

Sobre los problemas de medición de los beneficios y los costes ambientales

David W. Fischer

(de F. Aguilera Klink, V. Alcántara. *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica*, Fuhem e Icaria, 1994, pp.110-120).

Edición electrónica revisada, 2011
CIP-Ecosocial

El **CIP-Ecosocial** es un espacio de reflexión que analiza los retos de la sostenibilidad, la cohesión social, la calidad de la democracia y la paz en la sociedad actual, desde una perspectiva crítica y transdisciplinar.

CIP-Ecosocial (fuhem.es/cip-ecosocial/)
C/ Duque de Sesto 40, 28009 Madrid
Tel.: 91 576 32 99 - Fax: 91 577 47 26
cip@fuhem.es

De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica

Federico Aguilera Klink y Vicent Alcántara (Comp.)

504.03:300.15
ECO

De la ECONOMÍA ambiental a la economía ecológica /
Federico Aguilera y Vicent Alcántara, comp.
Barcelona: ICARIA: FUHEM, 1994
408 p; 21 cm. — (Economía crítica; 10)
ISBN: 84-7426-231-3

1. Desarrollo sostenible. 2. Ecología humana. 3. Teoría económica.
I. Aguilera, Federico. II. Alcántara, Vicente

ECONOMÍA CRÍTICA. Coordinadora: Graciela Malgesini.

Consejo Editorial: Mariano Aguirre, Alfons Barceló, Carlos Berzosa, Miren Etxezarreta, Valpy Fitzgerald, Graciela Malgesini, Ángel Martínez González-Tablas.

Instituciones colaboradoras:

Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid
Fundación para la Investigación y el Desarrollo Ambiental (FIDA)

Traducción de M^a Teresa Molina Ruso

© de esta edición:

ICARIA
Comte d'Urgell, 53
08011 Barcelona

FUHEM
Duque de Sesto, 40
28009 Madrid

Primera edición: noviembre, 1994
ISBN: 84-7426-231-3
Dep. Legal: B.33.999-1994

Edición electrónica revisada, 2011
CIP-Ecosocial

**SOBRE LOS PROBLEMAS DE MEDICIÓN DE
LOS BENEFICIOS Y LOS COSTES
AMBIENTALES***

DAVID W. FISCHER

* Publicado originalmente en *Social Sciences Information* 13 (2), pp. 95-105.

Introducción

Los artículos sobre los aspectos teóricos del análisis coste-beneficio son numerosos: sin embargo, la formidable tarea de la orientación de las inversiones públicas, y de los impactos ambientales que conllevan, difícilmente se puede basar en consideraciones estrictamente teóricas. Lamentablemente, la promesa de nuevas perspectivas teóricas raramente se confirma, mientras los viejos conceptos se renuevan y presentan como nuevos avances en la aplicación de criterios de inversión pública. Debido a la gran dicotomía entre teoría y práctica, el autor discutirá ambos aspectos. En referencia a ello, la aplicación de la teoría de la inversión pública presenta un sesgo investigador definido por Myrdal como influencias sociales y la aplicación de enfoques ya familiares a diferentes contextos.¹ Los teóricos, en tanto que partidarios de los criterios de inversión pública que formulan, tratan el contexto ambiental bien ignorándolo, bien siendo indiferentes a la distorsión potencial de los resultados teóricos.

El problema de los objetivos

Si en la formación de los criterios de inversión pública se ignora un objetivo que en realidad es importante en la práctica, entonces la solución es no óptima con respecto al conjunto más amplio de objetivos. En su lugar, lo que se obtiene es meramente un punto eficiente que está sobre o dentro de la superficie de puntos factibles. Dichos casos son comunes cuando un organismo particular presenta un particular plan utópico. Cada organismo lucha por su «óptimo» definido estrechamente, olvidándose de los efectos externos y que no son competencia del organismo. Por ejemplo, el Cuerpo de Ingenieros proporciona un plan «óptimo» para la cuenca de un río que requiere grandes inputs de ingeniería cuando se podrían utilizar menores inputs de ingeniería, como diques, o ningún tipo de inputs de ingeniería, como la zonificación y los seguros contra las inundaciones.

El objetivo más comúnmente ignorado es el de la redistribución de la renta. Aunque Marglin ha intentado incluirlo en su análisis coste-beneficio formal después quedó enterrado bajo el aparato de la eficiencia (Marglin, 1967, pp. 20-21, 48-49, 53-62). La teoría económica simplemente se ha separado ella misma de las cuestiones normativas de redistribución de la renta. Las premisas éticas inherentes en el criterio redistributivo de la equidad se han excluido mediante el recurso al *ceteris paribus*. Ningún criterio que ignore la estructura social o que la excluya considerándola de imposible cuantificación explícita puede ser óptimo.

Otro objetivo que también se ignora es el de la calidad ambiental. No sólo no se ha integrado bien en el análisis coste-beneficio, sino que incluso se ha excluido según el criterio *ceteris paribus*. El Consejo de Recursos Hídricos intentó corregir esta práctica mediante un análisis separado de calidad ambiental, pero ello fue rechazado por los economistas que

¹ G. Myrdal, *Asian drama*, New York, Pantheon, 1968, p.18. Aunque Myrdal aplica esta afirmación a la cultura del subdesarrollo, lo mismo se podría aplicar también a la calidad ambiental.

pensaban que cualquier esfuerzo de este tipo debería integrarse en un único criterio de coste-beneficio, basado solamente en la eficiencia económica nacional (Water Resources Council, 1970; Cicchetti et al., 1972).

Leibenstein (1966) ha mostrado que «la teoría económica se centra en la eficiencia asignativa con la exclusión de otros tipos de eficiencias que, de hecho, son mucho más significativas». Estos «otros tipos de eficiencias» incluyen la estructura de la toma de decisiones económicas y el impacto de estas decisiones sobre la calidad ambiental. Un grupo separado de «análisis coste-beneficio», para las cuestiones ambientales ofrecería un análisis más completo. Los cambios estructurales que incluyesen una consideración efectiva de las eficiencias ambientales orientarían la economía desde fuera de su superficie de producción ecológica hacia esa superficie, más que a lo largo de ella. No podemos suponer que en la economía ya se han tomado las mejores decisiones que se refieren al medio ambiente y a la superficie de producción.

Para lograr objetivos de calidad ambiental, los ajustes de precios mediante tasas sobre las emisiones se ven como posibles instrumentos en términos de eficiencia. *Ex ante*, se asume que el análisis coste-beneficio es capaz de hacer mucho en este terreno. En el estadio de formulación del proyecto, el análisis coste-beneficio no puede fácilmente tener en cuenta los impactos ambientales, aunque la valoración tras la conclusión del proyecto podría aplicarse para determinar los verdaderos precios de los inputs adquiridos y para que sirva de futura guía para la política de precios.

No obstante, aun así, el problema crucial de medir los males que se obtienen como resultado de la actividad económica no está resuelto.² Otro problema consiste en que a menudo el análisis coste-beneficio de los proyectos se realiza a un nivel de gobierno distinto de aquellos que son responsables de la política ambiental. La estructura institucional que determina el marco de la toma de decisiones para aumentar la calidad ambiental impide el uso de modelos económicos basado en variables agregadas. Generalmente, los impactos ambientales son sufridos local o regionalmente, mientras que frecuentemente los datos económicos se agregan a nivel nacional. Tales restricciones institucionales unidas a aquellas que se pueden fijar deliberadamente *ex post* para conseguir un racionamiento del medio ambiente o unos precios ambientales existentes, artificialmente bajos o nulos, constituyen una limitación para el análisis coste-beneficio. Los beneficios monetarios y sus consecuentes efectos sobre los precios y los usos se pueden alterar por medio de la política de precios. La aplicación del análisis coste-beneficio no evita el uso de otras medidas para conseguir objetivos públicos. Es exactamente tan susceptible a distorsiones potenciales como cualquier otra medida. Dichas distorsiones respecto a los objetivos de eficiencia pueden, y quizás deberían, ser reconocidas en el análisis *ex ante* y en el complementario *ex post* para conseguir los objetivos ambientales deseados.

Determinar el efecto sobre la eficiencia de las inversiones públicas ignorando un medio ambiente ineficiente y deteriorado conduce a aumentar los costes reales del crecimiento. Por ejemplo, la eficiencia crea el incentivo para mantener y preservar una fuente de inputs baratos incluyendo el aire y el agua. Mientras el aire y el agua sigan baratos no se dispone de ningún incentivo para cambiar las pautas de uso y de organización de los factores. ¿Cómo puede una maximización del consumo total que tenga en cuenta «las

² D. W. Fischer y R. R. Kerton, «Toward a theory of environmental economics: The nature and perception of environmental diseconomies», *Waterloo economics series 77*, Department of Economics, Waterloo University, enero 1973. Ver también H. E. Daly, *Towards a steady state economy*, San Francisco, Calif., Freeman, 1973, p. 164, y K. W. Kapp, «Environmental disruption: General issues and methodological problems» *Social Science Information*, 9 (4), 1970, pp. 15-32, especialmente, p. 29.

restricciones ambientales» tener significado a menos que se creen las instituciones adecuadas para lograr el propuesto nivel de calidad ambiental?

El problema político

Según Coleman (1966), los intentos para identificar una función de bienestar social mediante la libertad de intercambiar votos que controlan el suministro de bienes públicos, podría ser perfectamente el único camino para revelar las preferencias públicas de los representados. Como Coleman reconoce, los políticos deben ser un gran grupo para reducir las posibilidades de colusión. Los economistas están algo fuera de su elemento al determinarse de tal manera una función de bienestar, mientras los conocimientos de los expertos en ciencia política, sociología y psicología se convierten en importantes. Dentro de tal esquema de comercio de votos no podemos, sin embargo, suponer que la distribución de la calidad ambiental sea un dato invariable ya que esto significaría que podría verse influida por los criterios de inversión pública y expresarse los gastos mediante el comercio de votos. Sería una locura circunscribir este proceso al mundo teórico de un comportamiento económico perfectamente determinable.

Dada la predisposición de los ciudadanos a protestar ante los políticos, los tribunales de justicia e incluso las organizaciones gubernamentales, parecería imposible agregar y construir curvas teóricas que representasen las preferencias sociales dado el Teorema de la Imposibilidad de Arrow, según el cual la norma de la mayoría difícilmente permite la construcción de una función de bienestar social transitiva.³ La inconsistencia política produce intransitividad, que da como resultado una función de bienestar que no tiene los familiares contornos convexos de las curvas de indiferencia de los libros de texto. El éxito de los enfoques teóricos de la planificación depende críticamente de asumir la convexidad estricta,⁴ pero los economistas todavía no se han distinguido encontrando un punto en tal función, y menos todavía, un conjunto limitado de puntos de igual magnitud de una curva de indiferencia. «Las funciones de bienestar social, las curvas de indiferencia de una comunidad, y el análisis coste-beneficio, son formas de visualizar el problema social de la toma de decisiones, pero no de resolverlo» (Dales, 1968, p. 799).

Los objetivos de calidad ambiental son sumamente difíciles de especificar por los líderes políticos, y menos lo son las funciones de bienestar y de transformación necesarias para la optimización. El problema es que se puede formar una serie limitada por valores

³ Arrow ha mostrado que la regla de la mayoría no satisface el requisito de las preferencias racionales porque la función del bienestar social será intransitiva ($A > B > C \dots N > A$, donde $>$ simboliza que la relación se prefiere a la relación precedente). La última relación (A) en la cadena de preferencias es preferida a sí misma y esto viola la transitividad. El test de transitividad se relaciona con la regla de la mayoría porque las inconsistencias políticas (intransitividad) y los intercambios conducen a funciones de bienestar que no dependen de un único valor, dificultando el análisis. La intransitividad implica que no se dan ciertas condiciones de integrabilidad que son necesarias para la existencia de una función de bienestar social ordinal. Esto significa que una función de bienestar social derivada de una regla mayoritaria es simplemente imaginaria; así pues, cualquier curva de indiferencia sobre una función inexistente también debe ser inexistente; y por lo tanto, una condición de estricta convexidad es realmente un punto discutible por lo que la regla de una mayoría en un estado social democrático es la base para los criterios de inversión pública. Ver Quirk y Saponik, *Introduction to general equilibrium theory and welfare economics*, New York, McGraw-Hill, 1968, pp. 105-116.

⁴ S. A. Marglin, 1967, p. 35. Las funciones de transformación que limitan el conjunto de producción factible, también se suponen estrictamente convexas respecto al origen lo que implica rendimientos decrecientes a escala. Incluso si se ignora la cuestión ambiental, las inversiones públicas son necesarias si globalmente está aumentando la relación marginal de sustitución; así, los criterios para la inversión pública deberían incluir estos problemas de rendimientos crecientes e indivisibles.

optimistas y pesimistas para ambas funciones, dejando una zona «en forma de balón de fútbol» dentro de la cual cualquier punto es óptimo. Así pues, se pueden esperar variaciones bastante grandes a lo largo de los ejes.

El problema de la disposición a pagar

La disposición individual a pagar a menudo subyace bajo el concepto teórico de beneficios (Marglin, 1967, pp. 40-41). Tal disposición depende de una determinada distribución de la renta y de una distribución de la calidad ambiental que los criterios de inversión pública pueden pretender cambiar. También existe la dificultad de la agregación de los individuos afectados, obteniendo sus preferencias, comparándolas y combinándolas. Aún cuando se pudiera persuadir a la gente para revelar sus preferencias, todavía quedaría el problema de la diferencia entre lo que la gente dice que quiere *a priori* y lo que en realidad quiere. En el contexto de intentar conseguir una mejor calidad ambiental, la disposición a pagar de un individuo podría no ser la medida adecuada ya que a la gente se le pide que dé valores de cambio a cosas que nunca serán intercambiadas. Sus experiencias respecto al medio ambiente nunca han tenido que expresarse en dinero y tales experiencias no se articulan por medio del mercado. Así, el objetivo de la calidad ambiental no se ve como algo conmensurable (Streeten, 1972, p. 53). Basada, como está, en la soberanía del consumidor, la disposición a pagar puede ser un mecanismo dudoso para tomar decisiones políticas, ya que la publicidad y la propaganda están diseñadas para manipular las preferencias alejándolas de un ambiente «natural» y orientándolas hacia un ambiente caracterizado por los bienes de consumo (Galbraith, 1958). Las preferencias del consumidor se ven, por tanto, alteradas drásticamente mediante programas destinados a apoyar otros objetivos. Este problema afecta a la soberanía del consumidor y a la política pública y crea confusión según cuáles sean los fines, los valores, el tiempo y el lugar de análisis.

Dada la organización económica, la estructura institucional tiende a crear incentivos para la maximización de los esfuerzos orientados al crecimiento. La racionalidad fundamental de la disposición a pagar, basada en la maximización de los deseos, está de hecho reñida con la filosofía medioambiental de una economía de estado estacionario con una población de crecimiento cero y la minimización del flujo de producción y consumo.⁵ Por lo tanto y de cara a los objetivos de la planificación, se pueden cuestionar los precios de mercado y la disposición a pagar. Kapp ha advertido que los precios son medidas de racionalidad económica arbitrarias y poco fiables debido al desigual poder económico para trasladar los costes sobre los demás y debido a la capacidad de manipular la demanda (Kapp, 1969, p. 335). Además, Streeten (1972) ha sostenido que se debe considerar arbitrario asignar valores a elecciones que nunca serán sometidas a prueba. Más tarde, Kapp fue más allá de la arbitrariedad de los precios, argumentando que los precios son engañosos dado que son incapaces de registrar los flujos extra-mercado (Kapp, 1970, pp. 843-844). La manipulación de los deseos del consumidor, así como una filosofía ambiental básica de restricción de los deseos, invalida la soberanía del consumidor y la maximización de los deseos como bases para el cálculo de los beneficios.

La disposición a pagar depende del conocimiento de las preferencias, de la estabilidad y de una percepción precisa de los daños ambientales. Las experiencias con impactos ambientales negativos han sugerido que, en general, la gente no percibe la naturaleza de los daños que se les está causando. De hecho, se ha demostrado que los

⁵ Daly, *op. cit.*, pp. 19-25.

fabricantes desarrollan todos los incentivos necesarios para que los consumidores sigan manteniendo una percepción reducida del daño.⁶

Además, la disposición a pagar presenta numerosos problemas de estimación. Las estimaciones son válidas sólo en el intervalo de valores observados. Fuera del intervalo, los valores proporcionados por las predicciones no son significativos. Para las relaciones normales de mercado entre el precio y la cantidad, todo lo que se necesita es un cálculo correcto en el intervalo próximo a Q; para calcular el excedente del consumidor se requiere efectuar la integral del conjunto de la curva de demanda por encima de la línea de precios. Es muy dudoso que la curva total se pueda especificar con exactitud. Más allá del problema de medición el excedente del consumidor se encuentran problemas tales como que la distribución se considera dada y que los valores sociales y la naturaleza de los impactos medioambientales asociados a los proyectos son sólo parcialmente contabilizados. Por eso no ha habido mucho éxito en la tarea de traducir las preferencias a dinero y de estimar las sumas monetarias (Paul, 1971).

El problema del criterio

El criterio teórico general consiste en una serie de beneficios y costes que envuelve multitud de variables y supuestos. Además de los costes y beneficios «normales», los teóricos han añadido variables tales como los desplazamientos de consumo y de inversión, así como la reinversión de los beneficios. La modificación de la tasa de descuento para reflejar los valores sociales incluye los coeficientes para el desplazamiento de consumo e inversión públicos y privados y la reinversión en un único coste de oportunidad dentro de la tasa de descuento.

El problema de determinar y reducir los costes de oportunidad a una tasa de descuento social adecuada es una cuestión que descansa en última instancia en un juicio de valor sobre las interrelaciones entre la estructura e instituciones de la economía, la sociedad y el medio ambiente. En una lúcida discusión sobre los costes de oportunidad, Liebhafsky (1968, p. 266) ha observado lo siguiente: «Las críticas de varias actividades públicas llevadas a cabo por los economistas alegando que los costes sociales marginales son demasiado elevados en relación a los beneficios esperados, realmente constituyen juicios de valor sobre tales actividades, a pesar del hecho de que estos juicios se presentan en lenguaje científico». Liebhafsky ha indicado lo esencial de la doctrina de los costes de oportunidad, que principalmente se apoya en los juicios de valor de los economistas. Estos juicios no son, pues, más válidos que los de cualquier otra parte interesada, incluyendo a los que se preocupan por el medio ambiente, a pesar de que se expresen más «científicamente». Prest y Turvey (1966, p. 171) observan que: «las tasas sociales de preferencia temporal, los costes sociales de oportunidad, etc, ni pinchan ni cortan en la mayor parte del trabajo empírico, y no hemos sido capaces de descubrir casos donde haya una aplicación convincentemente completa de tales nociones».

Las agencias planificadoras del gobierno se enfrentan frecuentemente a un presupuesto con una inversión fija y los proyectos se distribuyen hasta que se agota el presupuesto. Los presupuestos fijos podrían implicar que es innecesario usar el tipo de interés del coste de oportunidad e incluso quizás también la tasa social de descuento (Prest y Turvey, 1966, p. 171).

⁶ Fischer y Kerton, op. cit. Ver también, K. W. Kapp, «Social costs, neo-classical economics, environmental planning: A reply», p. 121 en : *Political economy of environment*, Paris/The Hague, Mouton, 1972.

De la misma forma que el uso del tipo de interés a menudo se excluye o es insignificante para gran parte de las decisiones de la empresa privada, la tasa de descuento social parece igualmente poco relevante para gran parte de las decisiones de la empresa pública. En los libros de texto se exagera la importancia de los tipos de interés para el sector privado. Tanto productores como consumidores llevan a cabo decisiones de préstamo y de ahorro basadas en sus circunstancias individuales dentro del contexto global de la economía. Las fuertes presiones de demanda ante tipos de interés altos se traducirán en inversión si se dispone de fondos. De la misma manera, la adquisición de instalaciones se realiza con tipos de interés altos. Por su parte, las decisiones de ahorro también son indiferentes a los tipos de interés si se tienen que cubrir determinadas necesidades domésticas. Del hecho de que la teoría económica dé por sentado que los consumidores maximizan la utilidad y las empresas los beneficios no se sigue necesariamente que lo hagan en realidad o que un país deba maximizar el consumo total. Estas suposiciones están cargadas de derivaciones éticas e implicaciones morales.⁷ Otros factores que tienen que ver con las decisiones de inversión privadas tales como la calidad medioambiental pueden ser tan o más importantes que los niveles del tipo de interés. Lo que hace falta para adoptar criterios de inversión pública es una lectura de estos «otros factores» (Kapp, 1970, p. 846).

Suponiendo que un criterio teórico basado en el coste de oportunidad pudiese ser determinado en la práctica, aparece el mismo problema que ha frustrado a los planificadores gubernamentales enfrentados a beneficios secundarios: ¿dónde terminar el cálculo? Si el resultado ambiental se debe incluir en el análisis, de hecho se debería mostrar dónde y cuánto se vería afectado el medio ambiente. Este coste de oportunidad formulado sobre la base de la calidad ambiental desplazada debe incluir también la inversión privada inducida por la inversión pública. El fracaso en añadir los impactos ambientales de las inversiones privadas inducidas a los impactos de las inversiones públicas desplazadas, infravaloraría el efecto ambiental del proyecto. Cualquier impacto ambiental positivo también se tendría que determinar para contrarrestar estos impactos negativos. El énfasis puesto en la inversión privada desplazada por las inversiones públicas ha tendido a oscurecer estas cuestiones. La mayor parte de inversiones públicas desplazan a pequeñas inversiones privadas y producen más inversiones privadas con mayores pérdidas y desorganización ambientales posteriores.

Una inversión destinada a compensar las economías externas creadas por una inversión pasada será amortiguada por los efectos del stock de capital tradicional ya existente. La inversión actual amortiguada dará como resultado un nuevo stock de capital que tendrá por lo menos los siguientes efectos: 1) crear un incentivo para la expansión de la antigua inversión; 2) crear un incentivo para la reducción o desinversión del viejo stock de capital que reducirá posibles efectos amortiguadores; 3) crear eslabones hacia delante que incentiven a futuras inversiones; 4) crear eslabones hacia atrás que guíen futuras inversiones (Hirschman, 1958, pp. 70-72). Así pues, estos cuatro efectos económicos inducidos por una inversión pública se deben incluir con sus asociados impactos ambientales si, de hecho, se puede mostrar que las inversiones privadas se habrían realizado. Limitar el análisis a la inversión privada o pública inicial claramente infravalora el impacto ambiental. De hecho, reducir el incentivo para continuar con métodos de producción y consumo antiguos, acrecienta en una forma especial el deterioro ambiental, ya que los métodos tradicionales más antiguos tenían menor impacto en el ambiente y sus productos eran más duraderos.

Los retrasos en el tiempo son críticos para el impacto ambiental, así como para los proyectos de inversión. Dichos retrasos difieren según el impacto, la localización, el ecosistema, la capacidad letal y según el proyecto, el sector, la duración del retraso y la

⁷ Daly, *op. cit.*, pp. 19-27, 168-173.

proporción retrasada. Los impactos en el ambiente son fuerzas que actúan a largo plazo. «Debido a que estas fuerzas actúan de forma extremadamente lenta, tendemos a ignorar su existencia o, si las reconocemos, a minimizar su importancia. La naturaleza del hombre es tal que siempre está interesado únicamente en lo que ocurrirá hasta mañana» (Georgescu-Roegen, 1973, p. 47). Además, la naturaleza subletal de muchos impactos ambientales significa que las alteraciones perjudiciales se acrecientan con el tiempo antes de que su naturaleza letal sea conocida. El proceso de descripción ambiental también se ve como de causalidad circular con efectos acumulativos.⁸ Incluso ignorando el medio ambiente, todavía se plantea que estos efectos de retraso sean incorporados de forma adecuada en los criterios de inversión pública.

Los efectos ambientales y los derivados de la localización de los proyectos de inversión pública son más críticos para una selección adecuada que una investigación amplia sobre el nivel de la tasa de descuento, que, una vez concluida, aún deja bases no aprovechables para determinarla. Los criterios autocontenidos y sin dimensión espacial no sólo ignoran estos aspectos económicos, sino también un área de gran impacto social y ambiental.⁹ No se pueden ignorar los efectos inciertos sobre toda la economía, ya que los grandes proyectos de inversión absorben muchos recursos en muchos lugares durante un largo período en el que se produce un flujo de producción en muchos sitios, que afecta en su conjunto al medio ambiente. Así, el tamaño y la composición del programa de inversión pública influyen sobre el medio ambiente. Una cuestión significativa es si el factor ambiental está o no contemplado en el diseño del proyecto de tal forma que se minimice el impacto ambiental. El «verdadero problema no es aquél sobre el que los economistas han puesto tanta atención —el de clasificar y seleccionar los resultados de la inversión— sino más bien el de encontrar proyectos que estén tanto lo suficientemente trabajados como que sean lo suficientemente adecuados para que puedan, íntegramente, ser incluidos en un plan de desarrollo».¹⁰

Incluso si se pudiese determinar completamente el coste-beneficio, quedaría la perturbadora cuestión planteada por el Principio de la Mano Oculta de Hirshman (1967). Muchos proyectos de desarrollo podrían ser rechazados sobre la base de previsibles dificultades reflejadas en un coste de oportunidad más elevado, mientras que si estas dificultades no se hubieran previsto habrían resultado proyectos más valiosos que los escogidos. La «Mano Oculta» se basa en los efectos ocasionales conectados con la trayectoria temporal de los costes y beneficios proyectados, lo que plantea la capacidad de resolver problemas por parte de los que toman las decisiones. Quizás la «Mano Oculta» es un principio débil para basar únicamente en él las decisiones de inversión pública, pero demuestra el sentido indispensable de estrategia, necesario para conseguir la calidad ambiental que el análisis coste-beneficio no puede captar. A saber, las decisiones sobre la calidad ambiental son políticas más que económicas debido a la necesidad de incluir una amplia gama de factores que son intrínsecamente no convertibles a términos monetarios.¹¹

⁸ Kapp, «Environmental disruption...» op. cit., pp. 17-23.

⁹ Ibid., pp. 30-31.

¹⁰ A.M. Watson y J.B. Dirlam, «The impact of under-development on economic planning», *Quarterly Journal of Economics*, mayo 1965, p. 182. Aunque los autores tienen en mente otro contexto, su comentario parece aplicable a la incorporación de los impactos sobre la calidad ambiental en el diseño de proyectos.

¹¹ Ver, por ejemplo, D. W. Fischer y G. S. Davies, «An approach to assessing environmental impacts», *Journal of environmental management* 1, 1973.

El problema global

El análisis coste-beneficio, tal como se desarrolló inicialmente, se basaba en criterios para tomar decisiones públicas en una supuesta economía privada y competitiva. Como tal, generalmente suponía consumidores y productores con un comportamiento maximizador, mercados perfectos, ausencia de impacto ambiental, una distribución adecuada de la renta, ausencia de costes de transacción, movilidad de recursos, información perfecta y pleno empleo; todas las cuales no son válidas en lo que respecta a esta economía. En este sentido, el análisis coste-beneficio oculta estos supuestos mediante las matemáticas. Sencillamente no está claro cómo se aplican los símbolos a la realidad. Además, se incluyen los supuestos o entidades que pueden ser tratados matemáticamente, mientras que todo lo demás se olvida o se considera *ceteris paribus* (Streeten 1972, pp. 50-51). Dichos análisis proporcionan entonces un coste pseudo-técnico que oculta las elecciones y los conflictos reales que, de hecho, están implicados en las decisiones. Un único índice de valor no proporcionará una valoración objetiva de las decisiones. Los objetivos conflictivos no pueden ser ponderados sin el conocimiento del impacto ambiental de los proyectos que al mismo tiempo debe reflejar un conjunto de índices separados que muestren las preferencias y los daños ambientales.¹²

La importancia de esta discusión para el análisis coste-beneficio, consiste en que «la distinción entre las elecciones objetivas guiadas por criterios de «rendimiento» y las subjetivas guiadas por la ética o la política es una cuestión profundamente metafísica que lleva a la falsa creencia de que las recomendaciones económicas se pueden realizar sin ningún compromiso con los juicios de valor. Lo que esto implica es que las decisiones guiadas por costes son «objetivas», a diferencia de las decisiones sobre alternativas que no tienen un valor de mercado —una noción metafísica que abre la puerta a diversos sesgos—».¹³

Como Myrdal observa, la política está en la base de todos los esfuerzos de planificación. Por eso, intentar excluir los factores políticos y administrativos o ignorarlos a favor de un «análisis objetivo» no sólo es engañoso sino que además sugiere que los juicios de valor son de alguna manera «irracionales» y que nunca afectarán al status «objetivo» del economista. Sin embargo, el economista no puede reclamar la objetividad; en realidad, su «ciencia» está basada en los preceptos políticos de la sociedad que dirige sus impulsos. «... La dirección de nuestros esfuerzos científicos, especialmente en la economía, está condicionada por la sociedad en la que vivimos, general y fundamentalmente por el clima político...».¹⁴ Cualquier plan es principalmente un programa político con las consideraciones económicas e incluso con las consideraciones ambientales dependientes de los parámetros políticos que definen la estructura institucional de la economía. Pero los teóricos no discuten sobre cómo los economistas pueden manejar dichos conflictos dentro de sus criterios de inversión.

Una cuestión crucial a la que se debe responder es si el modelo coste-beneficio realmente merece el coste en el que se incurre para buscar la información en la que se apoya. Cualquier precisión más allá de este punto sólo desperdiciará el escaso recurso de la competencia económica. En su «survey» sobre análisis coste-beneficio Prest y Turvey (1966, p. 155) señalan que el análisis coste-beneficio «es en su origen un mecanismo administrativo que no debía nada a la teoría económica y adoptado para un tipo de actividad

¹² P. Streeten, 1972, p. 53. Ver también Fischer y Kerton, *op. cit.*

¹³ Myrdal, *op. cit.*, pp. 1886, 1941-1942. Ver también Streeten, *op. cit.*

¹⁴ Myrdal, *op. cit.*, p. 9.

federal estrictamente limitada». Es encomiable que los economistas teóricos hayan estado dispuestos a mejorarlo, pero Myrdal señala que «los economistas, más que otros científicos sociales, han dispuesto de mucho tiempo para llegar a proposiciones generales y después a postularlas como válidas para todo tiempo, lugar y cultura».¹⁵ Los impactos ambientales de tales proposiciones rígidas han sido más que evidentes y parece que también aumentan.

Los problemas analíticos del coste-beneficio son difíciles de resolver aún cuando se ignora el contexto ambiental. Dichos problemas incluyen la escala, el criterio, la adición de bienes separados, la separación de los beneficios y los costes, los efectos sobre el crecimiento y la distribución de la renta, los intangibles, así como el medio ambiente con todas sus interdependencias. Ante tales problemas, un procedimiento de valoración del impacto ambiental debe proporcionar un mejor esquema que la técnica de ratio para plantear el análisis coste-beneficio.¹⁶ Mientras que estos procedimientos se basan en factores físicos y sociales con escalas de medida de los impactos, los juicios requeridos para valorar estos impactos se muestran explícitamente. El próximo paso importante en la aplicación de estos procedimientos consistirá en traducir estos impactos físicos y sociales en elecciones que sean comprensibles políticamente y que sean relevantes.

Bibliografía

- CICCHETTI, C. J. 1972. *Benefits or Costs? An Assessment of the Water Resources Council's Proposed Principles and Standards*. Department of Geography and Environmental Engineering, (March). Johns Hopkins University: Baltimore.
- COLEMAN, J. S. 1966. «The Possibility of a Social Welfare Function.» *American Economic Review*, (Dec.), pp. 1105-122.
- DALES, J. H. 1968. «Land, Water and Ownership.» *Canadian Journal of Economics*, (Nov.), pp. 791-804.
- GALBRAITH, J. K. 1958. *The Affluent Society*. Houghton-Mifflin, New York.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. 1973. «The Entropy Law and The Economic Problem.» In *Toward a Steady State Economy*. H. E. Daly ed. Freeman: San Francisco, California.
- HIRSCHMAN, A.O. 1958 *The Strategy of Economic Development*. New Haven: Yale University Press.
- HIRSCHMAN, A. O. 1967. «The Principle of the Hiding Hand.» *The Public Interest*. pp. 10-23.
- KAPP, K. W. 1969. «On the Nature and Significance of Social Costs.» *Kyklos*. N.º22, pp. 334-47.
- KAPP, K. W. 1970. «Environmental Disruption and Social Costs: A Challenge to Economics.» *Kyklos*. N.º23, pp. 833-48.
- LEIBENSTEIN, H. 1966. «Allocative Efficiency vs. X— Efficiency.» *American Economic Review* (June), pp. 392-415.
- LIEBHAFSKY, H. H. 1968. *The Nature of Price Theory*. Homewood, Ill., Dorsey.
- MARGLIN, S. A. 1967. *Public Investment Criteria: Benefit— Cost Analysis for Planned Economic Growth*. Cambridge: MIT Press.
- PAUL, M. E. 1971. «Can Aircraft noise Nuisance be Measured in Money?» *Oxford Economic Papers* (Nov.), pp. 314-21.

¹⁵ Ibid., p. 16.

¹⁶ D. W. Fischer y G. R. Francis, «Water resource development and environment: An approach to impact analysis», *International Journal of Environmental Studies* 5, enero, 1974. Ver también R. B. Dutton y T. I. Goodale, *Environmental impact analysis: Philosophy and methods*, Madison, Wisc., Universidad de Wisconsin, 1972; ver nota a pie de página número 11.

- PREST, A. R. and Turvey, R. 1966. «Cost-Benefit Analysis: A Survey.» In *Surveys of Economic Theory*, Vol. 3. St. Martins: New York.
- STREETEN, P. 1972. «Cost-Benefit and Other Problems of Method.» In *Political Economy of Environment*. The Hague: Paris. Pp. 47-59.
- WATER RESOURCES COUNCIL, 1970. *Principles for Planning Water and Land Resources*. Special Task Force Report (Jul.). Washington, DC.