

**MEDIO AMBIENTE Y CONTAMINACION:
UN MODELO DE BRECHA ECOLOGICA**

Santiago A. Torres
Universidad Austral

EXTRACTO

El autor señala que el problema de la contaminación ambiental no tiene necesariamente una solución óptima en el marco convencional de la teoría de la asignación de recursos. Ello, debido al hecho de que este marco ignora la capacidad asimilativa de desperdicios del medio ambiente. En este artículo se elabora un modelo de brecha ecológica, con funciones lineales en que la capacidad de absorción de desperdicios es una variable del modelo. Además, se deriva la solución óptima y se discuten las alternativas de política respecto del medio ambiente y la contaminación.

MEDIO AMBIENTE Y CONTAMINACION: UN MODELO DE BRECHA ECOLOGICA

Santiago A. Torres

INTRODUCCION

En las últimas décadas, especialmente, a partir de 1970, se ha producido un reconocimiento, cada vez más generalizado, sobre el significado e importancia que la dimensión ecológica (ecodimensión) del ambiente y los problemas asociados a ella tienen para el desarrollo y bienestar de las comunidades humanas.

Al margen de las motivaciones particulares que se puede encontrar detrás de este creciente interés por la problemática ambiental, es un hecho indiscutible que tal fenómeno ha invadido a la Ciencia Económica. Como es natural esperar, ésta ha buscado al interior de su arsenal teórico e instrumental la forma de dar respuesta a las interrogantes que los problemas ambientales plantean, tanto en lo referente al análisis como a recomendaciones de política y acción.

En este artículo, discutiremos algunas cuestiones teóricas contenidas en lo que se ha llamado la economía del ambiente, intentando revelar algunas de sus limitaciones principales y proponiendo, al mismo tiempo, un esquema analítico que pretende superarlas.

Obviamente, intentar una revisión comprehensiva de estas materias escapa a las posibilidades de un escrito que pretende ser breve. Nos concentraremos, pues, tan sólo en una de sus expresiones: el fenómeno de la contaminación derivado de la generación y descarga de desperdicios en el medio ambiente ¹ provenientes de las actividades productivas del hombre. Desde el punto de vista de la teoría económica, por su parte, centraremos

¹Utilizaremos como sinónimos los conceptos de "medio ambiente", "ecodimensión ambiental" y "dimensión ecológica" del ambiente humano.

nuestra discusión en la aplicación que se ha hecho del instrumental micro-económico al análisis de dicho fenómeno y sus implicaciones de política. Ello, por cuanto gran parte de la contribución teórica que puede encontrarse en la literatura especializada, se fundamenta en el cuerpo de conceptos de la economía del bienestar y, en consecuencia, de corte esencialmente micro-económico.

Este trabajo comprende tres secciones. En la primera exponemos los esquemas convencionales más frecuentemente utilizados por la teoría económica para hacerse cargo de los problemas de la contaminación. En la segunda sección se procede a explicitar los procesos que se dan al interior de la eco-dimensión ambiental cuando la contaminación adquiere valores positivos y que los enfoques convencionales tratan sólo implícita y parcialmente; surge de esta explicitación una nueva faceta del problema la cual se expresa formalmente en términos de un modelo de la brecha ecológica. Finalmente, en la última sección se analiza y discute lineamientos de política que surgen de esta interpretación.

1. LA ECONOMÍA DEL BIENESTAR Y LA CONTAMINACION. EL ENFOQUE CONVENCIONAL

La premisa fundamental con la que la Economía del Bienestar ha trabajado en este campo, es que la generación de desperdicios (origen del fenómeno de la contaminación) constituye una consecuencia ineludible de las actividades de producción y consumo que el hombre realiza.

La contaminación derivada de la descarga de tales desperdicios en segmentos ecodimensionales de dominio público² genera un daño a la comunidad, el cual cae en lo que la Economía del Bienestar rotula como *deseconomía (costo) externa tecnológica*. La existencia del fenómeno provoca así una divergencia entre costos (beneficios) privados y sociales atribuibles a la actividad generadora de los desperdicios contaminantes. Al interior de una economía de mercado, la contaminación resulta pues de una imperfección en su funcionamiento que tiende a provocar una asignación ineficiente de recursos desde el punto de vista social, toda vez que las decisiones privadas se basen en cálculos que no incluyen las limitaciones reales que impone la eco-dimensión del ambiente humano.

²Por cierto que tal descarga puede también ser efectuada en segmentos de dominio privado. En este caso, y especialmente cuando se trata de desperdicios generados por actividades productivas, la identificación del agente contaminador es relativamente fácil, produciéndose además una línea de relación identificable entre éste y los afectados por el fenómeno. De aquí que la intervención del Estado en estos casos pueda limitarse en general a la provisión del marco legal e institucional para que el conflicto se resuelva por vías directas (negociación entre partes, acciones legales, etc.) sin el concurso de medidas de política ambiental. En este sentido y dado el propósito de este trabajo, no nos ocuparemos de este ángulo del problema.

Normalmente entonces, estas decisiones implican niveles de contaminación o, más exactamente, de uso de la capacidad asimilativa de la ecodimensión, que van más allá de aquellos que la comunidad estaría dispuesta a aceptar si todos los ganadores y perdedores actuales o potenciales, tomaran parte en las decisiones de producción y asignación de recursos.

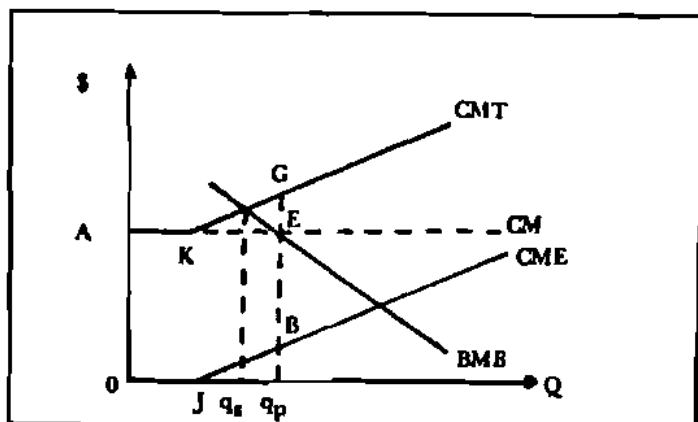
Sobre la base de estas premisas fundamentales, la Economía del Bienestar ha enfrentado el problema de la contaminación mediante dos enfoques instrumentales principales. Ambos utilizan claramente la idea que subyace en la esencia de este cuerpo teórico; esto es, una comparación entre los costos y beneficios monetarios de la actividad económica y la subsecuente maximización de los beneficios netos. En lo que sigue, haremos una rápida revisión de tales enfoques.

El primer enfoque trata el problema vinculando los costos marginales privados de producir un determinado bien, los beneficios marginales brutos derivados del consumo de dicho bien, y los costos externos (desde el punto de vista de la firma o industria) generados por la contaminación, la cual, como señaláramos más arriba, es vista como un subproducto del proceso productivo asociado al bien en cuestión.

Suponiendo una industria de otro modo, operando bajo condiciones de competencia perfecta, cuya actividad contaminante no afecta ni es afectada por ninguna otra industria; las relaciones mencionadas se representan por medio del gráfico 1, que se muestra a continuación (véase Bain, 1973; pp. 11-20).

GRAFICO 1

NIVEL DE CONTAMINACION OPTIMO. ENFOQUE DEL COSTO EXTERNO (a)



En ella, Q es el volumen de producción del bien que genera la contaminación; CM corresponde a los costos marginales y medios privados de largo plazo que por simplicidad supondremos constantes e independientes del volumen de producción; CME es el costo marginal externo o valor monetario marginal de largo plazo del daño ambiental (ecodimensional) y que adquiere valores positivos a partir del nivel de producción representados por el punto J (más adelante discutiremos este punto); BMB representa los beneficios marginales brutos³ derivados del consumo del bien; CMT es el costo marginal social de la producción y corresponde a la suma vertical de las curvas CME y CM .

Si, dentro de la situación representada en el gráfico anterior, se permite a la industria fijar su nivel de actividad sin que considere el daño ambiental que provoca, la decisión sobre el volumen de producción anual de largo plazo corresponderá a q_p . A este nivel, el costo privado total de producir q_p (representado por el área AEq_p) iguala al valor monetario total pagado (recibido) por consumir (producir) q_p del bien. Por otra parte, el costo ambiental (ecodimensional) total asociado a este nivel de producción está representado por el área $JBq_p (=KGE)$. Si de algún modo la industria se ve obligada a internalizar el daño ecodimensional e incorporarlo a su estructura de costos, el óptimo, desde el punto de vista de la sociedad, coincidiría con el óptimo privado y correspondería a un nivel de producto menor (q_s), donde el beneficio marginal bruto es igual al costo marginal total, incluyendo el valor monetario del daño ecodimensional marginal.

El segundo enfoque para integrar el daño ecodimensional mencionado más arriba descansa sobre los mismos principios, sólo que, esta vez, visto desde un ángulo diferente. Este centra su atención en el proceso de contaminación mismo, y llega a establecer niveles óptimos de contaminación a través de la comparación entre los beneficios que la comunidad alcanzaría cuando diferentes niveles de contaminación son evitados, y los costos monetarios que el sistema debe aceptar con objeto de alcanzar tales niveles. Gráficamente este enfoque puede observarse en el gráfico 2.

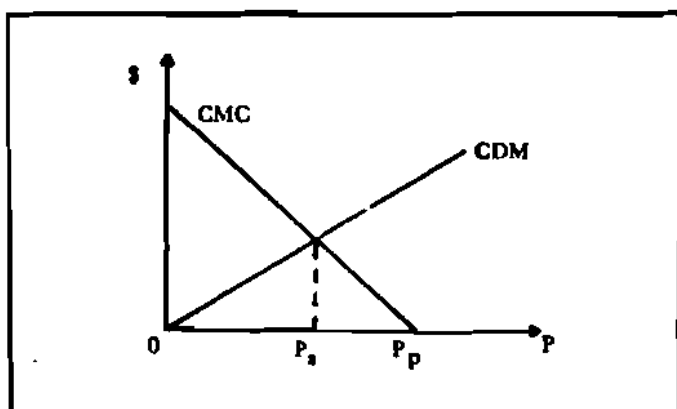
En ella, P representa niveles físicos de contaminación y CMC representa la función de costo marginal asociada a la actividad de controlar la contaminación. Esta variable, es decir, los costos de control, representa los beneficios derivados de evitar aquellos niveles de contaminación (costos externos) que se generarían en ausencia del control. De aquí que la interpretación de la curva requiera alguna explicación adicional. El punto donde la curva cor-

³Hablamos de beneficios marginales brutos para distinguirlos de los beneficios marginales netos de costos marginales privados, que utilizaremos más adelante con el propósito de trabajar sólo comparando beneficios, y costos externos.

ta el eje horizontal representa el hecho de que si no se asignara recurso alguno al control de la contaminación (cero costo de control), el nivel de ésta alcanzaría a p_p . Para alcanzar un nivel de cero contaminación, el costo de control total en el que habría que incurrir queda representado por el área bajo la curva CMC. CMC debe interpretarse, por lo tanto, como una función creciente de derecha a izquierda.

GRAFICO 2

NIVEL DE CONTAMINACION OPTIMO. ENFOQUE DEL COSTO DE CONTROL



CDM representa los costos marginales del daño, los cuales corresponden a los costos marginales externos asociados, explícitamente esta vez, a cada nivel diferente de contaminación.

En este caso, el nivel óptimo de contaminación (P_s) se establece allí donde el costo de control marginal iguala, en términos absolutos, al costo del daño marginal. Este punto representa el nivel donde el beneficio social total (neto) es maximizado en relación al control de la contaminación.

En ambos enfoques se considera a aquel nivel de contaminación que permanece después que los costos ecodimensionales han sido internalizados en el proceso de toma de decisiones de la industria, como los niveles óptimos. Esto es, la asignación óptima de los recursos (incluyendo la capacidad asimilativa ecodimensional como un servicio provisto por un activo de capital) en relación al bienestar de la comunidad implicaría un nivel de contaminación positivo.

El punto J en el gráfico 1 juega un papel relevante en el análisis de los niveles óptimos de contaminación, el cual ha sido, sin embargo, bastante des-

cuidado por la Economía del Bienestar. En términos de producto, representa la capacidad asimilativa de los ecosistemas en los cuales los desperdicios son arrojados; es decir, corresponde a aquel nivel de producción al cual se asocia un nivel y estructura de desperdicios que coinciden exactamente con los que los ecosistemas son capaces de asimilar (de degradar y reciclar de vuelta a los ciclos de nutrientes) sin implicar sino perturbaciones temporales en la función y estructura de estos últimos.

La economía del bienestar considera este umbral tan sólo como un punto de referencia por encima del cual la contaminación se hace aparente y, por lo tanto, los costos externos adquieren valores positivos. Corresponde a una medida estática del volumen o tamaño de la ecodimensión en su calidad de resúmidero. El papel simultáneo (y funcionalmente relacionado) de ser un sistema de sustento vital que juega esta dimensión ambiental, es completamente ignorado en el sentido de que no se hace ninguna concesión por el hecho de que tan pronto como la capacidad asimilativa es sobrepasada, el ecosistema como un todo cambiará de modo permanente. Su estructura y su función se verán alteradas, y, por lo tanto, su desempeño global como activo de capital que entrega múltiples servicios también cambiará, incluyendo la propia capacidad asimilativa.

Considerando estos cambios en general, y, particularmente, aquél que se expresa como un proceso de disminución de la capacidad de los ecosistemas para recibir y absorber volúmenes adicionales de desperdicios, podemos mostrar que una situación aparentemente óptima (en términos neoclásicos estáticos), de hecho representa una solución ineficiente, subóptima, en el tiempo. De aquí que para validar el tratamiento que la teoría económica hace del problema de la contaminación a través del concepto de las divergencias entre óptimos privados y sociales, deba incorporarse al análisis la existencia de un recurso de capital con características especiales, como es la capacidad asimilativa de la ecodimensión. Dicha incorporación debe darse, por cierto, a un nivel más sofisticado que su simple indicación como un tramo inicial de producción y generación de residuos que no provoca contaminación (punto J en el gráfico 1). En la siguiente sección intentaremos una extensión del tratamiento convencional discutido, incorporando la capacidad asimilativa de la ecodimensión ambiental explícitamente, como un recurso de capital potencialmente depreciable. Para ello, avanzaremos sobre algunos modelos previos formulados por Pearce (Pearce, 1974; 1976).

2. BRECHA ECOLÓGICA: UNA EXTENSIÓN DEL TRATAMIENTO CONVENCIONAL DE LA ECONOMÍA DEL BIENESTAR

Tal como puede apreciarse en nuestra revisión anterior, la Economía del Bienestar asocia directamente el costo externo debido a la contaminación

con el nivel de producción del bien que provoca tal contaminación. Quedan implícitos, en consecuencia, todos aquellos procesos intermedios que permiten llegar finalmente a esta asociación. Para avanzar en nuestro intento reinterpretativo, creemos necesario comenzar por explicitar tales procesos.

En general, podemos decir que los procesos intermedios que permiten vincular funcionalmente los niveles de producción a los costos (externos) de la contaminación son:

- la generación de desperdicios derivada de la producción del bien.
- La contaminación que tales desperdicios provocan al ser arrojados en segmentos definidos de la ecodimensión ambiental.
- Los costos que puede imputarse y/o determinarse a la contaminación provocada por los desperdicios depositados.

Para simplificar, supondremos que las relaciones relevantes para nuestro análisis son lineales. Este supuesto limita las conclusiones del modelo que se presenta a continuación.

a) La generación de desperdicios

Si definimos como desperdicio a todos aquellos materiales que resultan del proceso productivo y que, en un período determinado, no tienen para la empresa ningún uso económico alternativo, podremos expresar el volumen de desperdicios generados en el período t medido en alguna unidad física conveniente: toneladas, metros cúbicos, etc. (Z_t) mediante la siguiente expresión:

$$Z_t = \Psi Q_t \quad (1)$$

donde Q_t es el nivel físico de producción del período t y Ψ es, por lo tanto, el coeficiente de generación de desperdicios derivado de la producción del bien bajo análisis. Esta expresión supone que, incluso para niveles de producción cercanos a cero, cada unidad producida contribuirá con la misma cantidad de desperdicios. El valor Ψ se determina, fundamentalmente, por factores de tipo tecnológico asociados a las diferentes fases del proceso productivo que resulta en el bien, bajo escrutinio. En el gráfico 3, figura 3a), expresamos esta función como una recta que pasa por el origen con pendiente positiva, Ψ .

b) La contaminación derivada de los desperdicios generados

Para los efectos de discutir la función de contaminación, supondremos por el momento, igualdad entre generación, emisión y ambientación de materiales residuales (contaminantes). Esto es, los residuos que se generan son totalmente emitidos desde los diferentes puntos del proceso productivo, y esta emisión es descargada total y directamente al medio ambiente, sin que sea sometida a tratamiento alguno. Por cuanto los ecosistemas donde estos residuos se depositan, presentan en general alguna capacidad para asimilarlos, el fenómeno de la contaminación aparecerá sólo cuando el volumen de desperdicios arrojados a tales ecosistemas sobrepasen su capacidad asimilativa; de ahí en adelante, los niveles de contaminación se incrementarán a medida que crezca el volumen de desperdicios. Expresaremos pues la función de contaminación en los siguientes términos:

$$P_t = \epsilon (Z_t - \bar{Z}) \quad (2)$$

en que $\epsilon = 0$ toda vez que $Z_t < \bar{Z}$

Donde P_t corresponde al nivel físico de contaminación medido en las unidades que corresponda, \bar{Z} es la capacidad asimilativa de los ecosistemas y ϵ corresponde al coeficiente de contaminación derivado de los desperdicios arrojados. La relación (2) supone que ϵ es un coeficiente cuyo valor es independiente del valor que adopte el parámetro \bar{Z} . Se ha sugerido, sin embargo, que mientras menor sea este último, mayor tenderá a ser el primero (Pearce, 1976). Por el momento, aceptaremos la relación (2) en los términos en que está formulada; más adelante discutiremos los efectos de levantar dicho supuesto. En el gráfico que se presenta a continuación, figura 3b), observamos esta relación.

c) Los costos asociados a la contaminación

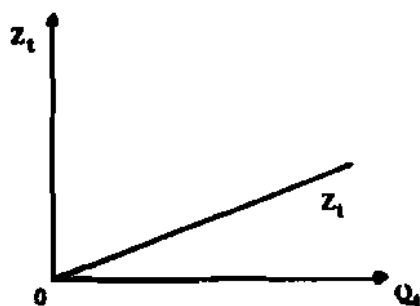
De acuerdo a nuestra definición del concepto contaminación, ésta implicaría un daño a la comunidad tan pronto como adquiriera valores positivos. Es muy probable que para una contaminación pequeña el daño asociado a incrementos en su nivel crezca más o menos proporcionalmente; sin embargo, a medida que el nivel base de contaminación se haga mayor, cualquier incremento del problema generará daños cada vez más significativos (de hecho llegará un punto en el cual un incremento en la concentración de contaminantes comenzará incluso a provocar muertes de seres humanos). El supuesto de linealidad que establecíamos antes, también operará en este caso, pero para la función de los costos marginales asociados al daño que provoca la contaminación; la función de costo total, sin embargo, presenta un comportamiento no lineal. Podemos escribir, por lo tanto, que:

$$CM(P)_t = \gamma P_t \quad (3)$$

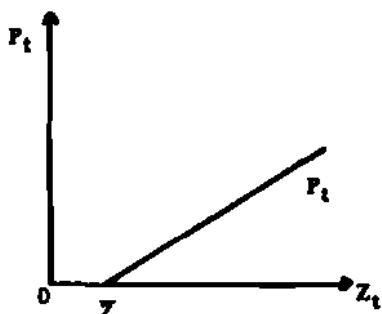
Donde $CM(P)_t$, expresa el costo marginal derivado de niveles de contaminación P_t y γ es el coeficiente marginal de esa función. Esta relación se representa en el gráfico siguiente, figura 3c).

GRAFICO 3

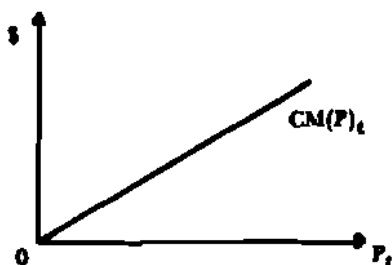
PROCESOS INTERMEDIOS ENTRE NIVELES DE PRODUCCION Y SUS COSTOS MARGINALES EXTERNOS (CONTAMINACION)



3 (a) : Función de generación de desperdicios



3 (b) : Función de contaminación



3 (c) : Función de costo marginal de la contaminación

De (1), (2) y (3) podemos escribir

$$CME = \epsilon \Psi \gamma (Q_t - J) \quad (4)$$

donde CME corresponde al costo marginal externo derivado de la producción del bien bajo análisis (que se define como el CM (P), pero expresado en función de Q), y

J corresponde al punto de producción (gráfico 1), a partir del cual el CME comienza a adoptar valores positivos.

El valor J está dado por

$$J = Z/\Psi \quad (5)$$

Expresemos la función de beneficio marginal bruto del gráfico 1 por

$$BMB_t = a - bQ_t \quad (6)$$

y el costo marginal privado (CM) de dicho gráfico, por

$$CM = c \quad (7)$$

Entonces, el óptimo social de acuerdo a la regla neoclásica estática, debe satisfacer la condición de igualdad entre los costos marginales sociales (privados más externos) y el beneficio marginal bruto.

De las relaciones (4), (6) y (7) se desprende que el nivel de producción socialmente óptimo deberá satisfacer la siguiente condición:

$$Q_{\text{opt soc}} = \frac{a - c + \epsilon\Psi\gamma \times J}{\epsilon\Psi\gamma + b} \quad (8)$$

El nivel de producción socialmente óptimo no presentará divergencia con el óptimo privado, sólo en los siguientes casos

- i) La producción del bien en cuestión no genera desperdicios ($\Psi = 0$)
- ii) La producción del bien genera desperdicios ($\Psi > 0$), pero éstos no tienen efecto dañino alguno sobre la comunidad. De acuerdo a nuestra definición de contaminación, lo anterior significa que los desperdicios no generan contaminación alguna ($\epsilon = 0$).
- iii) Aun en el caso de que sí exista contaminación, la comunidad no le atribuye costo alguno ($\gamma = 0$).

iv) Que la producción óptima privada coincida con (o sea menor que) la capacidad asimilativa de los ecosistemas ($\frac{a-c}{b} \leq J$) ya que, en este caso, $\epsilon = 0$.

Puede apreciarse que en todos los casos, excepto en iii), hay coincidencia entre óptimo social y óptimo privado a la inexistencia de contaminación. Por otro lado, habrá un solo caso en el que, existiendo una discrepancia entre el óptimo privado y social, se requiere un nivel de contaminación igual a cero; y éste es el caso en que la valoración (costo) que la comunidad haga de (asigne a) cualquier nivel positivo de contaminación sea infinito.

Esta afirmación también se deriva de la condición (8) anterior. Al ordenar nuevamente los términos en forma conveniente, podemos escribir dicha relación del siguiente modo:

$$\epsilon \Psi (Q \text{ op. soc.} - J) = \frac{b}{\gamma} \left(\frac{a-c}{b} - Q \text{ op. soc.} \right) \quad (8 a)$$

Sabemos que el término de la izquierda representa aquel nivel de contaminación asociado a la producción socialmente óptima y $(a-c)/b$, en el término de la derecha, representa la producción óptima desde el punto de vista privado. De aquí que podamos interpretar la ecuación (8 a) como sigue:

$$P_{\text{op. soc.}} = \frac{b (Q \text{ op. priv.} - Q \text{ op. soc.})}{\gamma} \quad (8 b)$$

en que, el numerador del término de la derecha representa el valor (beneficio) marginal asociado a la divergencia entre los niveles de producción óptimos privado y social y, por lo tanto, para que $P_{\text{op. soc.}}$ sea igual a cero cuando tal divergencia es positiva, γ debiera tender a infinito.

d) El medio ambiente como un recurso de capital finito y depreciable y los servicios de asimilación de desperdicios

Hasta aquí, no hemos hecho otra cosa que replantear el esquema neoclásico convencional, explicitando tan sólo los procesos ecológico-económicos intermedios que dicho esquema contiene en forma implícita. Corresponde pues, introducir la tesis de que el medio ambiente constituye un bien de capital (finito y depreciable) que presta, entre otros, el servicio de asimilar los desperdicios provenientes de la actividad productiva.

Se trata, sin embargo, de un bien de capital con caracteres particulares que lo diferencian de aquellos bienes de capital convencionales, considerados en la teoría económica. Su tratamiento, por lo tanto, debe ser particular. Las siguientes son las características distintivas:

- i) Cualquier proceso de depreciación que lo afecte y que signifique una reducción en el flujo de asimilación de desperdicios no afecta —tecnológicamente— la capacidad productiva de la actividad que lo emplea, ya que más que utilizar tal servicio, ésta utiliza simplemente el medio ambiente como un resumidero.
- ii) Desde el momento que el efecto de tal depreciación se deja sentir, a través de otras funciones que desempeña simultáneamente, el medio ambiente (sistema de sustento vital, funciones estéticas y recreativas, etc.), su condición de bien de capital es válida principalmente desde un punto de vista social. De aquí que el costo asociado a tal depreciación deba considerarse como formando parte del costo externo ya analizado.
- iii) De lo anterior, puede concluirse que el resguardo de dicho bien de capital y, por lo tanto, el efecto que su preservación (o reposición) tenga sobre las actividades productivas que lo usan como resumidero, depende exclusivamente de una acción política, externa a los diferentes agentes productivos particulares.
- iv) Por último, lo que distingue al medio ambiente de los bienes de capital convencionales, desde el punto de vista tecnológico, es que la depreciación ocurre, no con su uso, sino con su abuso. Esta característica nos permite introducirlo operacionalmente en nuestro esquema analítico anterior.

Diremos que, simplificadoamente, la capacidad asimilativa del medio ambiente, expresada en términos del volumen de desperdicios que éste puede asimilar en un período t sin sufrir depreciación en dicho período, es una función decreciente del nivel de contaminación del período anterior, que adopta la siguiente forma:

$$\bar{Z}_t = \bar{Z}_{t-1} - \delta P_{t-1} \quad (9)$$

- v) Ahora bien, al dar el carácter de una variable a Z_t que hasta este punto tenía una condición paramétrica, debemos reformular la expresión (2) anterior para incluir el hecho de que a medida que Z se reduce, la tasa de incremento de la contaminación ante iguales aumentos de Z será mayor.

Esto es, el coeficiente e de la expresión mencionada será una función de Z_t del siguiente tipo:

$$e = \beta / Z_t \quad (10)$$

con lo cual, nuestra expresión (2) adquiere la siguiente forma

$$P_t = \beta (Z_t / \bar{Z}_t - 1) \quad (2 a)$$

donde β es un coeficiente técnico que relaciona la proporción de la capacidad *asimilativa* utilizada por los desperdicios con el nivel de contaminación.

Resumiendo, tenemos el siguiente sistema de 6 ecuaciones y 7 incógnitas (en que el número de las ecuaciones es el mismo que se utilizó anteriormente):

Ecuaciones	Incógnitas
$Z_t = \Psi Q_t$ (1)	Q_t, Z_t
$P_t = \beta (Z_t / \bar{Z}_t - 1)$ (2 a)	P_t, \bar{Z}_t
$CM(P)_t = \gamma P_t$ (3)	$CM(P)_t$
$Z_t = Z_{t-1} - \delta P_{t-1}$ (9)	
$BMB_t = a - bQ_t$ (6)	BMB_t
$CM_t = c$ (7)	CM_t

Para determinar este sistema, agregaremos, como séptima ecuación, la condición de óptimo neoclásico.

$$CM_t + CME_t = BMB_t \quad (11)$$

Donde CME_t no es otra cosa que el costo marginal asociado a la contaminación, pero expresado como función de los niveles de producción del bien que genera los desperdicios contaminantes (costo marginal externo). De las ecuaciones (1), (2 a) y (3) anteriores, podemos escribir que

$$CME_t = \gamma\beta (\Psi Q_t / \bar{Z}_t - 1) \quad (3 a)$$

El modelo compuesto por el sistema de ecuaciones (1) a (7) tiene una solución para Q_t del siguiente tipo

$$Q_t = \frac{a - c + \gamma\beta}{\gamma\beta \Psi} = \frac{a - c + \gamma\beta}{\gamma\beta \Psi} \quad (12)$$

$$b + \frac{\bar{Z}_0 - \delta\beta \sum_{i=0}^{t-1} \left(\frac{Z_i}{\bar{Z}_i} - 1 \right)}{Z_t}$$

donde $\delta\beta \sum_{i=0}^{t-1} \left(\frac{Z_i}{Z_0} - 1 \right)$ el efecto acumulado que tiene sobre la capacidad asimilativa inicial del medio ambiente, la ambientación de desperdicios contaminantes. Si se diera el caso que, para todo $i = 0 \dots t-1$, $Z_i = Z_0$ y, por lo tanto, igual a Z_0 , entonces

$$\delta\beta \sum_{i=0}^{t-1} \left(\frac{Z_i}{Z_0} - 1 \right) = 0$$

de donde

$$Q_t = \frac{a - c + \gamma\beta}{b + \gamma\beta\Psi} \frac{1}{Z_0}$$

Pero de la expresión (12) sabemos que el segundo miembro de la ecuación anterior es el nivel óptimo de producción que se alcanza en el período 0, sujeto a la restricción de que la contaminación derivada de dicha producción sea igual a 0. Es decir, la condición que se deriva de nuestro modelo para una solución permanente de equilibrio (óptimo) en Q_t , desde del punto de vista de la sociedad, es precisamente que el fenómeno de la contaminación no aparezca del todo. Ello significa que la solución para P_t en nuestro modelo debiera ser siempre igual a 0.

Si incorporamos el valor de Q_t óptimo de la expresión (12) en la ecuación (2 a), tendremos que el nivel de contaminación óptimo para cualquier período, estará dado por

$$P_t \text{ óptimo} = \beta \left[\left(\frac{\Psi(a - c + \gamma\beta)}{b + \gamma\beta\Psi} \frac{1}{Z_t} - 1 \right) \right]$$

Ahora bien, para que P_t óptimo sea igual a 0 debe darse que:

$$Z_t = \Psi \left(\frac{a - c}{b} \right)$$

De la expresión anterior y de las ecuaciones (6) (7) y (1), se desprende que para que se cumpla la condición de un P_t óptimo igual a cero, el volumen de desperdicios que implica aquella producción que satisface la condición de óptimo privado debe ser menor o igual que la capacidad asimilativa del medio ambiente en el período bajo análisis.

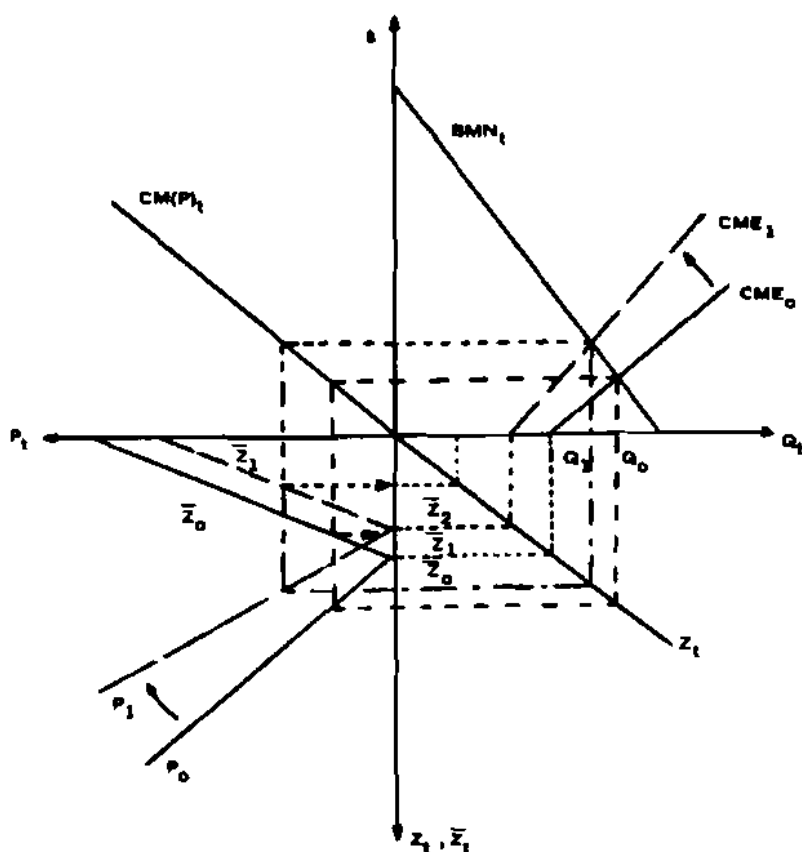
Si ocurre que, persistentemente, esta condición no se cumple (es decir, que $Z_i > Z_0$ para $i = 0 \dots t-1$), el nivel de producción, en relación al socialmente óptimo, será variable en el tiempo, tendiendo a la larga, a un valor nulo.

Esto se aprecia claramente en la expresión (12) anterior; toda vez que $Z_i / \bar{Z}_i > 1$ para todo $i = 0, \dots, t-1$, la expresión

$Z_0 - \delta\beta \sum_{i=0}^{t-1} \left(\frac{Z_i}{\bar{Z}_i} - 1\right)$ tenderá a cero.⁴ Ello significa entonces, que Q_t tenderá también a 0.

GRAFICO 4

EL MODELO DE LA BRECHA ECOLOGICA



⁴De hecho, puede adquirir valores negativos desde un punto de vista algebraico; sin embargo, desde el momento que no tiene sentido hablar de una capacidad asimilativa negativa, vale la condición de que:

$$Z_t = 0 \quad \text{si} \quad \bar{Z}_0 < \delta\beta \sum_{i=0}^{t-1} \left(\frac{Z_i}{\bar{Z}_i} - 1\right)$$

La diferencia entre aquel nivel de producción que se deriva de satisfacer el óptimo neoclásico convencional y aquel que implica una generación de desperdicios compatible con la preservación del medio ambiente y su capacidad asimilativa, constituye la brecha ecológica.

En el gráfico 4 se presenta el modelo de la brecha ecológica, en que se aprecia la tendencia a 0 de Q_t cuando dicha brecha adopta valores positivos.

De la reinterpretación que hemos formulado al tratamiento convencional que la teoría neoclásica hace del fenómeno de la contaminación, queda clarificado que la brecha ecológica surge por una aplicación, sin calificaciones, de la teoría de las divergencias a una situación que tiene una importante dimensión de recursos de capital depreciables. Y, ciertamente, la existencia misma de esta brecha, a partir de una situación que tradicionalmente se ha calificado como óptima, conduce a soluciones erradas en el mediano o largo plazo.

3. ALGUNAS IMPLICACIONES DE POLÍTICA

La mayor parte de los análisis de política, basados en el enfoque convencional al problema de la contaminación, se centran alrededor de la mejor forma para asegurar el logro de niveles óptimos de contaminación, los cuales se definen en el sentido neoclásico estándar.⁵

De la extensión y reformulación que hemos intentado, sin embargo, se deriva un conjunto mucho más rico y radical de opciones de política, las que requieren operar sobre un rango más amplio de las variables que intervienen. A continuación, discutiremos aquellas que nos parecen más relevantes.

i) Aumento de la capacidad asimilativa del medio ambiente.

El proceso de disminución continua de la capacidad asimilativa de los ecosistemas sobrecargados de desperdicios podría ser aliviado o eliminado, aumentando artificialmente dicha capacidad. En términos de nuestro modelo, ello equivaldría a modificar el coeficiente de posición de la relación (9) en el siguiente sentido:

$$Z_t = (1 + z_1) Z_{t-1} - \delta P_{t-1} \quad (9 a)$$

⁵El lector interesado podrá encontrar discusiones sobre diferentes instrumentos de política alternativos, enfocados desde el ángulo convencional, en las siguientes obras, entre otras: Forund y Strom, 1974; Bain, 1973; Bohm, 1973; Edel, 1973; Friedman, Hlaveman y Kneese, 1973; Davis y Kamick, 1969; Dales, 1968; Kneese y Bower, 1968; Mishan, 1968; Turvey, 1965; etc.

Donde z puede interpretarse como la tasa de inversión bruta —realizada en el período en el medio ambiente—, la que se expresa físicamente como el porcentaje de incremento de la capacidad asimilativa preexistente. Ciertamente, z_t puede adoptar valores que impliquen una inversión neta positiva. Para efectos de nuestra discusión, supondremos que la actividad de inversión medioambiental se limita en cada período a la reposición del capital depreciado en el período anterior. Ello significa, en la relación anterior, que z_t debe ser tal que conduzca a

$$\bar{Z}_t = Z_{t-1}$$

de donde

$$z_t = \frac{\delta\beta}{Z_{t-1}} \left(\frac{Z_{t-1}}{Z_{t-1}} - 1 \right)$$

Esto es, z_t será igual a cero sólo cuando en el período anterior la generación de desperdicios se haya mantenido dentro de los márgenes señalados por la capacidad asimilativa del medio ambiente ($Z_{t-1} = \bar{Z}_{t-1}$).

Por otro lado, si se trata de alcanzar un nivel de producción socialmente óptimo en el tiempo, sin tener que restringir la producción al cumplimiento de la condición anterior, la sociedad (o eventualmente, las empresas) deberá incurrir en el costo asociado a la inversión de reposición del capital medioambiental. Esto es, en la determinación del óptimo no sólo debe contemplarse el costo externo derivado de la contaminación corriente en términos del efecto directo que ésta provoca sobre el bienestar comunitario, sino también el pago al consumo de capital que por la propia contaminación se habría realizado en el período previo.

La función de inversión (IMAT), sobre la base de los criterios anteriores y suponiendo que ésta tiene un comportamiento lineal en relación a la pérdida de capacidad asimilativa (PCA), estaría dado por:

$$IMAT_t = \theta PCA_{t-1}$$

$$PCA_{t-1} = \delta\beta \left(\frac{\Psi Q_{t-1}}{Z_{t-1}} - 1 \right)$$

Pero, por otro lado, esta expresión de la pérdida supone que al comienzo del período $t-1$ se efectuó la inversión necesaria para hacer que $\bar{Z}_{t-1} = \bar{Z}_{t-2}$ y así, sucesivamente, en todos los períodos previos. Ello conduce a que la expresión de la pérdida para el período $t-1$ quede de la siguiente forma

$$PCA_{t-1} = \delta\beta \left(\frac{\Psi Q_{t-1}}{Z_0} - 1 \right)$$

de donde

$$IMAT_t = \theta \delta \beta \left(\frac{\psi Q_{t-1}}{Z_0} - 1 \right)$$

El gasto marginal en inversión medioambiental (GM_{gMA}) estará dado por

$$\frac{d IMAT}{dpCA} \times \frac{dpCA}{dQ} = GM_{gMA}$$

lo que significa que:

$$GM_{gMA} = \frac{\theta \delta \beta \psi}{Z_0}$$

con

$$GM_{gMA} = 0 \quad \text{para } Q = Z_0$$

El nivel de producción socialmente óptimo en una perspectiva de largo plazo⁶ quedará, pues, determinado allí donde se cumpla la condición:

$$BMB_t = CME_t + GM_{gMA}$$

cuya solución es

$$Q_t = \frac{a - c + \gamma \beta - \frac{\theta \delta \beta \psi}{Z_0}}{\frac{\gamma \beta \psi}{Z_0} + b}$$

para todo $Q_t \neq Q_0$.

Debe enfatizarse, sin embargo, que esta solución es tal, solamente en la medida que la inversión de reposición sea efectuada *pari passu* con la depreciación del capital ambiental en cuestión. Solamente en esa medida el comportamiento de la depreciación será de tipo lineal; esto es, constante a través del tiempo, mientras las condiciones que determinan el nivel de producción óptimo no varíen. De lo contrario, si la reposición medioambiental se retrasa, la pérdida de la capacidad asimilativa en cada período adquiere un comportamiento no lineal, progresivo, y la pérdida total en el lapso de tiempo en que no se efectuó reposición será mayor a la suma de las pérdidas anuales durante el mismo lapso, en el caso de haberse actuado según el criterio anterior. Al mayor costo de reposición anterior, se agregará el costo asociado en tér-

⁶Que significa una brecha ecológica constante en cada período y, por lo tanto, invariabilidad de Q_t para todo $t = 1, \dots, t$.

minos de la reducción, también progresiva, de los niveles de producción considerados socialmente óptimos; cosa que no ocurre, como hemos visto, si la inversión de reposición se efectúa *pari passu*.

En nuestro gráfico 4, que representa el modelo de la brecha ecológica completo, el esquema de reposición *pari passu* se expresa como un traslado a la posición original en cada vuelta, de la función de depreciación, y en un traslado paralelo hacia la izquierda de la función de CME, en la magnitud del gasto marginal de reposición medioambiental.

Por cierto que existe una variedad de métodos tecnológicos alternativos para efectuar dicha reposición medioambiental, cada uno con diferente eficiencia. Esta diferencia se refleja en el valor de θ , siendo éste menor mientras más eficiente sea la tecnología aplicada. Por cuanto se trata de una inversión permanente en el tiempo (*ceteris paribus*), puede justificarse la destinación de un flujo de recursos a la actividad de investigación en este sentido, que permita por un lado reducir el gasto anual de reposición y, consecuentemente, por el otro, incrementar el nivel de producción de equilibrio óptimo.

ii) Cambio en la intensidad contaminante de los desperdicios descargados

Dada una cierta calidad y volumen global de desperdicios generados por la actividad productiva, existe una serie de métodos que permiten, al ser aplicados antes de su ambientación, disminuir el efecto contaminante de tales desperdicios. En cuanto a nuestro modelo, tales acciones se reflejan en una reducción del valor del coeficiente β en la ecuación (2 a), así como también un incremento indirecto en la capacidad asimilativa (\bar{Z}).⁷

Entre estos métodos, a modo de ejemplo, puede mencionarse la modificación de las características bioquímicas de los desperdicios generados (tratamiento) que resulten en elementos menos dañinos o contaminantes, como es el caso de la captura y concentración de ciertos materiales altamente tóxicos (mercurio, plomo y otros metales pesados, DDT, etc.), que son separados de aquellos tales como aire y agua, los cuales no generan daño al ser introducidos de vuelta al medio ambiente. Otra forma, la constituye la degradación artificial de ciertos residuos cuya disminución por agentes naturales resulta muy lenta y que, por lo tanto, permite que los contaminantes se acumulen. A través de este procedimiento se lograría un volumen de desperdicios más fácilmente asimilable por el medio natural sin efectos degradantes apreciables.

⁷Hablamos de incremento indirecto por cuanto el recurso medio ambiental en sí mismo no sufre alteraciones como producto de la medida; tal incremento proviene del hecho que ahora el mismo capital medioambiental puede absorber más desperdicios sin que la contaminación aparezca.

Otro modo de enfrentar esta línea de política, de carácter fundamentalmente distinta a las anteriores pero que en el modelo se expresa prácticamente igual, es por la vía de generar un proceso de localización, ya sea de la actividad productiva propiamente tal, o de la disposición de desperdicios, que implique un aprovechamiento más racional del *stock* de capital medioambiental (capacidad asimilativa) disponible. En el hecho y en términos globales, ello equivaldría a inducir un incremento del valor de Z_t relevante, sin que éste resulte de una actividad de inversión en este campo. Tanto las ecuaciones (2 a) como la (9) se modificarían favorablemente. No sólo racionalizando el esquema espacial de uso de la capacidad asimilativa se llega a este resultado; también se logra lo mismo, si dicha racionalización afecta a los esquemas temporales de ambientación de desperdicios. De hecho, la capacidad asimilativa, como un flujo de servicios provisto por el capital medio ambiental, tiene en muchos casos un comportamiento variable en el tiempo, tanto en términos diarios, día-noche, como estacionales. Se trataría entonces, de sistematizar la descarga de modo de aprovechar los períodos en que la capacidad asimilativa se encuentre en valores máximos.

En el caso de operar por la vía del tratamiento, ello significa obviamente un costo de operación adicional y eventualmente una inversión de capital (construcción e instalación de plantas especiales de tratamiento de desperdicios). En esta última situación, su inclusión dentro del modelo se aprecia del mismo modo que la inversión medioambiental vista en la letra anterior, sólo que, en este caso, la inversión corresponde a términos netos y se efectúa, una sola vez. De allí en adelante, los costos de operación y depreciación de la planta o instalación quedarían reflejados en los costos marginales privados de la ecuación (7). Lo mismo ocurre con la estrategia locacional, en la medida que la estructura de costos privados que empleamos en nuestro modelo para la determinación de situaciones óptimas, esté asociada a la mejor localización posible.⁸ Inducir una localización distinta por razones medioambientales generará consecuentemente un incremento en los costos marginales privados.

Si de la aplicación de acciones en alguna de estas líneas estratégicas resultare un óptimo social que cierra la brecha ecológica, estaremos ante la presencia de un nivel de producción óptimo en el tiempo. Si, por el contrario, la brecha ecológica continúa aún presente (aunque reducida), el problema de variabilidad de la producción persistiría, haciéndose necesario complementar esta estrategia con la analizada en el punto anterior. La composición final del esfuerzo en una u otra línea dependerá de la eficiencia relativa que ellas presenten y cuya expresión estaría dada por la diferencia en los niveles de produc-

⁸De hecho, el planteamiento neoclásico convencional habitualmente no hace referencia explícita a la cuestión espacial. Puede suponerse que, por lo tanto, la función de costos marginales implica óptimos no sólo en el sentido estrictamente tecnológico, sino también en el sentido estrictamente espacial.

ción de largo plazo socialmente óptimos, que se alcanzaría de aplicar una u otra, o distintas combinaciones de ambas, según los criterios *contenidos en el modelo* y aplicados para el caso de la inversión medio ambiental.

iii) Reciclaje y reclamación de residuos.

Dada una cierta composición y volumen de desperdicios resultantes de la actividad productiva, es posible *reciclarlos* total o parcialmente evitando así su descarga al medioambiente, o también es posible reclamarlos una vez que han sido descargados.

El *reciclaje* implica la captación de los residuos y su utilización como insumo en la producción secundaria de bienes intermedios o finales. Supondremos que esta acción es desarrollada en forma integrada por las propias empresas generadoras de los desperdicios.

Normalmente, la recuperación de desperdicios significa la necesidad de asignar recursos a la actividad. Si expresamos la recuperación de desperdicios en términos de porcentajes sobre el total de desperdicios generados, la función de recuperación presentará rendimientos inicialmente crecientes para los factores empleados, pero que a partir de un punto comienza a decrecer en forma acelerada para llegar a valores que se comportan asintóticamente respecto de la línea de 100 por ciento de recuperación. Tanto la forma general como la ubicación del punto de inflexión de esta función dependen —entre otras cosas— del tipo de desperdicios, del tipo de procesos que los generan y de las facilidades que presentan en términos físicos y tecnológicos las instalaciones existentes en la industria contaminante.

De aquí que el volumen final de desperdicios que se recupere dependerá, por una parte, de los costos de recuperación⁹ además de aquellos propios de la producción secundaria y del beneficio que esta última reporta.

Debe considerarse también, y en todo caso, que esta actividad, al permitir reducir la ambientación de desperdicios, está contribuyendo a reducir el costo externo asociado a cada nivel de producción primaria. Con ello, se estaría permitiendo un incremento del nivel de producción considerado como socialmente óptimo al mismo tiempo que reduciendo de hecho la brecha ecológica.

Al margen de lo que pueda lograrse mediante estrategias que apunten hacia estos elementos, desde un punto de vista tecnológico, cualquier avance en los procesos de producción primarios que signifique facilitar la tarea de re-

⁹ Los que, de hecho y bajo el supuesto realizado de producciones integradas, constituyen el costo del insumo "desperdicio" en la producción secundaria.

recuperación de desperdicios, así como avances tecnológicos que signifiquen incrementos en la eficiencia de recuperación propiamente tal, pueden llegar a constituir una forma de cerrar la brecha ecológica o de evitar su aparición en una economía no contaminada, pero en crecimiento acelerado.

La reclamación se refiere al proceso por medio del cual los desperdicios son extraídos de los ecosistemas una vez que su ambientación ha sido efectuada y, por lo tanto, una vez que el proceso contaminante se ha iniciado. El resultado final de esta medida y las formas concretas que ella puede adoptar dependerán de los procesos ecológicos que ocurran cuando los desperdicios son descargados en los ecosistemas. En el caso de ecosistemas acuáticos, por ejemplo, si los residuos son de tipo persistente o no biodegradables, la reclamación bien puede consistir en la reextracción del material en cuestión, disminuyendo así su tasa de acumulación.

En relación con nuestro modelo, las medidas concretas que se adoptarán para promover e incentivar el reciclaje o la reclamación se expresarán a través de cambios en la función de generación de desperdicios que, ahora, deberá desglosarse en una función de generación propiamente tal y en una de recuperación de tales desperdicios para llegar finalmente a establecer el volumen de desperdicios que efectivamente se ambientará. Si no queremos realizar esta desagregación, la recuperación de residuos se expresaría como un desplazamiento de la función Z (gráfico 4 hacia la derecha) lo que, de hecho, constituye un cambio de pendiente derivado de la reducción del coeficiente Ψ .

El caso de la reclamación deja invariada la función anterior y actúa de hecho como una forma especial de inversión medioambiental (capacidad asimilativa).

iv) Cambios en la tecnología de producción del bien generador de los desperdicios contaminantes

Una forma alternativa para reducir la brecha ecológica puede consistir en la adopción de medidas que tiendan a provocar un cambio tecnológico en la producción misma de los bienes generadores de contaminantes en tal forma de disminuir el volumen de estos últimos por cada unidad de producción o, en su defecto, generar un tipo de desperdicio menos contaminante. Con respecto a nuestro modelo, disminuir directamente el valor de Ψ (sin necesidad del paso intermedio representado por el reciclaje) o reducir el valor de β , respectivamente.

Por cierto que lo anterior no excluye la necesidad de abordar el problema a través de las otras estrategias, allí donde éste presenta expresiones más

o menos agudas en términos actuales. Ello, en razón de que esta estrategia tecnológica puede plantearse como viable y con efectos significativos sólo en el mediano y largo plazo al enfocarse hacia actividades productivas nuevas. Por la misma causa en aquellos casos en los que la actividad productiva corriente no implica la existencia de una brecha ecológica, la estrategia en discusión adquiere una relevancia especial al corresponder a un tipo de acción eminentemente preventivo o al menos, anticipatorio.

Desde esta perspectiva, la incorporación de la problemática ambiental y, concretamente, de la cuestión de generación de desperdicios en las políticas y programas de desarrollo tecnológico que un país adopte debe formar parte integrante de cualquier estrategia global de combate a la contaminación. Es muy probable que el costo a largo plazo de esta última, en todo sentido, sea menor mientras mayor sea la fuerza con que el criterio anterior se introduzca.

De aquí que esta estrategia que hemos llamado tecnológica, deba incorporar también una variante de tipo complementario, pero que puede alcanzar efectos altamente positivos. Se trata de una búsqueda consciente y sistemática que tienda a cambiar la especificación de los productos. Dicho cambio de especificación debiera apuntar a un desempeño más eficiente de los diferentes bienes, ya sea de una menor demanda por insumos o recursos (cuya producción, a su vez, genera o puede generar flujos de desperdicios más o menos importantes u otro tipo de daño ambiental) o en términos de una extensión de la vida útil de los bienes durables de consumo y equipos de capital. La evolución de los precios relativos de los bienes y de su elasticidad precio cruzada de la demanda son condicionantes de los resultados finales que esta estrategia ambiental puede tener (Torres y Pearce, 1979).

REFERENCIAS

- Bain, J.S., *Environmental Decay. Economic Causes and Remedies*, Little, Brown and Co., Boston, E.E.U.U., 1973.
- Bohm, P., *Social Efficiency: A Concise Introduction to Welfare Economics*, the Macmillan Press, Ltd. Londres, 1973.
- Dales, J.H., "Land, Water and Ownership" en *Canadian Journal of Economics*, noviembre, 1968.
- Davis, O. y M. Kamien, "Externalities, Information and Alternative Collective Action" en Dorfman y Dorfman (eds.) *Economics of the Environment. Selected Readings*, Norton and Co., Inc., Nueva York, 1972.
- Edel, M., *Economics and the Environment*, Prentice Hall Inc., Foundations of Modern Economic Series, Englewood Cliffs, Nueva Jersey, 1973.
- Forsund, F.R. y S. Strom, "Industrial Structure, Growth and Residuals Flows" en Rothenberg y Heggie (eds.) *The Management of Water Quality and the Environment* the Macmillan Press Ltd., Londres, 1974.
- Freeman, A.M., R.H. Haveman y A.V. Kneese, *The Economics of Environmental Policy*, John Wiley and Sons, Inc., Nueva York, 1973.
- Kneese, A.V. y B.T. Bower, "Causing Offsite Costs to be Reflected in Waste Disposal Decisions", en *Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions?* The John Hopkins Press for Resources for the Future, Inc., 1968.
- Mishan, E.J., "Property Rights and Amenity Rights" en *Technology and Growth: the Price we Pay*, Mishan (ed.), Praeger Publishers, Inc., Nueva York, 1968.

- Pearce, D.W., "Economic and Ecological Approaches to the Optimal Level of Pollution" en *International Journal of Social Economics*, primavera 1974.
-
- Torres, S.A. y D.W. Pearce, *Environmental Economics*, Langman Group Ltd., Londres, 1976.
- Turvey, R., "Welfare Economics and Environmental Problems", en *International Journal of Environmental Studies* (por publicarse), 1979.
- Turvey, R., "On Divergences Between Social Cost and Private Cost" en *Economica*, agosto, 1963.