

Los límites del análisis coste-beneficio como guía para la política del medio ambiente

David W. Pearce

(de F. Aguilera Klink, V. Alcántara (Comp.), *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica*. Fuhem e Icaria, 1994, pp.99-109).

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

**LOS LÍMITES DEL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO
COMO GUÍA PARA LA POLÍTICA
DEL MEDIO AMBIENTE***

DAVID W. PEARCE

* Publicado originalmente en *Hacienda Pública Española*, nº 37, pp. 61-71.

Introducción

Este artículo intenta definir los límites de la aplicación del análisis de coste-beneficio a los problemas de la polución. El énfasis se pone en las limitaciones conceptuales, no en los problemas prácticos. Cualquier persona familiarizada con las complejidades de la estimación empírica de los precios sombra de los bienes ambientales indicaría seguramente que las limitaciones prácticas superan a las conceptuales. En parte, las dificultades empíricas se deben a una información limitada y a la novedad relativa que supone intentar evaluar, en términos monetarios, bienes y «males» ambientales. Que los problemas planteados por esta «novedad» en el arte de la valoración persistirán es discutible; existe una tendencia, quizás apoyada más en la fe que en la experiencia, que supone que añadiendo investigación y tiempo se resolverán muchas de las dificultades pendientes. Sin embargo, algunas de esas dificultades se deben a un intento que no tiene justificación: se supone que, dado que la mejora ambiental requiere el uso de «inputs» y dado que los bienes ambientales son objeto de una intensidad de preferencias variable, la base conceptual del análisis coste-beneficio es aplicable, sin modificaciones, a la política del medio ambiente. A discutir esta hipótesis se dirige este artículo.

Una taxonomía de la polución

Estableceremos primeramente una clasificación dentro de la cual pueden distinguirse ciertas características de la polución. Se mostrará también que estas características tienen implicaciones para una política anticontaminante.

Con el fin de establecer una taxonomía utilizaremos el concepto de *capacidad asimilativa* del medio ambiente. Éste es capaz de recibir residuos materiales en diversas escalas, degradarlos y convertirlos así en alimentos que «mantienen» a los ocupantes de un ecosistema. El proceso de conversión se efectúa para gran cantidad de residuos. Otros desechos se transforman en no peligrosos para las especies, aunque no sean requeridos como «inputs» en el ecosistema. A la capacidad de cualquier sistema para llevar a cabo estas funciones le llamaremos capacidad asimilativa del mismo. Ésta dependerá del tamaño y funcionamiento de las «poblaciones degradantes», como son, por ejemplo, las bacterias en los sistemas acuáticos. Veremos más adelante cómo pueden definirse importantes diferencias entre contaminantes en cuanto que éstos tengan, o no, poblaciones degradantes que los contrarresten. También puede ocurrir que el efecto de la polución sea capaz de destruir la capacidad degradante del sistema. Algunos residuos no tienen contrapartida en las poblaciones mencionadas, de modo que se acumulan. Otros sí la tienen, aunque su naturaleza dependerá de la cantidad y calidad de los desechos relativa al tamaño de la capacidad asimilativa. Estas correspondencias son investigadas brevemente a lo largo del trabajo.

Inicialmente consideraremos la capacidad asimilativa sólo en un sentido *estático*. Es decir, desarrollaremos una taxonomía que no tiene en cuenta que la asimilación en el medio ambiente posee una dimensión temporal. Los residuos se emiten al medio ambiente que los

degrada sin consideración del tiempo, al menos hasta que la capacidad del sistema quede en sí misma perjudicada. En una sección posterior del artículo se tratarán las implicaciones resultantes de dar a la capacidad asimilativa una dimensión dinámica. Esencialmente, se comprobará que ello añade poco al resultado del análisis.

Añadimos el concepto de «efecto biológico» al de capacidad asimilativa. Simplemente, observamos si algún contaminante genera o no cambios biológicos en los organismos del medio receptor. Estos efectos pueden ser cambios en la salud humana, mutación de especies, cambios en el metabolismo celular, etcétera. Un eminente biólogo, Mallanby (1972), ha declarado que la política anticontaminante debería estar orientada solamente por un criterio biológico: «Pienso que deberíamos intentar prevenir que cualquier contaminante alcanzase el nivel donde *cualquier* reacción biológica puede ser demostrada... *incluso si esta reacción no es perjudicial*». (Mellanby, 1972, p. 4; la cursiva es nuestra). Nuestra taxonomía sobre la polución incorpora los efectos biológicos.

Por último, necesitamos el concepto de «efecto económico» de la polución. Lo definiremos del modo convencional en términos de la existencia o no de un efecto externo negativo (coste externo). Solamente necesitamos recordar que las externalidades se definen con respecto a las funciones de utilidad de la persona que sufre las consecuencias, por lo que cualquier medida *física* de la polución puede ser positiva sin que existan externalidades: si a la gente no le importan las alteraciones biológicas en las especies (o en ellos mismos), no habrá ningún efecto económico. Sin embargo, veremos que será necesario investigar las consecuencias de aquellos contaminantes que no dañan la salud, sino después de largos períodos de tiempo —los llamados contaminantes «invisibles».

Consideremos ahora estos tres conceptos: capacidad asimilativa, efecto biológico y efecto económico. El primer problema a tratar será aquel donde el volumen de residuos emitidos al medio ambiente es *menor* que la capacidad asimilativa de éste. Inmediatamente lo solucionamos en base a nuestro supuesto inicial de que el proceso asimilativo es (virtualmente) instantáneo; el ecosistema degrada los desechos sin que existan efectos biológicos o económicos. Más adelante cambiaremos este supuesto.

El segundo problema presenta un exceso del volumen de desperdicios sobre la capacidad asimilativa. Aquí distinguiremos las situaciones donde existe una capacidad degradante contrarrestante (capacidad asimilativa > 0) y aquellas donde esa capacidad es, efectivamente, nula a causa de la inexistencia de contrapeso en las poblaciones. Podemos ya clasificar contaminantes y situaciones de polución en términos de los efectos biológicos y económicos. La figura 1 muestra una taxonomía en la forma de un «árbol de polución», basado en estos conceptos.

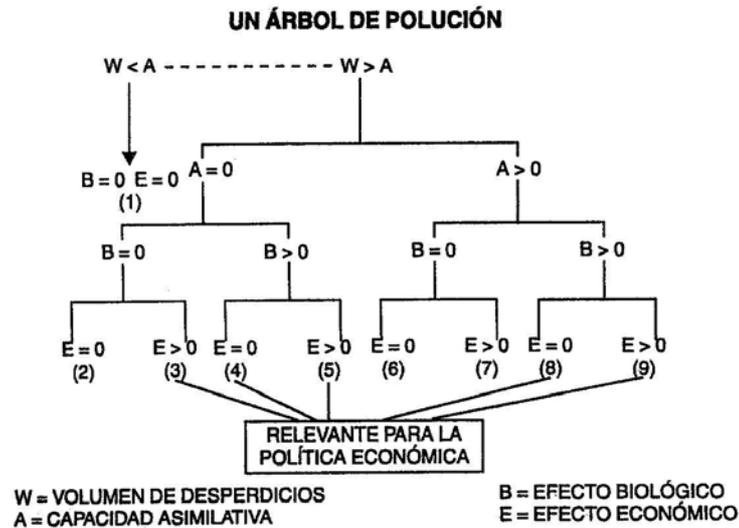


Figura 1

Análisis de la taxonomía

Podemos estudiar ahora cada una de las categorías finales.

Casilla 1: De momento este contexto no está sujeto a análisis posterior puesto que, por hipótesis, define una situación en la cual ningún efecto biológico o económico está presente.

Casilla 2: Esta categoría supondría un vertido residual que, una vez efectuado, no tiene contrapeso en la población que degrada ($A = 0$), los efectos biológicos son nulos ($B = 0$) y tampoco hay efectos económicos ($E = 0$). Es claramente irrelevante para la política económica.

Casilla 3: En este caso $A = 0$, $B = 0$ pero $E > 0$. Un ejemplo sería el vertido de botellas. Ninguna población puede degradar estos residuos, pero, al mismo tiempo, no se producen efectos biológicos. Por otro lado, esas botellas tienden a ser estéticamente ofensivas y crear alguna clase de externalidad. La categoría 3 es directamente relevante para la política económica, en cuanto esta externalidad existe; el análisis de coste-beneficio sería apropiado como un medio de determinar el nivel óptimo de los residuos. En realidad, la categoría 3 define un problema clásico de externalidad.¹

¹ Deben hacerse algunas advertencias. Usar el análisis coste-beneficio no quiere decir que solamente un enfoque en que las variaciones compensatorias se suman nos dará la respuesta adecuada. La filosofía del análisis coste-beneficio es consistente con cualquier otro procedimiento de evaluación. Ver Nash, Pearce y Stanley (1975 a, 1975 b). Además, un enfoque de coste-beneficio en que los costes de controlar la polución se comparasen con los costes de los daños evitados no producirá una mejora en el sentido de Pareto en condiciones de competencia imperfecta. Ver Pearce (1974 e).

Acumulación de contaminantes

Casilla 4, casilla 5: Estamos ahora ante una posible divergencia entre los criterios económico y biológico. Los efectos biológicos están presentes en ambos casos, pero en 4 no hay externalidad. Como tal, el análisis coste-beneficio dictaría una política de «statu quo», mientras que el criterio biológico, tal como señala, por ejemplo, Mellanby, indicaría que alguna acción debería emprenderse. La dificultad con la solución de «statu quo» surge porque E puede ser cero por la falta de advertencia individual de los efectos de la polución: en el caso de percibirlos, los individuos efectuarán alguna acción. Es decir, algunas situaciones donde $E = 0$ son de hecho situaciones donde, *ex-post*, $E > 0$.

Un excelente ejemplo de este problema de «percepción» lo ofrece el cadmio. Las partículas de cadmio son de una toxicidad alta, pero sólo después de su acumulación *desapercibida* en los organismos humanos en márgenes variables de concentración; estos márgenes varían con el peso del individuo, y, en cualquier caso, resultan bastante imprecisos (Nobbs y Pearce, 1975). La mayor parte del cadmio concentrado en el cuerpo humano es ingerido y poco es inhalado; en general, el cadmio llega al hombre a través de los alimentos y del agua. Para el cadmio $A = 0$, por lo que sus residuos se acumulan como un «stock» en el medio ambiente. Sus efectos tóxicos son numerosos. Se le culpa de alterar la función renal y se sospecha su acción en las condiciones de hipertensión, incluyendo las enfermedades cardiovasculares. En dosis masivas sus efectos son dramáticos, como la enfermedad llamada «itai-itai», cuyas características son el reblandecimiento y eventual colapso de la estructura del esqueleto («osteomalacia»).

Ahora bien, si nosotros conocemos todo esto —aunque con amplios márgenes de incertidumbre—, ¿por qué ofrece problemas para un análisis de coste-beneficio? No teniendo en cuenta la pobreza de las evaluaciones empíricas sobre las cuestiones de salud y vida, el problema esencial que ofrecen estos contaminantes ($A = 0$; $B > 0$) es que el daño ocasionado es consecuencia de una gran acumulación no reducible y que es difícil de estimar el perjuicio incremental. Además, y como ya hemos señalado, debemos confiar en algún proceso de aprendizaje *social* a causa de la naturaleza acumulativa y no perceptible del contaminante; no se puede confiar en los *individuos* para tomar una acción preventiva. Para entender estas dificultades en términos de un problema de coste-beneficio, podemos intentar construir un diagrama de costes —control-daño—, tal como se aplica en otros problemas de polución de un modo amplio. Esto se muestra en la figura 2.

Mientras que en los programas convencionales de lucha contra la polución, el diagrama de la función coste-daño relaciona costes y beneficios con el *flujo* de polución, la variable relevante para el caso del cadmio es el «stock» de polución. Se puede introducir una variable de flujo, considerando movimientos en el eje horizontal hacia la derecha, al ser el «stock» existente irreducible, por lo general. La función de daños presenta problemas serios de interpretación. Si a la vida y a la salud se le pueden dar valores finitos, si conocemos las probabilidades del daño y si adoptamos el enfoque del valor actual a los daños esperados repetibles perpetuamente, la función de daños marginales sería DM en la figura 2. La forma «en escalones» de la curva refleja el hecho de que el daño tiende a relacionarse con los niveles de concentración de polución, aunque la variabilidad de la respuesta individual a la admisión del cadmio es probable que convierta DM en una función suave tal como DM. Más importante, pues, que la forma de DM, es el hecho de que los movimientos *a lo largo* de DM pueden verificarse solamente hacia la derecha. Existe poca o ninguna opción de moverse hacia la izquierda por DM, simplemente porque existe poca o ninguna opción de reducir el «stock» de cadmio en el medio ambiente. Sin embargo, es fundamental para el análisis coste-beneficio de la polución que la variable «polución» sea controlable en

cualquier dirección. De esto se sigue que una característica esencial del análisis coste-beneficio se pierde en el contexto donde $A = 0$, $B > 0$, como en el caso del cadmio.

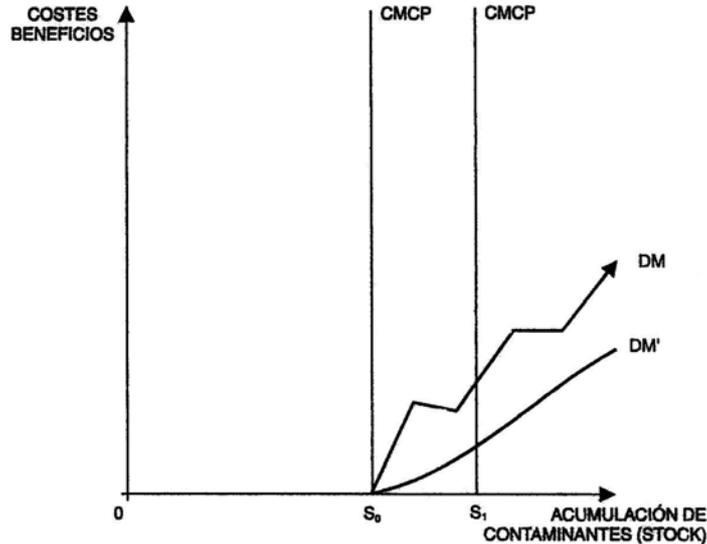


Figura 2

Para reforzar esta conclusión, vamos a considerar la función de coste marginal de combatir la polución (CMCP); dado que el «stock» de polución es no-reducible, CMCP debe ser vertical y su origen coincidirá con el de la función DM. Esto es, si tomamos cualquier «stock», tal como S_0 en figura 2, CMCP cortará el eje horizontal en S_0 . Sin embargo, S_0 no es un óptimo aunque $CMCP = DM$, que es la condición convencional para maximizar los beneficios sociales netos. Si consideramos S_1 , la curva CMCP se trasladará hacia la derecha con un nuevo origen en S_1 , e indicará que S_1 es también óptimo. Verdaderamente, *cualquier* nivel de «stock» de polución en la figura 2 podría considerarse óptimo por la simple aplicación del criterio de coste-beneficio.

Desde luego, si el «stock» de polución es no-reducible, se le puede considerar análogo a un coste-fijo inevitable: lo pasado está pasado. La única variable sujeta a control es el flujo de polución, es decir, la tasa a la que nos movemos hacia arriba por DM en la figura 2. Los costes marginales de combatir la polución, correspondientes a este incremento, serán entonces finitos, y un «óptimo» aparente será el resultado de las decisiones sobre el flujo de polución. Considerada así, la situación de «stock» inicial es simplemente irrelevante a la decisión sobre aumentos de ese «stock». Cada punto inicial corresponde a una situación de coste inevitable. Aunque el análisis coste-beneficio no puede aplicarse al contexto del «stock», se puede, en cambio, aplicar al contexto del flujo. Dado que DM para el flujo (la pendiente de DM, figura 2) y CMCP para el flujo tienden a ser «funciones habituales», los aumentos en el «stock» estarán siempre justificados. Merece la pena notar que este resultado está reforzado por la existencia de tasas de descuento positivas que, si DM se construye en forma de valor actual, nos asegurarán que DM no se eleva muy pronunciadamente.

Aplicado de esta forma, el análisis coste-beneficio llega a ser un mecanismo para trasladar los costes de la polución en el tiempo hacia las generaciones futuras, y es evidente

que habrá anomalías en su uso en los contextos o situaciones como 4 y 5 en la figura 1. El problema de trasladar la carga de la contaminación es discutido más ampliamente en Nash (1973).

Casilla 6, casilla 7: Ambas categorías aparecen de nuevo como «casillas vacías», simplemente porque el contexto $W > A$ supone reducciones en A, de modo que podemos esperar que $B > 0$ sea la regla general. Una situación donde $W > A$ y $B = 0$ parece excluida.

Externalidad dinámica

Casilla 8, casilla 9: En este caso, las categorías se ajustan al marco del análisis coste-beneficio. Si $W > A$, entonces se puede pensar que las reducciones en A suponen un coste frente a los beneficios de los bienes producidos conjuntamente con la contaminación. Sin embargo, como se advierte en anteriores artículos (Pearce 1973, 1974a; 1974b; ver también Common, 1974a, 1974b), este supuesto no es aceptable cuando consideramos la externalidad en un contexto ecológico dinámico. El argumento se aplica con referencia a la figura 3. La mitad superior del diagrama muestra una función de producción de residuos $W(x)$ donde x es el output físico producido. $W(x)$ cumple la condición $W'(x) > 0$. A, capacidad asimilativa del medio ambiente, se supone inicialmente fija en A_0 . Más adelante consideraremos las implicaciones de que A tenga una dimensión temporal.

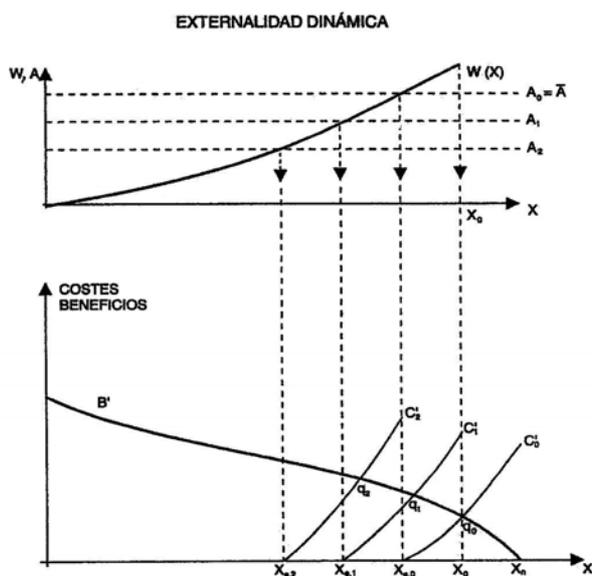


Figura 3

La mitad inferior de la figura 3 mide los costes y beneficios de la producción de bienes; $X_n B'$ es la curva de los beneficios privados marginales *netos* —beneficios privados marginales menos costes privados marginales—. Las curvas $C'0$, $C'1$ $C'2$ expresan los costes externos marginales. Si consideramos $C'0$, vemos que tiene su origen en $X_{e,0}$ que corresponde a la situación donde $W(X) = A_0$; esto es, suponemos que las externalidades no pueden ocurrir hasta que $W > A$. Esto refleja nuestro supuesto de que (virtualmente) la asimilación del medio ambiente es instantánea. (De hecho, $C'0$ podría comenzar a la derecha de $X_{e,0}$ si $B > 0$ y $E = 0$ en el intervalo de $X_{e,0}$. Pero volver a realizar el argumento nos mostraría que tal situación meramente refuerza las conclusiones.)

Dado el contexto inicial donde $A_0 = A$, $W > A$ y $C'_0 > 0$, tenemos un óptimo de Pareto en q_0 con un nivel de «output» X_0 . Esto es lo que el análisis coste-beneficio nos indicaría. Pero ahora ya somos capaces de entender que tal situación es ecológicamente inestable. Un contexto $W > A$ dará lugar a una reducción en A al ser reducida en tamaño la población degradante. Esto se puede mostrar trasladando A_0 hacia A_1 . Si no se toma una acción correctiva —el nivel del «output» permanece en X_0 —, W excederá A en mayor grado y de nuevo comenzará el proceso que finalizará solamente con la total destrucción de la capacidad asimilativa del medio ambiente. Incluso si hay una respuesta social, el proceso dinámico mencionado anteriormente no se neutraliza. Si A_0 se mueve hacia A_1 podemos esperar que C'_0 se mueva hacia C'_1 , reflejando el hecho de que ahora W supera a A a unos niveles más bajos de producto; C'_1 tenderá también a ser más inclinada que C'_0 ya que W/A se incrementa (este cambio en la pendiente no se recoge en Pearce 1974 a y 1974 b); si se verifica un ajuste paretiano, q_1 llegará a ser el nuevo óptimo; pero también es inestable al ser $W > A$, y ocurrirá un nuevo movimiento de A_1 hacia A_2 . Ahora, la correspondiente curva de coste externo llegará a ser (en el mejor de los casos) C' , y se dictará un nuevo «óptimo» en q_2 . De nuevo la situación es ecológicamente inestable y, en caso de que se hagan continuos ajustes paretianos, la solución convergente será de «output» nulo. Sin embargo, merece la pena observar que si $X_{e,0}$ hubiera sido adoptado como un objetivo de la política en principio, la situación de externalidad dinámica habría podido evitarse.

Lo que el análisis coste-beneficio no tiene en cuenta es un aspecto particular de la externalidad: el impacto de cualquier óptimo aparente sobre la estabilidad ecológica. Si, por otro lado, la estabilidad ecológica hubiese sido introducida como restricción en la forma $W \leq A$, el problema de externalidad dinámica habría sido evitado. Sin embargo, dado que tal restricción domina la solución, parece poco útil que un cálculo de coste-beneficio determine la optimalidad del nivel de output $W = A$ (Pearce, 1974 a, 1974 b).

La capacidad asimilativa como un proceso temporal

La debilidad básica del modelo de «externalidad dinámica» desarrollado en la sección (3 b) radica en su incapacidad para reconocer la asimilación del medio ambiente como un proceso temporal. Es decir, los residuos emitidos al medio ambiente serán degradados en un período de tiempo, a menos que, como ya hemos visto, se exceda algún nivel definido de capacidad asimilativa. Durante este *proceso* de asimilación, probablemente aparecerá alguna externalidad negativa; por eso ahora investigaremos las implicaciones de estas características del proceso acumulativo.

La figura 4 repite lo fundamental del diagrama de la externalidad dinámica. Sin embargo, distinguiremos ahora dos categorías de externalidad. A aquellos costes externos que se derivan del proceso de asimilación les llamaremos «externalidades del proceso de asimilación», o simplemente «externalidades del proceso». Por definición, ciertas externalidades se relacionan con situaciones en donde $W < A$, y, por tanto, son efímeras. Puesto que el proceso de asimilación puede ser acompañado por reducciones en las poblaciones degradantes, podemos encontrar también cambios temporales hacia abajo de la función A de la figura 4. De todas formas, permanece el hecho esencial de que, puesto que $W < A$, tales reducciones deben ser eventualmente anuladas.

En contraste, aquellas externalidades que se relacionan con el contexto $W > A$ se asocian con reducciones permanentes en A , generando así el proceso dinámico señalado en las secciones anteriores. La tabla 1 muestra las características diferentes en las dos categorías de externalidad. (Siguiendo a Common —1975, b— nos referiremos a la segunda categoría como «externalidad dinámica».)

Volviendo a la figura 4, vemos ahora que la función CEM puede ser reconsiderada como compuesta de dos secciones. La sección OK se refiere a la externalidad del proceso donde la flecha nos muestra que, con el tiempo, esta externalidad debe desaparecer (sujeta a la modificación que se discutirá después). La sección a la derecha de K se refiere al elemento de externalidad dinámica. Mientras las externalidades del proceso están asociadas con cambios temporales de A (ver la parte superior del diagrama), las externalidades dinámicas lo están con reducciones permanentes de A.

Lo que tenemos que considerar ahora es si la presencia de las externalidades del proceso altera el proceso de las externalidades dinámicas considerado en las secciones previas. Se recordará que, dados los supuestos usados, los niveles del óptimo de Pareto elevan continuamente la degradación del medio ambiente, por lo que respecta a esta categoría de contaminantes. La figura 4 muestra tres funciones de beneficio marginal neto privado (BMNP). En caso de que BMNP1 opere no tenemos problema, puesto que el óptimo de Pareto, respecto a la externalidad del proceso,² estará en J y nosotros estamos en el contexto $W < A$. Esto no añade nada a las conclusiones anteriores porque los niveles del «output» no exceden los de la capacidad asimilativa.

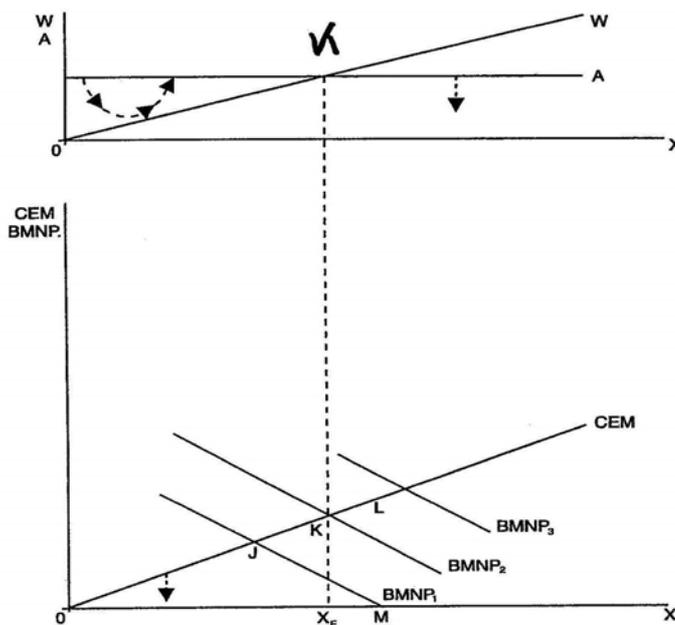


Figura 4

² Si hay solamente una «dosis» de residuos, estrictamente hablando, el óptimo de Pareto J., tendría una dirección (hacia la derecha a lo largo de BMNP₁, puesto que OK se desplaza hacia abajo con el tiempo. Pero si hay dos dosis repetidas de residuos con intervalos de tiempo entre ellas, de modo que se permita el restablecimiento en cada ocasión de A, entonces J definirá un óptimo de Pareto permanente.

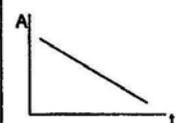
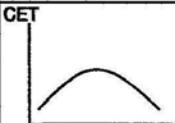
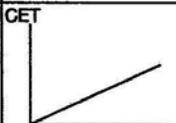
| | | CATEGORÍA DE LA EXTERNALIDAD | |
|---|--|---|--|
| | | DEL PROCESO | DINÁMICA |
| CONTEXTO | | $W < A$ | $W > A$ |
| SENDERO TEMPORAL DE A (t) | |  |  |
| SENDERO TEMPORAL DE LOS COSTES EXTERNOS TOTALES POR FLUJO DE X DADO POR PERIODO | |  |  |

Tabla 1

Si opera BMNP2, tendremos un óptimo de Pareto en K que corresponde a XE , máximo nivel del «output» consistente con niveles invariables de estabilidad ecológica. Por tanto, es posible que la regulación paretiana del «output» sea compatible con la estabilidad ecológica, contrariamente a las conclusiones de las anteriores secciones en este artículo y también de otros anteriores (Pearce, 1973, 1974 a, 1974 b). Esta posible compatibilidad es señalada por Common (1974 a, 1974 b). Por otro lado, BMNP3 no cumple los requerimientos para evitar el proceso de inestabilidad ecológica, tal como nuestro análisis previo señala.

Consecuentemente, podemos decir que las funciones de beneficio privado que señalan óptimos de Pareto en puntos de OK, pero excluyendo K, no niegan nuestras anteriores conclusiones, ya que ningún proceso de inestabilidad ecológica ocurre como resultado de las externalidades del proceso.³ Las funciones de beneficio que producen un óptimo a la derecha de K se ajustan a la descripción anteriormente establecida.

Esto nos deja con una función de beneficio, tal como BMNP2, que produce un «output» que es óptimo de Pareto y coincidente con Xe . Pero debemos preguntarnos si existe algo en BMNP2 que la haga más *probable* que las funciones de beneficios como BMNP3. La respuesta es negativa. Nuestras anteriores conclusiones quedan, por tanto, alteradas solamente en un punto trivial: que acontecimientos fortuitos hagan de BMNP2 la función relevante en vez de cualquier otra. Concluiremos, pues, diciendo que el proceso de externalidad dinámica es relevante.

³ Nótese que solamente el óptimo de Pareto cumple esta condición. Un óptimo puramente privado puede colocar niveles de «output» en la zona $W > A$. BMNP1 tiene un óptimo privado en M que es desestabilizador.

Conclusiones

En cierto sentido, el análisis coste-beneficio —construido como una técnica en que todas las ventajas y desventajas son evaluadas— nos proporciona siempre la respuesta «correcta» (admitidos los juicios de valor que lo fundamentan). Con esta argumentación por delante, nosotros hemos intentado mostrar que hay problemas conceptuales en la aplicación de este análisis a los temas de la polución y que, además, estos problemas no son de una clase que pueda fácilmente resolverse con modificaciones en la técnica de coste-beneficio.

Se puede argüir que los problemas de la externalidad dinámica en el contexto de $W > A$ son un ejemplo más de análisis estático incapaz de identificar un óptimo dinámico, pero no más que eso. Sin embargo, e incluso a este nivel, consideramos que el problema planteado es realmente importante. Más aún, ello plantea la cuestión de si un cálculo de coste-beneficio es necesario en contextos tales donde la sola información física identificará el óptimo. Para contaminantes que se acumulan, como cadmio, mercurio, plomo, etc., un enfoque de coste-beneficio parece particularmente irrelevante. Sin embargo, si este análisis es desorientador para estos casos, se nos plantean, por otro lado, los contextos en los que W es menor que A , donde el problema de la externalidad dinámica no se presenta, y aquellos contextos $A = 0$, $B = 0$, donde existe externalidad. Es decir, en cuanto no se exceda la capacidad asimilativa del medio ambiente, o en cuanto no existan (genuinamente) efectos biológicos, el análisis coste-beneficio es una técnica tan buena como cualquier otra, o quizá superior, para la determinación de niveles óptimos en el vertido de residuos. Si el contexto toma características de externalidad dinámica o si los contaminantes biológicamente peligrosos se acumulan, el análisis coste-beneficio debe dar paso al establecimiento de niveles basados en una actitud prudente basada en información epidemiológica o de otras variables físicas.

Bibliografía

- COMMON, M. (1974 a): «Pollution, Pareto Optimality and the Ecological Gap», University of Southampton, Inglaterra, *mimeo*.
- COMMON, M. (1974 b): «Pollution: The Dynamic Consequences of Static Externality Correction». University of Southampton, Inglaterra, *mimeo*.
- MELLANBY, K. (1972): *The Biology of Pollution* (Arnold, Londres).
- NASH, C. A. (1973): «Future Generations and the Social Rate of Discount»; *Environment and Planning*, 5.
- NASH, C. A. PEARCE, D. W. y STANLEY, J. K. (1974 a): «Criteria for Evaluation Project Evaluation Techniques», *Journal of the American Institute of Planners*.
- NASH, C. A. PEARCE, D. W. y STANLEY, J. K. (1975 b): «An Evaluation of Cost-Benefit Analysis Criteria», *Scottish Journal of Political Economy*, junio.
- NOBBS, C. A. y PEARCE, D. W. (1975): «The Economics of Stock Pollutants: The Example of Cadmium», *International Journal of Environmental Studies*.
- PEARCE, D. W. (1974 b): «Economics and Ecology», *Survey Papers in Economics*, 10 julio.
- PEARCE, D. W. (1974 c): «Fiscal Incentives and the Economics of Waste Recycling: Problems and Limitations, en Institute of Fiscal Studies», *Fiscal Policy and the Environment* (IFS Londres).