diversos mecanismos de elección social, sobre qué contaminación es tolerable y a qué costo (tópico de la EA).

El teorema de imposibilidad de Arrow afirma que no hay una manera perfecta de hacer elecciones sociales, dado un conjunto de supuestos razonables. Se requiere cierta flexibilidad, y que existan formas de hacer elecciones, tales como la votación por mayoría. Las limitantes (o críticas) son: las preferencias pueden ser maleables y las decisiones no incluyen horizontes de largo plazo ya que, aún en las votaciones por mayoría, las futuras generaciones no están representadas.

2. La convergencia entre la economía ambiental y la economía ecológica

A raíz de la preocupación internacional por Nuestro Futuro Común, surge el Desarrollo Sustentable (DS) como aspiración y propuesta, hacia finales de los ochentas del siglo pasado (ver Cap.1). Se ha enfocado la discusión en encontrar un balance entre las

aspiraciones de bienestar de la sociedad y la capacidad del ecosistema global para permanecer en el tiempo, pese a la dinámica de la actividad humana. En pos de dicho objetivo, los gobiernos regulan por de la política ambiental; el sector productivo se compromete con una actuación responsable, y los consumidores pretenden un consumo sustentable y mayor calidad ambiental.

Hay tres tendencias: en un extremo, el DS significa que el sistema económico se reproduzca y crezca a partir del mantenimiento y/o aumento del stock de capital agregado, generación tras generación. En el otro extremo, la visión eco-céntrica, que exige del sistema económico “hacer menos con menos”, no crecer en lo posible, y por el contrario, alcanzar un estado estacionario (steady-state economy), en tanto se reduce a cero la tasa de crecimiento de la población (Pearce y Turner, 1993). La posición intermedia es la del DS y la manera de alcanzarlo. Particularmente, la economía ambiental y la economía ecológica han mantenido un debate respecto del tema que permite advertir que existen puntos de encuentro entre estas dos disciplinas.

Lionel Robbins, en el debate sobre lo que se entendía en esa época por ciencia económica, observó que la economía no se debería enfocar en el bienestar material pues hay algo que está más allá del bienestar y determina el comportamiento del hombre: la escasez como problema. Una situación “económica” cumple cuatro condiciones: 1) que el ser humano tenga múltiples deseos o necesidades; 2) que estos se puedan ordenar según su prioridad; 3) que los medios para lograr satisfacerlos sean escasos y 4) que tengan usos alternativos o puedan reasignarse a los fines más diversos.

El autor de la síntesis neoclásica, Paul Samuelson, sostuvo: “la Economía es el estudio de la manera en que las sociedades utilizan los recursos escasos para producir mercancías valiosas y distribuirlas entre los diferentes individuos”.

A nivel agregado, las sociedades que se organizan en torno al mercado, permiten que este, en conjunto con el gobierno, regulen el sistema de producción y consumo. Se necesita de factores de producción para generar la oferta. Estos, que originariamente se denominaron tierra, trabajo y capital, con el desarrollo de las teorías del crecimiento, se redujeron a distintas formas de capital: Capital natural, capital humano y capital hecho por el hombre, respectivamente.

Así concebidos, los factores tienen la capacidad de sustituirse los unos a los otros. La sustitución de capital humano por capital hecho por el hombre fue (simplificando) la revolución industrial. Si se define al capital como un producto anterior de la economía, que no ha sido consumido sino que se reserva para ser usado en el futuro, como factor de producción para generar un nuevo valor; y al capital natural, como aquellos bienes de la naturaleza, que pueden ser usados también en el futuro, como factores de producción para generar un nuevo valor, entonces (a nivel agregado) hay sustitución cuando, en un nuevo producto, el capital natural se convierte en un nuevo capital fabricado. En otras palabras, si un recurso natural en lugar de que su valor (medido en dinero) se dedique al consumo, se usa para la inversión (creación de capital hecho por el hombre) disminuye la cantidad de capital natural y aumenta la de capital hecho por el hombre. El principio de escasez subyace a la elección, en este caso social, para su asignación (actual e inter-temporal).

Se ha definido la economía ambiental como la aplicación de los principios económicos al estudio de la gestión de los recursos ambientales. De manera alternativa, se puede definir en virtud de su propósito, esto es, como la rama de la economía que se dedica al estudio de cómo y por qué las decisiones de individuos repercuten en el entorno natural y cómo se puede actuar sobre ellos para respetar a los humanos y al ecosistema (Field, 1996).

A su vez, la economía ecológica no está subordinada ni a la economía ni a la ecología; es una síntesis integradora de ambas (Constanza, 1994), es decir, es transdisciplinaria y holística pues “trata de abarcar las relaciones entre los sistemas ecológicos y económicos en el más amplio sentido sin pretender acotar rígidamente el campo de investigación”. Su origen se debe a la aspiración por un Desarrollo Sostenible Global (Jiménez 1996) impulsado por los lineamientos del Informe Brundland (1987), tal lo expuesto en el Capítulo I.

De la comparación entre los orígenes de ambas disciplinas, surge:

1) Su razón de ser es distinta. Para la EA, el fin último es normalizar las relaciones entre el sistema de producción-consumo y el ecosistema, de manera que el primero pueda seguir usando los bienes y servicios que proporciona el segundo, generación tras generación. La razón de ser de la EE, es establecer cuáles son las claves

que impiden el logro de la sustentabilidad planetaria, incluida la especie humana.

2) Para ambas, la economía convencional (neoclásica) es útil. El instrumental neoclásico es suficiente como herramienta analítica, para la EA, mientras para la EE, debe ser complementado por el saber de la ecología.

¿Por qué ambas, con diferentes acentos, requieren de los instrumentos de la economía?. La respuesta es: ambas comparten un mismo problema de estudio y, de manera menos precisa, los puntos de referencia para elaborar, cada una, sus propuestas individuales.

En lo que hace al enfoque de la sostenibilidad, esta puede ser de dos tipos según su intensidad:

1) Para la Sostenibilidad Débil, el ambiente es otra forma de capital, por lo que la sostenibilidad es dejar a las siguientes generaciones un stock no menor al actual (regla de capital constante) o sea que es sostenible una situación, en el futuro, con menos capital natural, siempre que esta pérdida fuera reinvertida en otras formas de capital (Pearce y Turner 1993).

Dos supuestos soportan esta tesis: existe perfecta o por lo menos alta sustituibilidad entre factores, que dejan de ser tales, para pasar a ser formas distintas de capital y, en segundo lugar, la tecnología es determinante. En efecto, el análisis que se hace de la regla de capital constante y en general de la Sostenibilidad Débil, es esencialmente estático por lo que Solow y Hartwick (ver Pearce y Atkinson, 1992) argumentan que hay que considerar que es posible una variación en el stock de capital, en función de las tasas de cambio técnico y de crecimiento de la población.

2) Por su parte, la Sostenibilidad Fuerte se alcanza si la tasa de depreciación del capital natural es menor o igual a cero, es decir que la pérdida de valor del capital natural en el tiempo sea negativa o que el stock de capital natural no se deprecie, sino que se acreciente o por lo menos se mantenga constante.

Para esta regla conservacionista, entre los activos del capital natural, algunos, como el aire, el agua, la capa de ozono, etc., en tanto constituyen el soporte para la vida, son de protección imperativa, ya que no tienen sustitutos (Pearce y Turner 1993).

Para Constanza, la sostenibilidad es una relación entre los dinámicos sistemas económicos humanos y los sistemas ecológicos más grandes, también dinámicos pero normalmente más lentos para cambiar (Constanza 1994). Es posible entonces, que la vida humana continúe indefinidamente, que los individuos prosperen y que las culturas humanas se desarrollen, siempre que los efectos de las actividades humanas permanezcan dentro de ciertos límites para no destruir la diversidad, la complejidad y la función del sistema ecológico que da soporte a la vida.

Constanza diferencia entre lo que no es sostenibilidad, lo que puede ser sostenibilidad y lo que realmente es. El crecimiento económico se define como aumento de cantidades (el Recuadro N° 2 presenta la vinculación entre ambiente y crecimiento económico, vista desde diversos enfoques). Dado que existe complementariedad entre el capital natural y el capital hecho por el hombre, el crecimiento no puede ser infinito en un planeta finito, por tanto el crecimiento sostenible sería una imposibilidad. Pero el desarrollo económico significa una mejora en la “calidad de vida” que no necesariamente provoca un aumento en la cantidad de recursos que se consumen. En consecuencia, puede ser sostenible. Sin embargo, la verdadera sostenibilidad es “la cantidad de consumo que se puede mantener indefinidamente sin degradar las existencias de capital, incluyendo las existencias de capital natural” (Constanza 1994).

Para lograr la sostenibilidad, se deben cumplir con “criterios de afinidad” con el ecosistema global, antes de pretender la mejora en los indicadores cuantitativos. Riechman y Daly (Riechman, 1995) intentaron coordinar la máquina económica con la reacción del ecosistema global. Sus principios se basan en respetar la capacidad de renovación de recursos y la capacidad de asimilación de residuos o emisiones, además de reducir al mínimo la generación de daños, mediante precaución o adecuada selección de tecnologías.

Adicionalmente, Constanza (1994) propone: dadas la incertidumbre y la alta probabilidad de una mala predicción, lo más prudente es asumir que el planeta cuenta con un nivel de existencias de capital natural inferior a los niveles sostenibles e invertir en su mejora.

Como se ve, existe una versión común (a la EA y a la EE) de la regla que conduce

al Desarrollo Sostenible y esta es la versión fuerte de sostenibilidad. La diferencia surge en la causa de la actual situación de insostenibilidad planetaria: para la EA, es un problema de asignación eficiente de recursos; para la EE, se debe a la escala del sistema económico en relación al ecosistema global que permite al primero funcionar.

Para la economía ambiental, la mala asignación ocurre por las fallas de información; es decir, si los derechos de propiedad estuvieran claros, no habría externalidades, o los perjudicados serían resarcidos por los causantes del daño. Si se les pudiera definir un precio, esto es, se pudiera cuantificar el valor de todos los recursos, los individuos y los diseñadores de política podrían tomar decisiones de uso, con criterios de racionalidad económica (maximizadora de satisfacciones o beneficios) la cual, según la economía convencional, implica eficiencia.

Para la EE, el mundo ha pasado de estar relativamente vacío a estar relativamente lleno en un período de tiempo corto (70 años). Según mediciones de 1986, se estaba usando cerca del 40% de la producción neta primaria de la fotosíntesis de las plantas (Daly, 1994) y se ha superado la capacidad de carga del planeta. Si el sistema económico sigue con su crecimiento exponencial, al final de los próximos 70 años, se estaría alcanzando un “lleno” para el cual la sostenibilidad de todas las especies estaría seriamente amenazada. En consecuencia, si no se frena la escala del sistema económico, el simple mejoramiento en la eficiencia de la asignación sólo permitiría repartir mejor cantidades cada vez más pequeñas de recursos.

Constanza (1994) postula que el uso de incentivos incorpore la incertidumbre sobre los impactos ambientales y se complemente con los criterios sociológicos, culturales y políticos de aceptación o rechazo de las instituciones. Se deben apoyar instrumentos como los sistemas flexibles de seguros ambientales o sea formas de pago por contaminación, que tienen dos componentes: básico, por cargos directos por daños ambientales y variable, o sea un bono de seguridad sobre la estimación actual de los mayores daños potenciales, que puedan darse en el futuro. El dinero recaudado, por medio del bono de seguridad, se depositaría en cuentas, con una tasa de interés. Después del proyecto o ejercicio productivo, se reembolsaría si el empresario demuestra que no generó impacto o no lo va a crear. Con ello, se pasa del principio antiguo “el que contamina paga” a “el que contamina, también

paga por la incertidumbre”.

La disponibilidad de información, la capacidad de predicción y las actitudes más o menos preventivas todavía marcan diferencias (cada vez menores) entre los enfoques teóricos. En la práctica, hay avances como el “acuerdo” para el combate al Cambio Climático (Recuadro N° 3) donde Economía y Ecología aprenden haciendo, juntas.

3. Servicios ecológicos ambientales.

“Cuentan que Maurice Chevalier, cuando un joven periodista le preguntó sobre lo que suponía llegar a viejo, respondió: “hombre, es una lata. Las piernas flaquean, duelen las articulaciones, te quedas dormido en las reuniones, la memoria ya no acompaña. Pero bueno, a la postre, tampoco está tan mal ... si tiene usted en cuenta la alternativa”. Probablemente algo parecido pueda decirse a favor de las técnicas que el análisis económico ha propuesto para la valoración de intangibles en general y de la calidad ambiental en particular” (Azqueta Oyarzum, 1994).

Los servicios ambientales consisten en flujos materiales, energía, información y calidad ambiental, desde el stock de capital natural que, combinado con el capital industrial y el capital humano producen bienestar. El stock de capital global toma diferentes formas, la mayoría identificables en formas físicas, incluyendo capital natural (árboles, atmósfera, minerales, etc.), capital industrial (máquinas y edificios) y capital humano (Costanza et al, 1997).

Es poco probable lograr el bienestar humano sin poner en consideración el capital natural, dado que los otros capitales requieren de él para su construcción. Los servicios ambientales contribuyen al bienestar humano pero no están completamente comprendidos dentro de los mercados, ni adecuadamente cuantificados en términos comparables con los servicios económicos y con el capital industrial. Por el momento, tienen escaso peso en decisiones políticas (Costanza et al, 1998). A menudo la importancia de los servicios del ecosistema es apreciada sólo después de que ellos se pierden.

Los bienes y servicios ecológicos sólo podrán sustentar la calidad de vida humana si el planeta mantiene activa una variedad de sistemas biológicos, en buena condición de

funcionamiento. Pero es una utopía intentar conservar todas las áreas naturales del mundo, por lo cual una buena estrategia es determinar y conservar aquellas que presentan un elevado valor, en la provisión de servicios ecológicos esenciales para el bienestar humano.

El desafío de valorar económicamente los servicios de los ecosistemas es complejo y multidimensional. Para esto, hay que valorar sus funciones, aunque hay ecosistemas difícilmente evaluables. Los procesos de deterioro ambiental, en un sentido económico estricto, sólo son computados en la medida que entran en la esfera del valor, es decir cuando están incluidos en los procesos de producción.

Según el Millennium Ecosystem Assessment (2003), los servicios del ecosistema son: a) de provisión (ej. alimentos), tangibles y con valor de mercado; b) de regulación (ej. purificación del agua), intangible y sin valor de mercado; c) culturales (ej. patrimonio histórico), relativamente tangibles y valuables y d) de soporte (ej. conservación de la biodiversidad), intangibles y esenciales para el sustento del resto de los servicios ecológicos.

Carreño y Viglizo (INTA, 2007), empleando los datos de Costanza et al (1997) ofrecen para La Argentina, una “primera aproximación para detectar las eco-regiones con mayor oferta relativa de servicios ecológicos. Las eco-regiones correspondientes a los Esteros de Iberá y Delta e islas de la Mesopotamia, son las que acreditan la mayor oferta relativa de servicios ecológicos dentro del territorio argentino”. Ello se explica por la elevada proporción del espacio territorial cubierto por humedales proveedores de servicios esenciales, como el control de inundaciones, la purificación de aguas, la protección de tormentas, el ciclado de nutrientes, etc. Si a los dos sistemas mencionados se agregan Las Yungas, la Selva Paranaense y el Bosque Andino-patagónico, se obtiene el 87% de aporte de los servicios ecológicos producidos por el país.

Morello y Pengue (2001) escribieron: “Si Oscar Wilde alguna vez dijo que *los economistas saben el precio de todas las cosas, mientras no saben el valor de la mayoría de ellas*, podemos argumentar que los ecólogos han conocido funciones eco-sistémicas de gran importancia, pero raramente habían pensado en cómo darle precio a esas funciones o servicios ambientales”.

En este sentido, Azqueta Oyarzun (1994) provee una presentación detallada de los

métodos para la valoración económica de la calidad ambiental, desde el enfoque microeconómico de la llamada Economía del Bienestar. Los diferencia entre métodos directos e indirectos. Éstos analizan la conducta de la persona e infieren la valoración implícita que le otorgan al ambiente. Dichos métodos son: a) de los costos evitados o inducidos; b) del costo del viaje y c) de los precios hedónicos. Aplicando los directos o hipotéticos, es posible que la persona revele de manera directa esta valoración a través de encuestas, votaciones, etc. El llamado método de la valoración contingente, ofrece diversas modalidades, que también son ampliamente discutidas en Gilpin (2003).

Sería largo exponer virtudes y defectos de dichas valoraciones, que se usan habitualmente en los casos prácticos de diseño de políticas. Los economistas, de alguna manera, han tratado de responder a la ironía de Oscar Wilde.

4. El análisis Costo Efectividad de la Siembra Directa y la Labranza Mínima.

El objetivo de la presente sección es realizar un Análisis de Costo-Efectividad (ACE) de determinadas buenas prácticas agrícolas que, al facilitar la captura de carbono y reducir la combustión de los fósiles, a) combaten el Cambio Climático (CC) y b) permiten derivar recomendaciones que estimulen la generalización de las mediciones de impacto y las propuestas de corrección.

Para ello, se parte de que existen medidas win-win (todos ganan), es decir que permiten obtener beneficios económicos privados y, a la vez, mejorar la calidad ambiental (el ejemplo que se usará para esta exposición, se basa en la literatura disponible sobre reducción en las emisiones de CO₂). Cálculos efectuados por diversos actores, e incluso por el propio IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático), reconocen que es posible reducir la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) sin incurrir en costos económicos netos (Bruce et al, 1996).

La mayor parte de los problemas ambientales (incluido el CC) tiene características que invalidan su tratamiento “clásico”, por parte de la ciencia. Incertidumbre, problemas de medición, valores sociales en disputa, conviven con autoridades no siempre informadas y, a veces, con la necesidad de actuar de manera urgente o preventiva, sin contar con los estudios que habitualmente impondría un riguroso tratamiento científico. Es habitual un

enfoque tendiente al logro de “soluciones de compromiso” (trade-off) ante la ausencia de soluciones óptimas y, más aún, consensuadas.

Por ejemplo, para el CC, está probado el aumento de temperatura en el pasado. También el aumento en las emisiones de GEI, por el hombre. Pero los márgenes en las estimaciones son muy amplios, así como la evolución de la temperatura del planeta en el futuro. También hay incertidumbre acerca de los costos económicos. Sin embargo, la demora en tomar medidas podría tener graves consecuencias (ejemplo: pérdida irreversible de diversidad biológica).

Otra característica de los problemas ambientales es el largo plazo involucrado y la necesidad de una tasa de descuento para demostrar beneficios y costos económicos, presentes y futuros. Por ejemplo, la “inercia” del sistema climático supone que las reducciones en las emisiones sólo tendrán efecto a largo plazo. O sea, es preciso contrastar costos presentes con beneficios diferidos.

Finalmente, hay problemas de carácter global (el CC es el principal de ellos). No importa dónde se emita, siempre se afectará al planeta, aunque los impactos puedan diferenciarse por regiones: en el caso del CC las naciones próximas al Ecuador o aquellas con costas de baja altitud están más expuestas, en tanto los países más ricos (responsables de la mayoría de las emisiones) es posible que vean aumentar sus cosechas, de allí los menores incentivos para luchar contra el CC. Esto incentiva la conducta del free-rider, es decir no tomar medidas esperando que las tomen el resto de los países.

Las metodologías ABC y ACE

La técnica del Análisis Beneficio Costo (ABC) ha sido empleada tanto por el sector privado como por los gobiernos para:

- aceptar o rechazar un solo proyecto, programa o política.
- seleccionar uno entre diferentes proyectos alternativos discretos.
- elegir un número menor entre una cantidad mayor de proyectos alternativos discretos.
- aceptar o rechazar diferentes proyectos.
- elegir entre diversos proyectos mutuamente excluyentes.

-ayudar a decidir si un programa o política propuesto se debe llevar a cabo, o si hay que continuar o discontinuar algún programa existente.

-ayudar a elegir la escala y oportunidad adecuadas de un proyecto, programa o política.

Por lo general, y de preferencia, este método se aplica antes de llevar a cabo el proyecto (ex ante), pero también se puede utilizar una vez concluido (ex post). Como el futuro es, de alguna forma impredecible, muchas veces es posible que difieran las expectativas y los resultados (Gilpin, 2003).

La Relación Costo Beneficio se calcula descontando beneficios y costos brutos, a lo largo de la vida del proyecto, mediante una tasa de interés seleccionada. La diferencia (entre beneficios y costos) representa el Valor Presente de los Beneficios Netos. La relación Costo Beneficio permite seleccionar proyectos y priorizarlos.

En algunos casos, es posible que el Análisis Costo-Beneficio sea inviable o inadecuado; al menos en la práctica. Es factible que ciertos objetivos tengan aprobación privada o política mientras que los beneficios, aunque evidentes y reales, no se puedan medir con facilidad en términos monetarios o de valor.

Sin embargo, aunque existe la posibilidad de que el Análisis Costo-Beneficio presente ciertas lagunas (complejidad), su pariente, el Análisis Costo-Efectividad (ACE) sigue teniendo relevancia. En el Capítulo XIII del Assessment Report 2007 del IPCC se lo reconoce como uno de los cuatro principales “Criterios de evaluación de los instrumentos de política ambiental” reportados en la literatura, que son:

-Efectividad ambiental: el grado en el cual una política logra su cometido o consigue resultados positivos;

-Aspectos distributivos: las incidencias o aspectos distributivos de una política, que pueden incluir la equidad, definida ampliamente;

-Factibilidad institucional: el grado en el cual un instrumento de política puede ser visto como legítimo, conseguir aceptación, ser adoptado e implementado y

-Costo-Efectividad: el grado en el cual una política puede alcanzar sus objetivos al mínimo costo para la sociedad.

Si se consideran los beneficios reales, o supuestos, de un proyecto, el ACE tiene

que ver con el enfoque del menor costo, en relación con el objetivo; implica el análisis de los costos de métodos alternativos para llevar a cabo el (los) objetivo(s), con miras a conseguir el máximo valor por dólar (o peso) invertido. Evidentemente, el ACE no se puede utilizar para comparar proyectos con diferentes objetivos.

Está claro que hay muchas dificultades para consensos metodológicos a nivel global, por eso, mientras tanto, la mayoría de los modelos utilizados para estimar costos y beneficios de reducciones en la emisión de GEI no respetan el carácter integrado o global del fenómeno. Así, pueden distinguirse entre ellos dos tipos: los top-down (macroeconómicos) y los botton-up (microeconómicos).

Los modelos top-down son de dos tipos: a) de equilibrio parcial, como por ejemplo los que evalúan la interacción entre energía y economía y el costo de alternativas energéticas y b) de equilibrio general, como es el caso del modelo GREEN de la OCDE (1992).

Por lo general, se basan en la economía tradicional y respetan sus supuestos, sobre todo los que devienen en el concepto de que las mejoras en la eficiencia no inducida por los precios suelen ser despreciables. Un ejemplo de estos modelos es el aplicado por el IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático), que estimó que para mantener las emisiones de cada país en los niveles de 1990 habría un costo de 0,2-0,7% del Producto Mundial en 2010 y que el mismo crecería al 3-7%, a fines del siglo XXI.

Los críticos de estos modelos aducen que redundan en apoyos a la opción de “esperar y ver”, hipótesis que estaría subyacente en el Protocolo de Kyoto. Combatir el CC sería muy caro para la sociedad. Se presume que las mejoras tecnológicas darían soluciones técnicas, alternativas a aquellas medidas de reducción de emisiones, que los políticos no se atreven a tomar.

Los modelos de equilibrio parcial describen respuestas a cambios en los precios energéticos y no fueron creados específicamente (aunque son útiles) para evaluar costos de reducción de emisiones. De modo que, dada la incertidumbre, las dificultades para repartir el costo de la reducción de emisiones entre los países y los altos riesgos asociados al CC, es más eficiente adoptar prácticas que consigan el objetivo a un menor costo social. De allí la

creciente importancia de los modelos botton-up.

En estos modelos, hay un gran potencial para reducir costos ambientales, introduciendo tecnologías eficientes o aumentando su utilización ya que el costo económico es bajo y en algunos casos negativo. El conjunto de tecnologías disponible pueden dar lugar a curvas de costos que podrían ordenarse para efectuar una comparación directa de Costo Efectividad (CE).

El funcionamiento de estos modelos asume que la demanda de un servicio o la oferta de un bien se pueden generar de diversas maneras, con un costo distinto en función de la disponibilidad de recursos. Luego, es posible construir un sistema que priorice medidas o técnicas en función de su CE. Por ejemplo, es posible construir curvas de oferta, con el costo por tonelada de CO₂ ahorrada o capturada, por período de tiempo. Así, análisis efectuados en diversos países indican que se pueden lograr reducciones de 13 a 35% en las emisiones de GEI a ningún costo o a uno muy bajo, para la sociedad (Wilson & Swisher, 1993). Veamos, sólo a título de ejemplo, un cambio tecnológico que, instrumentado a nivel micro o de empresa, ayuda al combate del CC, entre otros beneficios ambientales.

La agricultura conservacionista: siembra directa y mínima labranza.

La agricultura convencional influye negativamente en la emisión de GEI. Es responsable de un tercio de las mismas, principalmente CO₂, aunque también metano y óxido nitroso. El CO₂ es requerido por las plantas para realizar la fotosíntesis, transformándolo en carbono (secuestro) y reduciendo el efecto invernadero.

Puede decirse que aparte de las emisiones por uso de combustibles fósiles, el arado y la labranza convencional liberan CO₂ del suelo. Diversos ensayos demuestran que el arado de vertedera provoca una pérdida de CO₂, 14 veces mayor que en un suelo no labrado, en tanto que las herramientas de agricultura de conservación dan lugar a una pérdida sólo 4 veces mayor. (González Sánchez, Martínez Videla, Federación Europea de Agricultura de Conservación, 2002).

La fertilidad de los suelos agrícolas ha descendido 13% entre 1945 y 1990, según FAO (2002). Las actividades agropecuarias emiten CO₂ a través de la combustión de fósiles, la descomposición de materia orgánica y la quema de rastrojos. Por eso, la

agricultura conservacionista se presenta como alternativa, no sólo para reducir las emisiones sino para incrementar el contenido de carbono en los suelos. De aumentar un grado centígrado, en los próximos 30 años, la temperatura media del planeta (podría subir hasta 6 grados centígrados en 2100) se incrementará la evaporación de agua de las plantas y el suelo y habrá un efecto directo sobre plagas y enfermedades de la fauna y flora terrestre. Por ello, es crucial el papel del carbono orgánico en el suelo como indicador de calidad ambiental.

Según González Sánchez (2002), para la UE (Unión Europea) de los 15, en el caso de que el 70% de la superficie agrícola (M has 81,7) estuviese bajo siembra directa y mínimo laboreo, la reducciones de emisiones de CO₂ serían algo más de M tn 135 por año.

Por su parte, la materia orgánica es fundamental para la actividad biológica del suelo, es su fuente de energía. La cantidad, diversidad y actividad de la fauna del suelo y los microorganismos está directamente relacionada con la materia orgánica. Los suelos actúan como un sumidero de carbono y cumplen un papel fundamental en su ciclo global. Diversos autores acuerdan que la agricultura convencional causa efectos negativos por lo cual, amén de la calidad de las aguas y la erosión de los suelos, en los últimos veinte años, se han perdido entre el 30 y el 50% del carbono presente en aquellos. El empleo de técnicas conservacionistas permite mayor contenido en materia orgánica y suelos más fértiles. El estudio “Captura de carbono por el suelo para un mejor manejo de la tierra”, de FAO (2002), revela que estas prácticas podrían contribuir a fijar, en los próximos veinticinco años, el 10% del carbono producido por el hombre y al mismo tiempo mejorar el suelo y la calidad de los cultivos.

Agricultura de Conservación en La Argentina: ejemplo de Costo Efectividad.

Como ejemplo de aplicación, para el caso argentino, usaremos los mismos parámetros (indicadores) del estudio de 2002 para la UE (fundados en la bibliografía provista por González Sánchez y Martín Videla, 2002). Seguramente son diferentes en nuestro caso, pero no se dispone a la fecha de evaluaciones similares.

Se estudiarán cuatro cultivos, con tres tipos de labranza, aunque para distintas zonas

o regiones de La Argentina.

-Girasol sudeste de Bs.As. (18 qq por hectárea), labranza convencional. También centro-sud de Córdoba (18 qq en SD) y oeste de Bs.As. (22 qq en mínima labranza -ML-).

-Maíz zona núcleo (85 qq en convencional y en directa) y oeste de Bs. As. (75 qq en ML)

-Soja de primera zona núcleo (32 qq convencional y directa) y oeste de Bs. As. (30 qq en ML)

-Trigo zona núcleo (35 qq convencional y directa) y oeste de Bs. As. (30 qq en ML).

-La reducción de la descomposición de carbono gracias a la siembra directa (SD) es de 2.850 kg/ha, mientras que la reducción de emisiones de CO₂ por consumo de combustible fósil es de 133,9 kg/ha.

-La reducción de la descomposición de carbono gracias a la mínima labranza es de 1850 kg/ha de CO₂ y el ahorro de combustible es de 60,6 kg/ha de CO₂.

- Empleando el precio promedio esperado para 2008 en el mercado mundial de Derechos de Emisión, donde se preve transar M U\$S 92, por un volumen de M tn 4200 de CO₂, se valorará a U\$S 22 por tn equivalente de CO₂ por hectárea, siguiendo los indicadores del trabajo para la UE citado más arriba.

-Para efectuar el ACE, en este caso de cultivos anuales, se puede evitar la consideración de la tasa de descuento y sólo emplear el costo directo (implantación y protección) por hectárea, en dólares, a marzo de 2008, como indicador del costo de cada tecnología, según diversas revistas de lectura habitual por los productores agrícolas argentinos. Se calcularán beneficios netos de la tecnología ambientalmente sustentable, por tonelada, ya que se emplearon zonas y rendimientos por hectárea distintos.

Resultados de Costo Efectividad.

Se llega a tres resultados evidentes:

a) para soja y girasol, ambas tecnologías (SD y ML) son modelos win-win, ya que el costo directo por tonelada desciende al aplicar tecnología conservacionista.

También descienden al aplicar ML para trigo y maíz, por lo que se obtiene el mismo

resultado;

b) sólo tiene sentido aplicar ACE al comparar maíz y trigo en SD versus convencional. En el primer caso, el beneficio por tonelada es 5,5 veces el aumento del costo directo y en el segundo es 5,3 veces.

c) una variante del ACE consiste en sumar, para los modelos win-win en sus seis alternativas (las cuatro de ML, la de SD para girasol y soja de primera) el ahorro de costo directo por tonelada y el “ingreso” proveniente de la captura de carbono, valuado a U\$S 22, como ya se dijo. Los resultados son: -para girasol: en SD U\$S 62,4 / tn y en ML U\$S 47 / tn; -para soja de primera: en SD U\$S 23 /tn y en ML U\$S 20/tn; -para maíz: en ML U\$S 9 / tn y -para trigo U\$S 21 / tn.

Aunque pueda estar sobreestimado el efecto de captura de carbono, puede decirse que el valor del beneficio social de aplicar siembra directa a, digamos, M has 16, rondaría los M U\$S 1050 por año. La Autoridad de Aplicación del Protocolo de Kyoto no admite estas prácticas como MDL (ver Recuadro N° 3), por lo cual los productores argentinos hacen una contribución win-win, sólo obteniendo eficiencia privada y sin la posibilidad de emitir Bonos de Carbono.

Discusión del ejemplo. Críticas.

El método ACE (en un modelo botton-up) no está exento de críticas: a) se suele suponer un “escenario base” que puede estar expuesto a “subjetividades”, para demostrar un mayor impacto; b) se suponen costos constantes y que no hay avance tecnológico o economías de escala (por ejemplo en medidas de eficiencia energética) y por último, c) al derivar una curva “agregada” de costos, se asume una posible sustitución tecnológica durante un período de tiempo determinado, sin perturbar ni el precio, ni la oferta y la demanda de las tecnologías elegidas.

Pese a estas críticas, el carácter local y de corto plazo y la posibilidad de sumar infinitas decisiones individuales (dado el bajo costo de ciertos cambios en tecnología) han facilitado intervenciones muy importantes. Por ejemplo, para el caso del CC, pese a que nadie sabe si el mercado asegurará la tasa de sustitución necesaria de las tecnologías

contaminantes (haría falta cuidadosa intervención pública) el mismo Panel reconoció la existencia de reducción de emisiones, mediante medidas sin costo (Bruce et al, 1996). Para que una intervención pública optimice el empleo de tecnologías limpias (mediante etiquetado, eco-tasas, estímulos a la investigación y desarrollo tecnológico, etc.) deben aplicar modelos de planificación, derivados del ACE de distintas medidas puntuales, que faciliten priorizar los presupuestos, tanto para la política de investigación y desarrollo como para la promoción del empleo de tecnologías limpias.

Para describir mejor cada situación determinada, se pueden emplear diversos modelos, aunque no debería extraerse como conclusión que unos son mejores que otros. Los modelos botton-up subestiman los impactos entre sectores y consideran casi exclusivamente la eficiencia de quienes toman decisiones, basados en medidas de ACE. Por su parte, los top-down están demasiado condicionados por las instituciones (empresas y gobiernos determinantes de los precios y costos históricos) y por ende tienden a subestimar los beneficios potenciales de una reforma global. Los primeros sirven de justificación a quienes defienden “empezar por casa”, asumiendo que la responsabilidad, por ejemplo del CC, la tienen los países desarrollados. Los segundos son empleados por quienes desean “compartir la carga” de, por ejemplo, la reducción de CC entre las diversas naciones.

Para el caso del sector agropecuario y agroindustrial argentino, que puede generar proyectos para certificar reducción de emisiones en el marco del Protocolo de Kyoto, siempre está disponible (no para la SD y la ML) la opción del comercio de emisiones en el marco del MDL (el modelo top-down del Panel Intergubernamental de Cambio Climático está subyacente) y la participación en los mercados de Bonos de Carbono. No obstante, la disponibilidad de tecnologías costo efectivas, de singular importancia en un contexto de preservación (por ejemplo del recurso suelo), permite la difusión y promoción del cambio tecnológico, alentando tanto una posición preventiva como una actividad de remediación, que pueden estar fundadas en modelos botton-up de masiva aplicación (SD y ML), gracias al estímulo de su bajo costo.

También suelen relativizarse los resultados obtenidos mediante el ACE (en el caso de menor consumo de energía fósil), empleando lo que se conoce como la Paradoja de

Jevons, que fuera enunciada en 1865: las mejoras tecnológicas en la eficiencia de un proceso sólo se traducen en ahorros efectivos, si el “sistema” no evoluciona en el tiempo. Sin embargo, las sociedades humanas, como sistemas complejos que son, se adaptan rápidamente a los cambios por lo que, en respuesta a las mejoras en eficiencia, siguen aumentos en los niveles de actividad. Así, las sociedades que, por ejemplo, experimentan una intensidad energética decreciente en el tiempo, ven aumentado su nivel de actividad y de consumo energético.

Una medida de eficiencia, que puede tender hacia la sustentabilidad, al implicar una menor entropía (derroche de energía), puede inducir cambios en el sistema que reduzcan su adaptabilidad (por ejemplo, aumentando el nivel de actividad) y provocar un aumento de la entropía del mismo: así, parte del crecimiento económico ha conducido a la construcción de viviendas más grandes, electrodomésticos más versátiles, iluminación más intensa y otros cambios en la tecnología del consumo, que desaprovechan la energía. Esto ilustra la paradoja de mirar sólo a la eficiencia tecnológica, sin cambios de actitud: uno puede llegar a ser más eficiente energéticamente, consumiendo más energía (Norgard, 1993).

Por ende, restringirse sólo a la eficiencia, es un enfoque insuficiente. Si sólo se estimula la introducción de dichas medidas sin algún tipo de desincentivo al aumento de la actividad económica que se podría derivar (si los individuos gastan menos en combustibles y electricidad, pueden gastar más en otros bienes que, también, pueden influir en las emisiones), el logro de ganancias en eficiencia se puede invertir sólo en el crecimiento del sistema, sin mejorar su adaptabilidad a los recursos naturales disponibles.

La conservación ambiental también es un problema del cambio de actividades, en otras palabras, de re-asignación. Podemos, entonces, expandir las actividades que no tienen impactos ambientales o tienen pequeños impactos pero, el cambio hacia la sustentabilidad ambiental será consecuencia de adaptar no tanto el número de individuos de nuestra especie, como el tipo de actividades que realizamos, a la capacidad de carga del planeta. Se trataría de analizar las medidas, en diferentes escalas temporales, para ver en cada momento actividades ganadoras y perdedoras, ampliando de esta forma la información disponible para el tomador de decisiones que, mediante un análisis multi-criterio (si bien más amplio y dinámico que el ABC, debería estar bien fundado), podría seleccionar las mejores opciones

y los impactos más favorables.

5. El papel del Foro de la Cadena Agroindustrial.

El Foro puede promover o contribuir a la formación y aplicación de criterios de desarrollo sustentable, la difusión entre los actores sociales de sus principios, la formación de redes institucionales para el intercambio de conocimientos, el estímulo al cambio en las actitudes, tanto a nivel local como regional o global, para ser ejemplo de responsabilidad ambiental, en su carácter de institución abierta, crítica y generadora de propuestas y para el fomento del trabajo interdisciplinario en las temáticas de la sostenibilidad.

Además, el Foro podría estimular de la relación entre educación y sostenibilidad, a todos los niveles, desde las escuelas primarias y técnicas hasta los niveles terciarios.

Este libro permite identificar aproximaciones sobre el tema de la producción agropecuaria y agroindustrial y la aplicación del concepto de desarrollo sostenible. Dichas aproximaciones son útiles para luego definir, dado un conjunto de criterios provisto por una investigación sistemática y continuada en el tiempo, la/s tendencia/s en sostenibilidad más compatibles con lo que la institución considere deba difundirse en la sociedad toda, incluyendo por supuesto, a quienes toman decisiones en materia económica y productiva.

Recuadro N° 1 Instrumentos económicos de Política Ambiental

Desde el punto de vista económico, la contaminación es considerada como una externalidad negativa, pues la actividad de una persona (o empresa) repercute en el bienestar de otra, sin que se pueda cobrar un precio por ello, en uno u otro sentido (Azqueta Oyarzun, 1994). Se trata de efectos de la producción o consumo de bienes, sobre consumidores o productores que no participan en su compra o venta; por ello el beneficio o perjuicio no se refleja en precios de mercado. No se logra eficiencia, ya que los precios dejan de dar las señales orientadoras.

Utilizando impuestos iguales a los costos marginales de la contaminación, para el nivel óptimo (o socialmente deseable) de la producción, se internaliza dicho costo y el tributo pasa a ser un costo privado. La externalidad implica un costo, toda vez que el agente

económico que la sufre no es compensado por el que la genera. Cuando se produce una compensación, beneficio privado y social se igualan.

Para Field (1996), existen tres tipos de enfoques o estrategias políticas (descentralizadas, de regulación directa e incentivos) para atenuar la discrepancia entre el nivel actual de calidad ambiental y el deseado.

-Enfoques descentralizados: permiten que los individuos involucrados en un caso de contaminación ambiental lo solucionen por sí mismos, ya sea mediante negociaciones informales o a través de una interacción más formal (como la Justicia). Se supone que las empresas directamente involucradas son aquellas que pueden saber más (información) acerca de los daños y sus costos de reducción y, en consecuencia, obtienen el balance correcto entre éstos. Entre dichas políticas se encuentran las leyes de responsabilidad, los derechos de propiedad y la persuasión moral.

-Estrategias de regulación directa y control o de políticas públicas: las autoridades, con el fin de generar un comportamiento considerado socialmente deseable, legislan y utilizan mecanismos, para lograr que las personas o empresas reduzcan el daño o lo internalicen en sus costos. En el caso de políticas ambientales, las estrategias consisten en promover diversos tipos de estándares para generar un mejoramiento en la calidad ambiental, y/o hacer ilegal determinada actividad contaminante (Field, 1996; Pearce y Turner, 1995). El problema de los estándares radica en que su resultado será económicamente eficiente, sólo en forma “accidental”, pues es poco probable (una vez más, información) que se asegure el nivel “óptimo” de externalidad. Demanda contar con algún tipo de control, que supervise la actividad del contaminador y también de capacidad por parte de la autoridad, para imponer sanciones (Pearce y Turner, 1995).

-Estrategias basadas en incentivos: están diseñados para que las actividades ambientales nocivas sean menos atractivas por resultar más costosas; se trata de convertir las externalidades en costos internos. El enfoque de incentivos se basa en dos tipos de políticas para evaluar y valorar la contaminación ambiental (Field, 1996): A) impuestos y subsidios y B) reembolso de depósitos y permisos de emisión negociables.

A1) Impuestos: Si las empresas o los consumidores no pagan el costo completo

de la contaminación causada por los productos que hacen o compran, al elevar el de las actividades nocivas por medio de impuestos, se les obliga a pagar el costo total. El impuesto requerido se calcula dándole un valor a la externalidad, al conocer la relación entre la demanda del bien y su precio. Se fijaría, entonces, a la tasa que reduzca suficientemente la demanda y así alcance la meta ambiental establecida.

A2) Subsidios: la autoridad pública paga a determinado contaminador cierta cantidad por cada unidad (tonelada, metro cúbico, etc.) de emisiones que reduzca, a partir de un nivel de referencia. Suele haber dificultades al establecer los niveles de base, a partir de los cuales se van a medir las reducciones. El subsidio actúa como una compensación por reducir emisiones y revela el costo de oportunidad de la remediación o la prevención del daño ambiental.

B1) Reembolso de depósitos: es la combinación de un impuesto y un subsidio. Los fondos para pagar el subsidio por abstenerse de producir bienes, en forma ambientalmente perjudicial, se obtienen de aplicar impuestos en el momento de su compra. Este sistema es útil cuando se compran y/o utilizan productos de amplia distribución, principalmente cuando la disposición o uso final es difícil o imposible de monitorear, como es el caso de los combustibles fósiles (Field, 1996).

B2) Permisos de emisión negociables: se trata de una política de enfoque descentralizado. Son contratos pactados en el mercado de capitales, que otorgan al poseedor el derecho a emitir determinada cantidad de contaminantes a la atmósfera. Conceptualmente, por ejemplo, un programa de derechos negociables para CO₂, asignaría inicialmente (distribuiría según niveles de daño) alguna cantidad de permisos y posteriormente el mercado (formado por los contaminadores) permitiría que los emisores de CO₂ los usen o realicen transacciones de compra-venta o intercambio de los mismos. Este instrumento regula la cantidad deseada de emisiones de la sustancia contaminante y deja a la interacción entre la oferta y la demanda, la definición del precio temporal de un permiso. La disposición a pagar será tanto mayor cuanto más cueste el cambio hacia la tecnología limpia. Así, la oferta de permisos es fija, aunque puede reducirse (si se retiran del mercado o son comprados y acumulados por los que enfrentan costos más altos) o aumentar, si se colocan más permisos en el mercado. De esta forma, la autoridad reguladora

sólo permite un determinado nivel de emisiones contaminantes y concede permisos o certificados de emisión por esa cantidad (Pearce y Turner, 1995).

Si la cantidad de permisos en circulación es constante, las emisiones también lo serán, sin cumplir con el principal objetivo del sistema, que es disminuir la cantidad de emisiones. El éxito dependerá a) de limitar la circulación de la cantidad de permisos, a través de reglas claras y sencillas y b) facilitar que el intercambio proceda. Un programa de este tipo presenta dificultades cuando hay pocos compradores y vendedores, haciendo que las presiones competitivas sean débiles: un pequeño grupo puede estar en capacidad de concentrar poder de mercado, fijando precios diferentes a distintos demandantes o utilizando el control de permisos de emisión para dominar su industria (caso de oligopolio).

En Acquatella (2001, págs. 16 y 17) se encuentra una taxonomía completa de los instrumentos de política aplicables a la gestión ambiental, que incluyen las regulaciones y sanciones gubernamentales, la legislación donde se prevé la responsabilidad por daños al ambiente y tres categorías de instrumentos económicos: a) cargos, impuestos y tarifas más incentivos y financiamiento; b) creación de mercados –permisos transables- y c) intervención a nivel de demanda final, o sea “regulación informal”, que consiste, entre otras, en la promoción de los programas de etiquetado y certificaciones, legislación para la publicación, por la empresa, de datos acerca de su generación de desechos, la publicación de listas de empresas contaminantes y la educación sobre programas de re-uso y reciclaje.

Recuadro N° 2 Crecimiento económico y ambiente.

Durante algunos años, se consideró que la limitación en los recursos naturales del planeta, impediría el crecimiento económico permanente. Ahora bien, dichos límites al crecimiento pueden no sólo venir de la disponibilidad finita de materias primas, sino de la también limitada capacidad de la naturaleza para actuar como sumidero de los residuos producidos por la actividad económica. De hecho, los costos por tratamiento o eliminación de residuos reducen también la rentabilidad de los Proyectos.

La vinculación entre crecimiento y ambiente fue tratada en abundante literatura: en

los años `60s y `70s, se analizaba la capacidad de extracción de recursos naturales, el agotamiento de los mismos y su impacto sobre el crecimiento. En los 90s se argumentó que la relación entre crecimiento y deterioro de ambiente tenía forma de U invertida: en las primeras etapas del desarrollo, había pérdidas en calidad ambiental y a partir de un umbral de ingreso por habitante, dichas pérdidas adoptaban una tendencia decreciente. Por su similitud con la Curva de Kuznets, que relaciona desarrollo económico y distribución del ingreso, se la ha llamado Curva de Kuznets Ambiental. La original supone que, al comienzo, el crecimiento redistribuye a favor de los ricos, hasta un momento en se vuelve más y más equitativo.

Tres son los canales en que se da la implicancia:

a) Efecto escala: predomina en los primeros estadios de desarrollo, ya que se usan más energía y materias primas y se producen más emisiones contaminantes.

b) Efecto composición: con el desarrollo y la mayor participación de los servicios en el Producto, se da cierta sustitución de insumos hacia otros menos contaminantes. También hay un efecto composición en los cambios en la demanda que, naturalmente, van en el mismo sentido.

c) Efecto tecnología: con el crecimiento, se invierte más en investigación y desarrollo y es posible reducir emisiones. Aquí se considera, además, la transferencia de las industrias sucias a países de menor grado de desarrollo relativo.

Como la demanda de calidad ambiental tiene una elasticidad-ingreso mayor que 1, a partir de cierto nivel de ingresos, se da una creciente demanda por productos y tecnologías verdes, que favorece la profundización del tramo decreciente de la Curva.

Si se aceptan los supuestos subyacentes, no habría necesidad de aplicar una política de cuidado ambiental. Bastaría con promover el crecimiento. Ahora bien, la evidencia empírica no ha sido concluyente. Así, por ejemplo, la U invertida no se da para todas las contaminaciones posibles. Además, las relaciones no son estables, según se trate de distintas formas de polución. Por otra parte, las diferencias y especificidades de cada modelo de desarrollo, sobre todo en sus etapas iniciales (muchas veces, puesta en valor de recursos naturales), no permiten conocer a priori cuál es el nivel de ingreso (y menos en

situaciones de distribución inequitativa) a partir del cual se deteriora menos el ambiente. Finalmente, en la mayor parte de los estudios se trataban los niveles de emisión (periódicos) y no la concentración de efectos contaminantes, lo que dificultó las comparaciones en el tiempo.

Otro modelo, que asigna un rol decisivo al progreso tecnológico exógeno, es el llamado Modelo de Solow. Dicho progreso se diferencia entre el orientado a la producción de bienes y servicios y el destinado a la reducción de emisiones. Por el primero, y con el efecto-escala inicial del crecimiento, se aumentan las emisiones. Para alcanzar el desarrollo sostenible, la intensidad del segundo (cambio reductor de emisiones) es fundamental. Sólo entonces sería posible convalidar la pendiente decreciente de la Curva.

La reducción de emisiones es una actividad económica en sí, que emplea recursos escasos. Por ella, se genera un efecto tecnológico, que reduce las emisiones por unidad de producto, pero a la vez puede bajar la tasa de crecimiento de éste y por ende la contaminación total.

Los modelos mencionados no consideran el “proceso de optimización”. Este comportamiento decisivo es crucial para reducir los costos de las políticas y para el establecimiento, tanto del principio subyacente (mínimo costo), como del horizonte temporal de las regulaciones. El progreso tecnológico puede reducir o mantener bajos los costos de las políticas y facilitar el cumplimiento de las normas. Exceptuando al Modelo de Solow, hay costos en el crecimiento, derivados de la regulación, que se atenúan al optimizarse los resultados de aquella. Por otra parte, luego de un primer deterioro del ambiente, puede haber recuperación o remediación. Enfoques dinámicos, enriquecen el análisis.

Puede decirse que, en la literatura económica, no existe consenso respecto del vínculo entre crecimiento y ambiente. Las dispares mediciones de los tres efectos (canales) mencionados así como la influencia del cambio tecnológico a lo largo del tiempo y en términos de capacidad de remediación, impiden que haya reglas y acentúan la importancia de la información y los diagnósticos, previos al diseño de políticas ambientales.

=====

Recuadro N° 3 El combate al cambio climático: aplicación de teoría económica.

Desde el punto de vista económico, la intensificación del efecto invernadero, que deriva de la actividad del hombre o, más precisamente, de las emisiones de GEI (gases de efecto invernadero), es una externalidad negativa de la producción, consumo o transporte.

Field (1996) menciona que la cantidad de emisiones de CO₂ (dióxido de carbono) depende de la interacción de cuatro factores.

a) La población: si las demás condiciones permanecen constantes, mayores poblaciones utilizarán más energía y emitirán mayores cantidades de este contaminante;

b) El Producto por habitante, que corresponde a una medición de la producción doméstica de bienes y servicios. Ninguno de estos dos factores se puede considerar como candidato para reducir, a corto plazo, las emisiones de CO₂. Es baja la probabilidad de que medidas deliberadas de control de la población sean efectivas. Difícilmente, un país esté dispuesto a reducir su desarrollo económico;

c) La eficiencia energética: es decir la cantidad de energía utilizada por unidad monetaria (cualquiera que sea) de producción. El aspecto clave, en este caso, consiste en desplazarse hacia tecnologías de producción, distribución y consumo que exijan cantidades de energía relativamente menores, y

d) la cantidad de CO₂ producido por unidad de energía utilizada: distintas formas de energía implican, distinta producción (por unidad de uso) de estos contaminantes, por lo cual las reducciones se pueden lograr al desplazarse hacia combustibles menos intensivos en su contenido.

Field reduce las emisiones de GEI a combustibles y energía. Pero hay otras actividades que impactan en el CC; como se verá más adelante (desde la forestal al manejo de desechos).

¿Cómo corregir esta situación y alcanzar el nivel de producción deseado?

Antes de determinar qué medidas emplear, habría que analizar cuál es esa

situación deseada, es decir la asignación eficiente. Para ello, debemos considerar que la actividad generadora de la externalidad (negativa) conlleva un costo o daño, que podríamos denominar social (perjuicio o des-utilidad para terceros derivados de los efectos externos negativos, que no tienen un reflejo en los precios).

De la confrontación posterior con la demanda en el mercado, obtendríamos un precio que reflejaría todos los costos y beneficios marginales de la actividad y la cantidad eficiente a producir, que será lógicamente inferior (en caso de evitar el daño social). En definitiva, se trataría de internalizar los daños sociales o externalidades.

Pigou justifica, ante la presencia de externalidades, la intervención del Estado. Sería necesario que el Gobierno intervenga cobrando impuestos (ante externalidades negativas) o subsidios (positivas). Con ello, se desincentivaría/incentivaría la actividad generadora de la externalidad. En caso de conocer los costos privados, la demanda y la valoración de los efectos externos, se podría fijar el impuesto/subsidio necesario para alcanzar la asignación eficiente. También plantea la posibilidad de la regulación (normas) como medida para eliminar o desincentivar los efectos externos negativos.

Según Coase, la intervención no siempre es necesaria. Sería posible la consecución de una “externalidad óptima” y de un máximo nivel de bienestar a través de la “negociación” contaminador-afectados. Para ello, es necesario: a) abundante información; b) bajos o nulos costos de transacción y c) derechos de propiedad (de las distintas partes) bien asignados, para que puedan defenderse, en la Justicia.

Si se conocen los valores de lo que se consigue y de lo que se deja de conseguir en cada caso, se podrá elegir la distribución de “derechos de propiedad” que maximice el valor de la producción. Se trata de, por ejemplo, asegurar el derecho de los perdedores de río abajo, ante el productor de efluentes perjudiciales, río arriba.

Para la resolución del problema, Coase rechaza la solución de Pigou, porque considera que el para corregir las externalidades es el mercado. A partir de esta idea, expone lo que se ha dado en llamar el Teorema de Coase: dada una dotación inicial de derechos y en ausencia de costos de transacción, las dos partes implicadas resolverán el problema planteado por la externalidad, a través de la mera negociación, no siendo

necesaria por tanto la intervención del Estado (instrumentos pigouvianos)

La solución que se derivaría de esta negociación sería un óptimo de Pareto, (el bienestar de uno de los agentes no podría mejorar sin que empeorara el de otro). La consideración de costos de transacción, implicaría la necesidad de internalizarlos. Si aquellos fueran prohibitivos, no se consideraría la posibilidad de negociar.

Mediante la definición correcta de derechos de propiedad (ante la “posibilidad de generar externalidades”) y la creación de un mercado de estos derechos, para su negociación, se llegan a internalizar los efectos “externos”. Se obtiene, así, una valoración que se refleja en el precio final del bien, sin la necesidad de la intervención del Gobierno.

Se obtendría una valoración de la externalidad, que pasaría a reflejarse en el precio final del bien, sin la necesidad de la intervención del Gobierno.

El Teorema de Coase constituye una base teórica sobre la que se asienta, hoy en día, el “comercio de emisiones” en la UE, en el marco del Protocolo de Kyoto. Con la limitación comprometida de las emisiones de GEI, el establecimiento de unos derechos de emisión y la creación de un mercado para su negociación, se fomentan la valoración de la externalidad negativa que suponen y su internalización, al tener que añadir las empresas emisoras, a los costos de producción, el precio por emitir (sea éste menor producción y/o mayor uso de insumos y tecnologías menos contaminantes). Asimismo, se facilita que las reducciones en las emisiones de GEI se realicen donde resulten más eficientes (se reducirán donde menor costo económico conlleven).

Los tres mecanismos innovadores que introdujo el Protocolo, son los siguientes:

-El Comercio de Derechos de Emisión: se trata de un instrumento que posibilita que un país que emite menos de lo que le está permitido, venda la parte de su cuota de emisión no usada a un segundo país, de forma que éste pueda emitir la suma de su cuota original más la comprada al primero (se aplica a aquellos “con compromiso” de reducir emisiones o sea los países del Anexo I).

-La Aplicación Conjunta: permite a las Partes del Anexo I del protocolo de Kyoto recibir créditos denominados Unidades de Reducción de Emisiones, por reducciones de emisiones obtenidas a través de proyectos “en otros” países del Anexo I.

-El Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL): permite a las Partes del Anexo I recibir créditos o Certificados de Reducción de Emisiones (CERs) por disminución de emisiones logradas a través de proyectos radicados en países en desarrollo (sin “compromiso”).

La Argentina no tiene compromisos de reducción (no es Anexo I) y por ende sólo puede participar en el MDL.

**La presente publicación constituye la opinión de sus autores en los temas tratados y no necesariamente coincide con la de las entidades que integran el Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina.*

Bibliografía

- Acquatella, Jean. 2001. Aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental en América Latina y el Caribe: desafíos y factores condicionantes. CEPAL-ECLAC. Naciones Unidas.
- Azqueta Oyarzun, D. 1994. Valoración Económica de la Realidad Ambiental. McGraw Hill.
- Bruce et al. 1996. Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions of Climate Change. IPCC, CUP, Cambridge.
- Carnevale, N., Albanesi R., Campagna D., Larripa M y Pece M. 2006. Valor Económico de los Servicios Ambientales: ¿eje de una Política Agro-Abiental para el País?. Universidad Nacional de Rosario.
- Carreño, L. y Viglizzo, E. 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. INTA.
- Costanza, R. 1994. La economía ecológica de la Sostenibilidad. Desarrollo Económico Sostenible Goodland, Ediciones Uniandes.
- Costanza, R. (ed.). 1991. Ecological Economics: The Science and Management and Sustainability. Columbia University Press, Nueva York.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., O'Neil R., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. and van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253-260.
- Daly, H. 1994. De la economía del mundo vacío a un mundo lleno. Desarrollo Económico Sostenible, Ediciones Uniandes.
- Dasgupta y Heal. 1979. Economic Theory and Exhaustible Resources, Cambridge University Press.
- FAO. 2002. Captura de carbono por el suelo para un mejor manejo de la tierra.
- Field Barry, C. 1996. Economía y medio ambiente. Santafé de Bogotá. McGraw Hill.
- Gilpin, A. 2003. Economía Ambiental. Un análisis crítico. Alfaomega.

- González Sánchez E. J. y Martínez Videla, A. 2002. Agricultura de conservación, la agricultura del carbono .Vida Rural 1.
- Jevons, F. 1990. Greenhouse – A paradox. Search 21.5.
- Jiménez Herrero, L. M. 1996. Desarrollo Sostenible y Economía Ecológica. Editorial Síntesis, Madrid.
- Jiménez Herrero, L. M. 1996. Desarrollo Sostenible y Economía Ecológica, Editorial Síntesis, Madrid.
- Kolstad, Ch. D. 2001. Economía Ambiental. Oxford University Press.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. Ecosystems and Human Well-Being. A Framework for Assessment. Island Press, Washington (DC).
- Millennium Ecosystem Assessment .2005. Living beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-Being. Island Press, Washington (DC).
- Morello J. y Pengue W. 2001. Oportunidades de la articulación entre la economía y ecología. Primera Reunión Binacional de Ecología. XX Reunión Argentina de Ecología. X Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile, San Carlos de Bariloche, Río Negro, República Argentina.
- Norgard, J.S. 1993. Energía para el Confort personal. Opciones eficaces y límites en AEDENAT: Energía para el mañana, Madrid.
- OECD. 1992. The Economic costs of reducing CO2 emissions. Economic Studies, Special Issue N° 19, winter, Paris.
- Pearce D. 1976. Environmental Economics, Longman, Londres.
- Pearce, D. y Atkinson, G. 1992. Are national economies sustainable?. Version on line http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/gec/gec_1992_11.pdf
- Pearce, D.W. y Turner, R.K. 1995. Economía de los recursos naturales y del medio ambiente, Editorial Celeste, Madrid, Colegio de Economistas de Madrid.
- Pearce D. y Turner R. K. 1993. Environmental economics: an elementary introduction. Baltimore The Johns Hopkins.

- Pindyck, R.S., Rubinfeld, D.L. y Beker, V.A. 2000. Microeconomía, Prentice Hall.
- Ramos Martín, J. 1999. Análisis de Costo-Efectividad de la Reducción de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en el Área Metropolitana de Barcelona. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Riechman, J. 1995. Desarrollo sostenible. La lucha por la interpretación. En De la economía a la ecología. Autores varios, Ed. Trotta.
- Rojo-Martínez G.E., Jasso-Mata J. y Velásquez-Martínez A. 2006. Instrumentos Políticos y Económicos Relacionados con el Cambio Climático y la Contaminación Ambiental. Ra Ximhai, V2, N.1: 173-185.
- Visintini, A. 1990. La renta de los recursos naturales en Argentina. Estudios, IEERAL, Año XIII, N° 55.
- Wilson D. y Swisher, J. 1993 Exploring the gap. Top-down versus Bottom-up analyses of the Cost of mitigating global warming. Energy Policy.