

Estados, Mercados, Comunidades y Recursos Naturales [§]

Marcelo Caffera ¹

I. Introducción

El presente documento analiza fortalezas y debilidades de cada uno de los tres mecanismos esenciales de asignación de recursos (Estados, Mercados y Comunidades) a la luz de la Teoría de las Externalidades.

En la siguiente sección se presenta el concepto de externalidad. La tercera, cuarta y quinta sección, respectivamente, analizan fortalezas y debilidades de Mercados, Estados y Comunidades en la asignación de recursos naturales. La sexta sección concluye.

II. Teoría de las Externalidades

La asignación de recursos en una economía se da través de una combinación de tres mecanismos: el *mercado*, el *Estado* y la *comunidad*. La contaminación ambiental y la sobre-explotación de recursos naturales son la consecuencia de la imposibilidad por parte de mercados, estados o comunidades de lidiar con las *externalidades* asociadas al uso los mismos (Bardhan y Udry, 1999).

La definición exacta del concepto de externalidad por parte de los economistas no está exenta de claroscuros. Ello queda ilustrado al recorrer las definiciones del concepto que aparecen en diferentes textos de economía de diferentes niveles:

[§] Este artículo resume secciones de "Estados, Mercados y Comunidades en la explotación de Recursos Naturales. Apuntes teóricos para la discusión de una política de integración ambientalmente sustentable", Sur Sustentable 2025, Ambiente, Sociedad, Democracia y Desarrollo en la integración regional, Reporte de Avance N° 18, Octubre 2001, CLAES.

¹ Doctorando, University of Massachusetts – Amherst

Docente e investigador, Universidad de Montevideo - Universidad de la República - IFCA. Montevideo - Uruguay.
Correo-e: caffera@resecon.umass.edu

| Fuente | Definición |
|------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| (Mankiw, 1998) | “influencia de las acciones de una persona en el bienestar de otra” |
| (Samuelson y Nordhaus, 1999) | “un efecto que produce la conducta [involuntaria] de un agente económico en el bienestar de otro y que no se refleja en las transacciones de mercado” |
| (Stiglitz, 1997) | “las externalidades están presentes cuando un individuo o firma puede tomar una acción que directamente afecta a otros pero por la cual no paga ni recibe compensación” |
| (Frank, 1992) | “beneficio o coste de una actividad que recae en personas que no participan directamente en ella” |
| (Varian, 1998) | “la característica crucial de las externalidades es que existen bienes que interesan a los individuos, pero que no se venden en los mercados”, con lo que se quiere decir que “cada agente económico (no puede) elegir su consumo o su producción” por sí solo sino que éstos quedan determinados por las acciones de otros agentes |
| (Nicholson, 2001). | “efecto de las actividades económicas de una parte sobre otra parte, que el sistema de precios no tiene en cuenta” |

Los libros de texto en economía ambiental de diferentes niveles proveen definiciones básicamente idénticas [ver Field (1997), Tietenberg (1996), Hanley, Shogren y White (1997)].

Se observa que existe consenso sobre una parte de la definición: se dice que existe una externalidad cuando el bienestar de una persona o los beneficios de una firma, son afectados por la acción de otro agente. Sin embargo, las definiciones anteriores desnudan algunas diferencias sobre temas como la voluntariedad de las acciones y las compensaciones.

El libro de Baumol y Oates (1988), un texto clásico de economía ambiental de nivel avanzado, incluye un capítulo donde discute en detalle la definición y tipos de externalidades. Dicen los autores: “Existe una externalidad siempre que las relaciones de utilidad [bienestar] o producción de algún individuo...incluyan variables reales...cuyos valores [cantidades] son elegidos por otros...”. En otras palabras, esto quiere decir que si la contaminación del agua de un río está determinada por los efluentes de una firma aguas arriba y si el bienestar de un consumidor o el nivel de producción de otra firma aguas abajo dependen a su vez del nivel de contaminación del río, entonces existe una

externalidad. La variable real en cuestión (pureza del agua del río) está incluida entre las variables que determinan el nivel de bienestar o beneficio de éstos últimos, pero su nivel es elegido por la firma aguas arriba².

Los autores excluyen explícitamente de la definición aquellas actividades que se realicen deliberadamente.

También excluyen explícitamente el tema de los pagos o compensaciones. El argumento para Baumol y Oates se basa en el hecho de que en vez de postular de antemano la estructura del sistema de precios que genera eficiencia económica, estos deben ser derivados del análisis formal. Realizado éste los autores concluyen que las compensaciones a las víctimas pueden existir en la solución óptima pero con la condición de que éstas no deben estar atadas al nivel de emisiones de forma de no reducir el incentivo a tomar medidas defensivas por parte de los afectados.³

Cuando los economistas hablan de compensaciones, en general hablan de pagos entre los generadores de la externalidad y las víctimas (o beneficiarios) por un monto igual a los daños o beneficios producidos por la externalidad. Definidas de esta forma, las compensaciones eliminan las externalidades⁴. Pero si el pago no compensa los beneficios o las pérdidas, seguirán existiendo efectos externos (Baumol y Oates, 1988). Estos son los que incentivan las medidas defensivas por parte de las víctimas. Como se desprende del párrafo anterior, en presencia de externalidades una asignación de recursos óptima está caracterizada por la presencia de medidas defensivas por parte de las víctimas.

Como quedará claro más adelante, el presente artículo se enfoca en casos de externalidades que no pueden ser eliminadas por medio de compensaciones y aquellas en las que la voluntariedad no es un tema central. La racionalidad de ambas simplificaciones radica en que se entiende que las externalidades más relevantes en la discusión acerca del diseño de una política ambiental a nivel municipal o nacional serán casos en que las

² Dichas externalidades se conocen con el nombre de *externalidades tecnológicas*. Este nombre intenta captar el hecho los afectados deben utilizar más recursos reales para alcanzar el nivel de producción o bienestar que alcanzaban en su ausencia. Ello no es cierto en presencia de *externalidades pecuniarias*. Éstas se producen, por ejemplo, ante la pérdida de ventas de una firma a manos de un competidor. Y no tienen ningún efecto negativo sobre la asignación de recursos.

³ Por cierto, la desaparición de las externalidades no es el objetivo a perseguir por una política ambiental desde la óptica de la ciencia económica. La contaminación, por ejemplo, tiene costos pero también tiene beneficios: la producción de bienes destinados a satisfacer necesidades a menores costos. Por ende, en teoría, lo que se debería intentar es encontrar un nivel de contaminación que maximice los beneficios netos.

⁴ Queda claro con este punto que las externalidades son un concepto completamente antropocéntrico. El lector debe concluir que la ausencia de externalidades no es sinónimo de ausencia de impactos ambientales. Puede darse el caso (extremo) de la desaparición de

compensaciones entre las partes involucradas se asumen imposibles de implementar por la cantidad de agentes involucrados. Como ejemplos se puede citar la conservación de ecosistemas únicos, la contaminación de ríos y costas, la construcción de grandes represas, etc.

Tenemos entonces a modo de conclusión que la discusión en torno a la definición exacta del concepto de externalidad continúa en cierto sentido abierta, si bien ya no forma parte de las preguntas centrales de la academia. Ello no impide a los economistas entender y abordar el problema (Baumol y Oates, 1988) que se genera como consecuencia de la imposibilidad por parte de mercados, estados o comunidades de lidiar con las externalidades. En el presente documento se habla de externalidad cuando *la acción de un agente repercute en el bienestar o nivel de producción de otro, sin que exista como contrapartida una institución de intercambio a través de la cual los efectos externos son compensados en su totalidad.*

De acuerdo a esta definición, podemos decir para terminar que existen externalidades positivas y negativas. Un ejemplo de una externalidad positiva son los “fuegos artificiales” cuando suben. Un ejemplo de una externalidad negativa son los mismos “fuegos artificiales” cuando bajan. El ejemplo clásico de una externalidad negativa en los libros de texto es la contaminación.

II. Mercados

Los mercados asignan recursos eficientemente cuando estamos en presencia de bienes *privados*, en un marco legal tal que los *derechos de propiedad* y los *contratos son siempre cumplidos*, donde existe *información perfecta* sobre oportunidades, libre entrada y salida de oferentes y demandantes y, donde no existen *costos de transacción*, es decir, cuando los mercados son *perfectos* y *completos*.

Por consiguiente, el mercado no asigna eficientemente recursos en presencia de externalidades. Desde el punto de vista del funcionamiento de un mercado una

una especie desconocida por todo ser humano como consecuencia de una actividad extractiva. En este caso no habrá ninguna externalidad. Existirá si un impacto ambiental.

externalidad es la ausencia de derechos de propiedad bien definidos. Este es en general el caso de los recursos naturales. Como consecuencia se dan dos circunstancias que son las que provocan la existencia de contaminación excesiva y depredación de recursos naturales. La primera es que cuando existen precios de mercado para recursos naturales es muy difícil que éstos reflejen su verdadero valor. La segunda es que existen ejemplos en que el problema es tan grave que los mercados directamente no existen. Es el caso de la pesca en aguas de libre acceso o el uso del aire limpio. Veamos ambos ejemplos por separado.

Un mercado para el aire limpio no existe porque el aire es un *bien público*. Un bien público es un bien cuyo consumo presenta dos características: *no-rivalidad* y *no-exclusión* (esta definición se puede encontrar en cualquier texto de economía pública como el de Stiglitz (1988) o cualquier texto de economía ambiental, como todos los citados anteriormente). No-rivalidad en el consumo de un bien existe cuando la cantidad que consume un agente no disminuye la cantidad disponible para los demás. Este no es el caso de un *bien privado*, como un refresco, por ejemplo. No-exclusión hace referencia al hecho de que es imposible (o lo que es lo mismo, infinitamente costoso) impedir que aquellos que no pagan o aportan, no lo consuman. Estos individuos, denominados “*free-riders*” en la literatura, provocan que el que provee el bien público incurra en un costo y no pueda adueñarse de todos los beneficios de proveerlo. Es por ello que los bienes públicos en general son sub-provistos por agentes privados o mercados. Ejemplos clásicos de bienes públicos son la defensa de una nación o la luz de un faro.

¿Por qué no emerge espontáneamente un mercado para el aire limpio? Porque se requiere la movilización de una importante, por no decir infinita, cantidad de recursos para hacer funcionar un mercado del aire. Cada usuario de aire limpio (un fumador, una fábrica contaminante) debería poseer en cada momento la *información* acerca de los impactos que su uso del aire genera y como los damnificados valoran dicho impacto, para compensarlos correspondientemente. Obviamente, los costos en cuestión son los suficientemente altos como para que el mercado no exista. Esta interpretación de la presencia de externalidades (derechos de propiedad mal definidos) como consecuencia de altos costos de transacción es de Arrow (1971).

Algo similar ocurre con el tema de la pesca en aguas de libre acceso, nuestro siguiente ejemplo. Lamentablemente existen varios ejemplos en el mundo y en Latinoamérica de sobre - explotación de recursos pesqueros (por ejemplo, la sobre - explotación de pesquerías en la costa de Chile o de la merluza en el Atlántico Sur). Un recurso de *libre acceso* se encuentra “a mitad de camino” entre un bien público y un bien privado. Ello porque, como un bien privado, su uso presenta rivalidad, pero, como un bien público, resulta costoso excluir usuarios. En este caso, un mercado de derechos de pesca no emerge espontáneamente porque, ante un monitoreo costoso entre agentes, resulta costoso definir y hacer cumplir derechos de propiedad sobre estos recursos, y transar sobre ellos. Por consiguiente, aunque no siempre es el caso (ver sección IV), este tipo de recursos terminan siendo sobre - explotados.

Esta situación, analizada por primera vez por Gordon en 1954 en su artículo “La Teoría Económica de un Recurso de Propiedad Común: La Pesca”, es una versión de lo que en la literatura de teoría de juegos se llama “*el dilema del prisionero*”, y lo que Garret Hardin (1968) llamo “*la tragedia de los comunes*”. La “tragedia” ocurre porque, dado lo anterior, es una *estrategia dominante* para cada pescador individual, que busca maximizar su beneficio, maximizar su captura sin tener en cuenta el impacto de la misma sobre el stock total. Como cada pescador razona de la misma manera, el recurso se sobre explota.

Una sencilla matriz sobre el “dilema del prisionero” puede ayudar a ilustrar el argumento de Hardin. Supongamos dos pescadores que comparten un cuerpo de agua lo suficientemente pequeño como para que la pesca de cada uno se relacione con lo que pesca el otro. Supongamos que ambos deciden por separado acerca de cuantas horas van dedicar a la pesca, sin saber que es lo que va a hacer el otro a priori, y sin poder observar las horas que el otro pescador se embarca. Ambos saben que los resultados posibles del juego son descritos por la siguiente matriz:

Tabla N° 1: Matriz de Beneficios de un Dilema del Prisionero entre dos Pescadores

| | | Decisión del Pescador 2 | |
|-------------------------|-------------------|------------------------------------------------|------------------------------------------------|
| | | 8 horas embarcado | 6 horas embarcado |
| Decisión del Pescador 1 | 8 horas embarcado | 1: Beneficio Bajo 2: Beneficio Bajo | 1: Beneficio Muy Alto 2: Beneficio Muy Bajo |
| | 6 horas embarcado | 1: Beneficio Muy Bajo 2: Beneficio Muy Alto | 1: Beneficio Alto 2: Beneficio Alto |

Es fácil observar que para el Pescador 1, tanto en el caso de que el Pescador 2 decide embarcarse 8 horas, como en el que decide embarcarse 6 horas, le conviene embarcarse 8 horas. Lo mismo sucede con el Pescador 2 respecto a las decisiones del Pescador 1. Embarcarse 8 horas es la estrategia dominante de ambos. Como resultado, ambos deciden embarcarse 8 horas y el resultado del juego (“equilibrio de Nash”) es “la tragedia de los comunes”. Un resultado peor al que se obtendría si ambos se embarcaran 6 horas, en cuyo caso obtendrían beneficios mayores en conjunto ya que el recurso no se depredaría. Estos resultados son válidos para el caso de muchos jugadores.

El “Teorema” de Coase

La conclusión de los párrafos anteriores de que los mercados no funcionan correctamente en presencia de externalidades llevó naturalmente al argumento de la necesidad de la intervención del Estado para la corrección de la situación (ver III).

En un famoso artículo, Coase (1960), salió al cruce de esta afirmación sosteniendo que las externalidades podrían tender a ser internalizadas a través de una compensación producto de una negociación voluntaria entre las partes. Por lo tanto, en dichos casos no sería necesaria la intervención del Estado. Si el humo que sale de la chimenea de la cocina de un restaurante ensucia la ropa colgada de los vecinos, y los vecinos tienen derecho a un aire sin humo, ellos exigirán una compensación al restaurante, quien,

sabiendo que ellos tienen el derecho a un aire limpio, la pagará o tomará medidas para disminuir su impacto. Por el contrario, si es el restaurante el que tiene derecho a contaminar el aire, los vecinos le deberán pagar al restaurante para que éste deje de contaminar. El resultado (equilibrio), en cualquiera de las dos situaciones, estará determinado por el valor que cada una de las partes le otorga al uso del aire que realiza, y por lo tanto, no solamente será eficiente en términos económicos, sino que será el mismo. La distribución de derechos de propiedad no afecta la eficiencia, sino tan solo la distribución final de ingresos: quién le tendría que pagar a quién.

Se puede observar que las condiciones necesarias para el cumplimiento de este “teorema” (identificadas por el propio Coase) son limitadas. Se requiere que: (a) los derechos de propiedad estén bien definidos, y (b) no existan altos costos de transacción. Cualquier situación que involucre muchos individuos llevará, en teoría, a su incumplimiento, dado los altos costos de coordinación entre los agentes. Lo mismo sucedería en el caso de que no estuviera claro quién tiene derecho a qué. Por lo tanto, el análisis anterior sobre las fallas del mercado no ignora el “Teorema” de Coase, sino que se enfoca precisamente en aquellas situaciones en las que éste no se cumple.

A su vez, existen otro par de aspectos no analizados por Coase: la asimetría de la información en poder de los agentes (Farrel, 1987) y la disponibilidad de ingresos de los agentes (Bowles, no publicado). Farrel, establece que la negociación sobre la adecuada compensación puede conducir a un resultado ineficiente cuando la parte compensadora no posee la información sobre el verdadero valor que la otra parte otorga al recurso, lo que puede dar lugar a comportamientos estratégicos en la negociación (como sucede en general). Bowles, por su parte, establece que la compensación puede ser inhibida simplemente porque una de las partes no posee el ingreso disponible, independientemente de su valoración subjetiva del recurso. El tema de la pobreza tiene otra derivación. Los pobres estarán siempre dispuestos a aceptar compensaciones monetarias menores por daños sufridos. Por consiguiente, se podría decir que cuando los perjudicados por cierta contaminación son pobres la conservación está más comprometida.

III. Estado

Como se dijo, las fallas de mercado comentadas en los párrafos anteriores son el argumento clásico para la justificación de la intervención del Estado: imposibilitado el mercado de lidiar con las externalidades, el Estado intervendrá para *internalizar* las mismas, corrigiendo de esta forma las fallas del mercado. Pero, dicha corrección tampoco está asegurada en todos los casos. Esto principalmente debido a que el Estado no posee toda la *información* necesaria para intervenir eficientemente, aún suponiendo que el Regulador *realmente desea* lograr el objetivo. Cuando incluimos en el análisis temas de suma importancia como la permeabilidad de los reguladores a grupos de interés, o el nivel del capital humano a cargo de la regulación, o el presupuesto disponible para la agencia o unidad de regulación, queda claro que así como el mercado presenta fallas también las presenta el Estado (“non-market failures”, Wolf, 1993). *La intervención del Estado es pues una condición necesaria pero no suficiente para la corrección de las externalidades.*

A continuación exploramos las dificultades que enfrenta un Regulador para intervenir eficientemente, aún suponiendo que tiene la voluntad de hacerlo.

Analicemos el argumento anterior para el caso de la política ambiental. En primer lugar se debe insistir en que la internalización de externalidades no es sinónimo de desaparición de externalidades. Como se mencionó en una nota al pie en páginas anteriores, las externalidades tienen beneficios y costos y por ende en teoría la intervención del Estado no debería apuntar a la eliminación de las externalidades sino a lograr sus niveles eficientes desde el punto de vista económico, es decir aquellos que maximizan el beneficio neto de las mismas. Pero dada una situación en la que los precios de mercado no reflejan el verdadero valor de un recurso natural y éste se depreda, es difícil de creer que el Regulador, tenga de antemano o pueda obtener de parte de todos los individuos involucrados la información cierta acerca de los beneficios y costos incurridos por cada uno, de forma de establecer el nivel eficiente de emisiones o conservación. Es por esta dificultad que dicho nivel no es un criterio que pueda guiar la regulación en la realidad. En la práctica lo que se da es la definición de un objetivo de política (calidad ambiental, nivel de emisiones, nivel de extracción) que es el resultado

directo o indirecto de la negociación política, y que no necesariamente es fijado tomando en cuenta criterios económicos (¡aunque su cumplimiento dependa directamente de ello!). Uno de los papeles de los economistas ambientales en este escenario es *el diseño de una batería de instrumentos de política implementable que logre minimizar los costos sociales de alcanzar dicho objetivo*. Se entiende por costos sociales la suma de los costos en que necesariamente deben incurrir las empresas reguladas para abatir emisiones o extracciones más los costos en los que necesariamente debe incurrir el Regulador para hacer cumplir el objetivo de política. A continuación se discute en detalle este último punto.

Selección de Instrumentos y eficiencia de la Intervención

Existen diferentes formas a través de las cuales el Estado puede intervenir en presencia de una falla de mercado. Una puede ser la *producción* del bien público en cuestión (Ej.: Defensa). La otra, la más relevante para el caso que nos ocupa, puede ser la *provisión* del recurso a través de la *regulación* del mercado para asegurar que éste sea producido en la cantidad o calidad adecuadas. Para ello el Estado posee diferentes instrumentos. Los economistas ambientales clasifican a éstos, básicamente, en dos grupos: de “*comando y control*” (o *regulatorios*) e *incentivos económicos*.

Dentro de los instrumentos de comando y control también encontramos diferentes tipos. Una distinción válida para la discusión que se desarrolla en los párrafos siguientes es la que diferencia entre aquellos que regulan directamente la cantidad de contaminación que se puede emitir (o pesca que se puede realizar), y aquellos que regulan el proceso productivo de las actividades contaminantes (o de la pesca) (Stiglitz, 1988). Entre los primeros, encontramos: estándares de calidad de aguas y de efluentes, temporadas de pesca, asignación de cuotas uniformes entre pescadores o contaminantes, etc. Entre los segundos, adopción de tecnologías: planta de tratamiento de efluentes, redes de pesca especiales para evitar la captura de animales no deseados, etc. A estos ejemplos, se puede sumar toda una gama de instrumentos que lo único que tienen en común es que no se tratan de incentivos económicos.

Con respecto a estos últimos, dejando de lado las multas por incumplimiento, también podemos clasificarlos básicamente en dos tipos: directos e indirectos. Los

primeros son aquellos que se fijan sobre los niveles de emisiones o extracciones. Podemos decir que los más antiguos son los impuestos (o subsidios, para el caso de externalidades positivas). Mediante el *correcto* impuesto sobre la respectiva externalidad (unidad de polución, unidad de pesca) el Estado podría inducir a los causantes de la misma a reducirla a los niveles deseados. El primero en proponer esta solución fue A. Pigou, y es por ello que los impuestos a las externalidades se conocen con el nombre de *impuestos pigouvianos*. El argumento original de Pigou era que con un correcto impuesto se podía lograr el nivel eficiente de la externalidad. Sin embargo, de acuerdo a la discusión de párrafos anteriores, nuestro objetivo de política en cuestión es uno menos ambicioso: un determinado nivel de emisiones, no necesariamente el óptimo. En función de este objetivo, la ventaja de los impuestos con relación a los instrumentos de comando y control es la *eficiencia en los costos*: a diferencia de un estándar homogéneo para firmas heterogéneas en costos, un impuesto provocaría que aquellas a las que les fuera más barato, abatirían emisiones en mayores niveles que aquellas a las que les fuera más caro. A éstas últimas les convendría pagar el impuesto y continuar emitiendo. Como consecuencia, el costo agregado de las firmas de recortar la contaminación (el costo social) sería minimizado (y el nivel de contaminación sería el deseado, asumiendo un buen nivel de control).

Pero para que el Estado establezca el correcto impuesto que lleve al nivel de emisiones o calidad ambiental deseado, es necesario que cuente con información acerca de los costos *marginales* (es decir, por unidad adicional) de emisión o extracción de las firmas reguladas.

La imposibilidad de que ello ocurra en la práctica, dado el nivel de información necesario⁵, llevó a que la discusión en la academia se trasladara a la implementación de los llamados *permisos de emisión transferibles* (“tradable emission permits”) para el caso de las emisiones o *cuotas individuales transferibles* (“individual transferable quotas”) para el caso de la pesca. Mediante estos mecanismos, como primer paso, el Regulador establece un nivel máximo de contaminación o de pesca en función de criterios esencialmente biológicos y políticos. Segundo, emite permisos transferibles por unidad (tonelada, porcentaje, etc.) de contaminación o pesca por un total igual al máximo

establecido y deja que las firmas transen libremente estos permisos entre ellas. Este mecanismo presenta ventajas tanto sobre los instrumentos de comando y control como sobre los impuestos. Con relación a los primeros, es *costo-eficiente*, en el sentido de que genera los mismos incentivos que generaría un impuesto, y que fueran comentados en el párrafo anterior. Como consecuencia, el costo económico agregado de lograr el objetivo de política ambiental sería el mínimo. Por otra parte, con relación a los impuestos, implementando permisos transferibles el Regulador *no necesita saber nada acerca de los costos de las firmas para lograr el objetivo*. No obstante, presentan también una desventaja con respecto a los impuestos: un impuesto constante en términos reales se traduce en un incentivo permanente a reducir emisiones, con lo que, progreso tecnológico mediante, con el correr del tiempo el nivel de emisiones continuará disminuyendo. Por el contrario, con los permisos, al igual que con los estándares, el Regulador necesitará ir ajustando el estándar a niveles más estrictos a medida de que el desarrollo económico y social así lo dicte. El precio de un permiso constituye el mismo incentivo que un impuesto en términos estáticos. Pero en términos dinámicos el progreso tecnológico, a diferencia del impuesto constante en términos reales, conducirá a menores precios de los permisos y no a menores emisiones mientras el Regulador no disminuya el número de permisos.

La importancia del control

Resulta obvio que además de diseñar un instrumento de política y ponerlo en práctica, el Regulador debe implementar a su vez una estrategia de monitoreo y control. En este sentido, los permisos transferibles no difieren sustancialmente de los impuestos ni de los instrumentos de comando y control que regulan directamente el nivel de contaminación o pesca permitido: *en todos los casos el Regulador debe monitorear de forma continua la cantidad emitida o pescada*. Sin embargo, los permisos transferibles sí difieren de los instrumentos de comando y control que regulan los procesos productivos: es más probable que sea más fácil de monitorear y hacer cumplir la adopción y manejo de

⁵ Esta afirmación no desconoce que será posible en algunas circunstancias llegar a un impuesto que logre el efecto deseado mediante un proceso de prueba y error.

una tecnología limpia que un nivel de emisiones coincidente con los permisos que posee la firma.⁶

Este es un resultado muy importante para los países en desarrollo. Estos países se enfrentan a una serie de “restricciones institucionales” que hacen que la adopción de instrumentos de comando y control que regulan procesos productivos, por ejemplo, tenga mayor probabilidad de alcanzar mayores niveles de cumplimiento que aquellos que requieran un monitoreo continuo de emisiones. Ello estaría pautando la selección de instrumentos de política ambiental en los países en desarrollo en el marco de una *disyuntiva entre costo-eficiencia y posibilidad de implementación*. Al respecto, la teoría económica estaría avocando por la *compatibilidad institucional*: “...una evolución de instrumentos desde los más fácilmente definibles y posibles de hacer cumplir, y los menos directamente conectados con los objetivos de calidad ambiental; tendiendo a aquellos que involucren definiciones más complejas y estén más directamente conectados con los resultados ambientales deseados, apuntando a los permisos transferibles en el largo plazo.” (Russell y Powell, 1996, p. 20., traducción propia). Es decir, países con serias restricciones institucionales deberían recurrir a instrumentos que regulan los procesos productivos o impuestos sobre materias primas y bienes cuya producción o consumo tenga un alto impacto ambiental, e ir cambiando hacia instrumentos económicos que regulen directamente la contaminación a medida que en el proceso de desarrollo dichas restricciones institucionales se van superando.

Por qué entonces se observan en estos países regulaciones sobre efluentes o emisiones (como estándares uniformes) que no cuentan con ventajas de fiscalización para el Regulador, ni de costos para las firmas reguladas, y que por ende no se cumplen, surge como una pregunta interesante, que tenga quizás como probable respuesta la ausencia de consideraciones económicas a la hora del diseño de la política ambiental

⁶ Este tipo de control que pone el énfasis en la adopción y operación de tecnología de abatimiento se conoce como de “cumplimiento inicial” (*initial compliance*, Russell, 1990) a diferencia del monitoreo para “cumplimiento continuo” (*continuing compliance*) que es necesario cuando se regulan emisiones.

IV. Comunidades

En primer lugar, cabe aclarar que al hablar de comunidades, necesariamente estamos hablando de *recursos de propiedad común*. Los recursos de propiedad común se diferencian de aquellos de libre acceso, precisamente porque en los mismos los actuales usuarios (la comunidad) pueden excluir a potenciales usuarios (aquellos fuera de la comunidad).

Dicho esto, y como quedó establecido al comienzo, el mercado y el Estado no son las únicas instituciones a considerar en la explotación y asignación de recursos naturales. Es de hacer notar sin embargo, que el problema al que se enfrenta una comunidad como entidad colectiva es en esencia el mismo que impide el funcionamiento espontáneo de un mercado: el problema del “free-rider”. Otra vez, publicaciones anteriores al artículo de Hardin ya analizaban el tema. En 1965, en su obra “La Lógica de la Acción Colectiva. Bienes Públicos y la Teoría de los Grupos”, Marcur Olson ya establecía que aunque un grupo de individuos pueda acceder a un mayor nivel de bienestar si el conjunto de los mismos coopera en pos del bienestar común, ello no iba a ocurrir, a no ser de que se tratara de un grupo pequeño, las acciones de los individuos sean fácilmente observables por los demás y exista algún tipo de mecanismo de coerción.

Sin embargo, en contra de las predicciones teóricas de Hardin y Olson, existe en estos momentos una profusa literatura acerca de ejemplos en los cuales comunidades en diferentes países alrededor del mundo (Turquía, España, Nepal, Colombia, México, etc.) explotan eficazmente recursos naturales (agua, pesca, bosques, etc.). Aquí se entiende por uso eficaz, aquella explotación que es capaz de ser mantenida en el tiempo, es decir, la que evita la “tragedia de los comunes” (Ostrom, 1990). Para lograrlo, diferentes comunidades han diseñado diferentes instituciones (entendidas en su concepto más amplio como normas formales e informales que demarcan límites de comportamiento) que definen reglas de apropiación y/o contribución al recurso de propiedad, reglas que no necesariamente se basan en mecanismos de precios.

El análisis de Ostrom no pretende romantizar el papel de las comunidades en el tema de la gestión de recursos naturales, sino lograr determinar cuales son las

condiciones para que una comunidad evite la “tragedía de los comunes”. En su obra ya citada, y en función del análisis de varios casos de comunidades exitosas y no exitosas, la autora enumera un conjunto de características comunes a aquellas experiencias exitosas, ya sean características de las comunidades en sí como de los arreglos institucionales desarrollados por las mismas. Tales características se detallan en la siguiente tabla:

Tabla N ° 2: Características de las Comunidades y de sus Instituciones compartidas por todas las Comunidades que Explotan Eficazmente sus Recursos de Propiedad Común

| Características de las Comunidades | Características de las Instituciones |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| (a) todas enfrentan ambientes inciertos y complejos | (a) definen claramente los límites del recurso: quien tiene derecho al mismo y quien no |
| (b) la población se ha mantenido estable, tiene un pasado en común y espera compartir un futuro en común, por tanto la <i>reputación</i> y el futuro adquieren importancia | (b) definen claramente lo que es un comportamiento “adecuado” |
| (c) los agentes que las componen son similares en cuanto a posesión de activos, conocimientos, raza, etc. | (c) tienen congruencia entre las reglas de apropiación y las reglas de provisión (aportes para el mantenimiento del recurso) |
| | (d) la mayoría de los individuos participa en las decisiones que los afectan; |
| | (e) existe un sistema de monitoreo |
| | (f) existe un sistema de sanciones para los infractores |
| | (g) existe un mecanismo de solución de controversias |
| | (h) dichas instituciones no son desafiadas, al menos, por instituciones gubernamentales externas |

Fuente: Ostrom, op. cit., 1990

En presencia de estas características, según Ostrom, es más probable que una comunidad pueda gestionar sosteniblemente los recursos que explota.

Para el caso de América Latina, la literatura económica al respecto es relativamente escasa. Sin embargo, existen claros ejemplos de manejo comunitario de recursos.

Uno de estos ejemplos son los *ejidos* mexicanos, grupos de campesinos que explotan bosques de propiedad común. Durante gran parte del Siglo XX, las regulaciones del gobierno federal mexicano tendieron a perjudicar los intereses de los *ejidos*: control gubernamental de la forestación, y la posterior concesión a compañías privadas y a paraestatales (a estas últimas la concesión se realizaba a los efectos del manejo de los bosques *para* los ejidos) (WRI, 1996). Esta concepción finalizó en 1986, a expensas de protestas de los campesinos, con la aprobación de una nueva ley forestal que termina con las concesiones a privados y paraestatales. Actualmente, cerca de un 80% de los bosques mexicanos están en manos de ejidos o comunidades indígenas (WRI, op. cit, 1996).

Con respecto, específicamente, a investigación hecha en América Latina, en la línea de Ostrom, se puede decir que la importancia del punto de que las instituciones comunitarias sean al menos reconocidas por agencias gubernamentales externas fue testeada recientemente en Colombia (Cardenas, Stranlund, Willis, 1999). Dichos autores sometieron a habitantes de tres comunidades rurales de Colombia a un experimento de campo. Las comunidades elegidas fueron el pueblo de Encino, en la parte Este de la región de los Andes, los pueblos de Circasia y Filandia, en la región cafetera de Quindo, y por último, Nuqui, en la costa del Pacífico. En las dos primeras comunidades, sus habitantes extraen madera, caucho y caza del bosque tropical. La extracción de madera para leña provoca degradación de la calidad del agua de los ríos de los que se consume para uso doméstico e irrigación. Los pobladores conocen el problema y el dilema al que se enfrentan. En Nuqui, los pobladores locales explotan los manglares para la obtención de leña. Y aunque en este caso el efecto sobre la calidad del agua que se consume no existe porque la gente consume agua de ríos que vienen de tierra adentro, existe sí un efecto negativo sobre la población de peces de los que la comunidad depende. En el experimento al que fueron sometidas estas tres comunidades se simulaba el dilema del prisionero al que dichos habitantes se enfrentan en su vida diaria al explotar

comunitariamente los bosques tropicales o los manglares. En un tratamiento del experimento cada miembro de la comunidad elige cuantos meses pasa por temporada en el bosque extrayendo madera sin la posibilidad de comunicarse con, ni observar lo que hacen los otros. En un segundo tratamiento la comunicación es permitida. Finalmente en un tercer tratamiento, un regulador externo (el investigador) fiscaliza aleatoriamente a uno de los participantes y lo multa en caso de que haya decidido pasar más de un mes en el bosque (por construcción del experimento si los 8 participantes pasaban un mes en el bosque cada uno éste era explotado eficientemente). Los dos grandes resultados fueron que la comunicación mejoró el nivel de eficiencia con que la comunidad explota el recurso y, no menos importante, la regulación externa la empeoró. La interpretación que los investigadores le dieron a este último resultado, fue que al aparecer un regulador externo, intentando hacer cumplir una reglamentación mediante un control laxo, los pobladores dejaron de percibir el recurso como propio. La regulación externa erosiona los incentivos de la comunidad a preservar el recurso ya que ya no es percibido como propiedad común sino Estatal. El Estado desplaza (“crowds-out”) las reglas de gestión de la comunidad y como consecuencia el resultado empeora.

Un resultado similar parece encontrar Begossi (2001), quien estudia las reglas de apropiación de varias comunidades de pescadores artesanales y comerciales en la costa atlántica y Amazonia brasileña. Con la excepción de los pescadores de la Reserva Extractiva del Alto Juruá en el estado brasileño de Acre, donde existe un manejo coordinado entre los *seringueiros* y agricultores por un lado y el Estado por otro, la autora encontró que en el resto de las comunidades estudiadas las reglas diseñadas por las agencias gubernamentales chocan con las necesidades de las comunidades. Este fue el caso en el Río Araguaia, en los estados de Goiás y Mato Grosso, donde el Estado favoreció la pesca de turismo sobre la artesanal. La autora también señala que el destino de la captura de estos pescadores es una variable a tener en cuenta. Si los pescadores venden la mayor parte de su captura a un mercado no – local, una mayor demanda por parte de éste ejerce presión sobre las instituciones de gestión colectiva diseñadas, al hacer del recurso de propiedad común un recurso más valioso.

V. ¿Estados, Mercados o Comunidades?

Las discusiones actuales en las que nos encontramos los latinoamericanos acerca del papel del Estado y el Mercado en la economía se pueden caracterizar en general como un diálogo entre sordos. Los que favorecen la asignación de recursos a través del Mercado tienen en mente un mercado perfectamente competitivo y lo comparan con un Estado pesado, burocrático, ineficiente, con funcionarios públicos designados por favores políticos y no por capacidades, permeables a la búsqueda de rentas y sin ningún incentivo (castigo) para esforzarse en su tarea. Por otro lado, los que favorecen el papel del Estado en la economía tienen en mente un Estado bondadoso, eficaz y eficiente, con la información y la voluntad necesaria para corregir fácilmente las fallas del mercado (ineficiencia) y la inequidad. El problema, como debería quedar claro a esta altura, es que ninguno de las dos visiones sobre el Estado y el Mercado son correctas. En la realidad ambos son mecanismos imperfectos de asignación de recursos y distribución del ingreso. Por lo tanto la tarea no es beneficiar a uno en perjuicio del otro *siempre*, sino ser capaz de discernir, en función del caso en particular que se discuta y los objetivos en cuestión, que papel debería cumplir el Mercado y que papel debería cumplir el Estado, para explotar los beneficios tanto del primero (descentralización de las decisiones de producción y de la información a través de la competencia, y la eficiencia en los costos que ésta genera) como del segundo (en tanto institución diseñada a efectos de implementar acciones de interés colectivo).

Esto es válido también para el caso de la explotación de recursos naturales. Como se vio, la presencia de externalidades deja de lado la posibilidad de que sea el mercado el mecanismo idóneo para lograr la asignación eficiente de los recursos naturales y hace de la intervención de un Regulador una condición necesaria *aunque no suficiente* (ya que ésta también puede fallar). Pero que el mercado por sí solo presente fallas o no emerge espontáneamente en el caso de los recursos naturales no quiere decir que el regulador no pueda valerse de mecanismos de mercado o directamente *crear un mercado* de permisos para regular de forma costo eficiente. La minimización de los costos en la obtención de los objetivos ambientales, teniendo en cuenta el problema de las restricciones

institucionales expuesto oportunamente, es de vital importancia en países subdesarrollados como el nuestro. Por último, la discusión anterior ha olvidado, en general, el potencial papel que pueden llegar a cumplir las comunidades como una tercera vía de asignación de recursos (Ostrom, 1990). Es necesario entonces, para el Regulador, identificar aquellos casos en que la explotación comunitaria de recursos es exitosa y reconocer estas instituciones como mecanismos válidos para lograr los objetivos de política ambiental.

Por lo tanto, aunque sea algo que no les guste oír a los encargados de diseñar políticas tendientes a resolver estos problemas, no existe una receta común para ello: *dependerá de cada situación en particular, y, lo más probable es que exija una combinación de Estado, Mercado y Comunidad.*

Referencias

- Arrow, Kenneth. (1971), "Political and Economic Evaluation of Social Effects and Externalities", en M. D. Intriligator, ed., *Frontiers of Quantitative Economics*, 3-23.
- Bardhan, Pranab y Christopher Udry, *Development microeconomics*, Oxford University Press, 1999.
- Baumol, William y Wallace Oates, (1988), *La Teoría de la Política Económica del Medio Ambiente*, Antoni Bosch Editor.
- Begossi, A., (2001), "Cooperative and Territorial Resources: Brazilian Artisanal Fisheries", in *Protecting the Commons, A Framework for Resource management in the Americas*, edited by Joanna Burger, Elinor Ostrom, Richard N. Norgaard, David Policansky y Bernard D. Goldstein.
- Bowles, Samuel, *Economic Institutions and Behavior: An Evolutionary Approach to Microeconomics*, (no publicado)
- Cárdenas, J.C., J. Stranlund y C. Willis, (1999), "Local Environmental Control and Institutional Crowding-out", mimeo, Department of Resource Economics, University of Massachusetts – Amherst, November.
- Coase, R., (1960), "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44. October
- Farrell, J. (1987). "Information and the Coase Theorem". *Journal of Economic Perspectives*. Vol. 1, (2), 113-126.
- Field, Barry, (1997), *Environmental Economics. An Introduction*, Second Edition, Irwin/Mc Graw Hill.
- Frank, Robert H., (1992). *Microeconomía y Conducta*. McGraw-Hill Interamericana
- Hanley, N., J. F. Shogren y B. White, (1997), *Environmental Economics in Theory and Practice*, Oxford University Press.
- Mankiw, N. Gregory, (1998), *Principios de Economía*, McGraw-Hill Interamericana
- Nicholson, Walter, (2001). *Microeconomía intermedia y sus aplicaciones*. Octava Edición. McGraw-Hill Interamericana.
- Oates, Wallace E., Editor, (1999), *The RFF Reader in Environmental and Resource Management, Resources For The Future*, Washington, DC.
- Ostrom, E., (1990), *Governing the Commons. The evolution of Institutions for Collective Actions*, Cambridge University Press.
- Russell, C. S. and Philip T. Powell. *Choosing Environmental Policy Tools. Theoretical Cautions and Practical Considerations*. IADB. Washington, D.C. June 1996-No. ENV-102
- Russell, Clifford S. (1990) *Monitoring and Enforcement*. En *Public Policies for Environmental Protection*, Paul Portney (ed.), Resources for the Future.
- Samuelson, Paul y William Nordhaus, (1999), *Economía*, McGraw-Hill Interamericana.
- Stiglitz, J. E., (1988), *The Economics of the Public Sector*, Second Edition, W. W. Norton & Company.

Stiglitz, Joseph, (1997), Economics, 2nd Edition, W. W. Norton & Company.

Tietenberg, Tom, (1996), Environmental and natural Resource Economics, Fourth Edition, Harper Collins.

Varian, Hal, (1998), Microeconomía Intermedia. Un enfoque actual. 4a Edición, Antoni Bosch, editor, S.A.

Wolf, Charles Jr., Markets or Governments. Choosing between Imperfect Alternatives. Second Edition.
The MIT Press, 1993.

World Resources Institute (WRI), (1996), "Lessons from Community Development Based on Forest
Resources in Mexico and Brazil", (www.wri.org).