
«*La economía de la contaminación difusa: aspectos espaciales e información asimétrica*»

La regulación óptima de la contaminación difusa ha recibido mucha atención en la literatura económica durante los últimos quince años. No obstante, no existe aún un consenso sobre los instrumentos de regulación más adecuados. Dentro de este marco, el artículo pretende recoger y comparar las principales aportaciones de los distintos enfoques existentes. A su vez, el artículo presenta un modelo general que sirve de punto de referencia para la discusión y evaluación de distintas políticas ambientales. Adicionalmente, se presentan las tendencias más destacadas de la investigación reciente –la incorporación del aspecto espacial y la reducción de los problemas de información asimétrica. Para abordar los problemas de información asimétrica proponemos implementar y analizamos un sistema de impuesto-subsidio (deposit-refund system).

Ekonomi literaturak arreta handia ipini du azken hamabost urteetan kutsadura barreiatuaren arauketa hoberena zehazteko unean. Hala ere, oraindik iritzi kontrajarriak daude arauketarako tresna egokienak hautatzeko orduan. Testuinguru horretan, artikulua helburua dauden ikuspegiak ekarpen nagusiak biltzea eta alderatzea da. Aldi berean, artikulua eredu orokor bat aurkeztu du, ingurumen politikak eztabaidatzeko eta ebaluatzeko erreferentzia gunea izan daitekeena. Halaber, azken ikerketen joera aipagarrienak (espazioa kontuan hartzea eta argibide asimetrikoaren arazoak murriztu izana) aurkeztu dira. Argibide asimetrikoaren arazoak jorratzeko, zergak eta dirulaguntzak konbinatzen dituen sistema bat (deposit-refund system) ezartzea proposatu dugu.

The optimal regulation of nonpoint source pollution has received a lot of attention in the economic literature during the last fifteen years. Nevertheless, there is still no consensus as to what instruments of regulation are the most appropriate. Within this context, the article aims to reflect and compare the main contributions of the different existing approaches. At the same time, the article presents a general model, which serves as a point of reference for the discussion and evaluation of the different environmental policies. Additionally, the most outstanding tendencies of the recent research are presented – the incorporation of the aspect of space and the reduction of the problems related with asymmetric information. To deal with the problem of asymmetric information we propose to implement and analyze a deposit-refund system

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Características de la polución de fuentes no puntuales
 3. El óptimo social
 4. Tendencias recientes de la investigación
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Clasificación JEL: Q1, Q2

1. INTRODUCCIÓN

La política ambiental se ha convertido en una parte indispensable del marco político, legal y económico de los países desarrollados. Sin embargo, en muchas ocasiones, la política ambiental se ocupa sólo de un pequeño grupo de fuentes contaminantes. Las fuentes puntuales de gran contaminación y los productores de sustancias nocivas para el medio ambiente han sido, y todavía son, el principal objetivo de la legislación (European Commission, 2001). Al contrario, las fuentes de polución no puntuales¹, más numerosas

pero con efectos económicos más pequeños, han sido relativamente poco reguladas. La facilidad de la identificación y del control de las fuentes puntuales de gran contaminación, así como el apoyo político para su regulación explican los primeros pasos de la política ambiental hacia una regulación mayoritaria de dichas fuentes.

Hasta ahora la regulación de las fuentes puntuales ha cumplido en gran parte su objetivo. No obstante, la calidad de algunos entornos ambientales (como el aire, el agua, el suelo,...) no ha mejorado como se deseaba. Por eso para cumplir con los estándares de los entornos ambientales establecidos se requiere un mayor esfuerzo (European Environment Agency, 1998). Además, al no incluir fuentes no puntuales de polución en la regulación ambiental, aumentan los costes de la

* Los tres autores agradecen el soporte de la Universitat de Girona a través de la beca UdG9101100. Este trabajo de R. Goetz y J.Ribas-Tur está parcialmente financiado por el proyecto ITT99-11 de la Generalitat de Catalunya, Comunidad de Trabajo de los Pirineos.

¹ Utilizamos como sinónimas las expresiones "contaminación difusa" y "polución de fuentes no puntuales".

protección ambiental porque se excluye la asignación eficiente del esfuerzo de reducción de la polución entre fuentes puntuales y no puntuales (Freeman, 1990).

Una reducción significativa de la contaminación causada por fuentes no puntuales requiere, o bien un enfoque con suficiente coacción, o bien instrumentos que proporcionen suficientes incentivos económicos (Griffin y Bromley, 1983). La selección adecuada de instrumentos es todavía un tema de gran discrepancia. El principal objetivo de este artículo consiste tanto en describir las características de la polución no puntual y discutir los retos que plantea para el diseño de una política ambiental adecuada, como en presentar las aportaciones de la economía para la especificación e implementación de esta política ambiental.

Este trabajo está organizado como sigue. En la Sección 2 discutimos las características de la polución no puntual y vemos cómo complican el desarrollo de las medidas político-ambientales. A continuación, en la Sección 3 presentamos un modelo muy general para analizar los problemas económicos de la polución no puntual, con el que ponemos de relieve los problemas asociados al diseño de estas políticas. En la Sección 4 nos centramos en dos tendencias recientes en la investigación de la economía de la contaminación difusa. Por un lado, estudiamos un modelo que incorpora el aspecto espacial (Subsección 4.1). Por otro lado, extendemos este modelo para tener en cuenta la existencia de información asi-

métrica (Subsección 4.2). Finalizamos el artículo presentando las conclusiones en la Sección 5.

2. CARACTERÍSTICAS DE LA POLUCIÓN DE FUENTES NO PUNTUALES

En general se distingue entre fuentes puntuales y no puntuales en función del trayecto recorrido por el contaminante desde el origen de emisión hasta el destino, el receptor ambiental. Las fuentes puntuales emiten desde una ubicación identificable directamente hacia el receptor ambiental². Las emisiones de fuentes no puntuales, sin embargo, siguen un cierto trayecto cambiando su composición y su cantidad hasta que llegan al receptor. Por lo tanto, la dimensión espacio tiene mucha importancia para distinguir entre fuentes puntuales y no puntuales. Emisiones desde campos agrícolas, escorrentías urbanas (*urban runoff*), cualquier vertido que viaja por la tierra hasta llegar a aguas superficiales o vertidos que son lixiviados y alcanzan aguas subterráneas son ejemplos de contaminación no puntual.

A menudo, la distinción entre polución de fuentes puntuales y no puntuales no es tan clara como parece inicialmente. Existe la posibilidad de recoger las emisiones de una fuente no puntual para convertirlas en una fuente puntual. Este podría ser el caso de las escorrentías a causa de tormentas relacionadas bien con la ganadería (*storm runoffs of livestock facilities*) o bien con las obras de construcción. Sin

² Por ejemplo, las emisiones de una chimenea de una fábrica, los desagües industriales, etc.

embargo, la conversión de fuentes no puntuales en fuentes puntuales se limita a situaciones donde es técnica y económicamente viable (Boggess, Flaig y Fonyo, 1993).

Igualmente, la polución de fuentes puntuales en un entorno ambiental puede convertirse en polución de fuentes no puntuales en otro entorno. Por ejemplo, la contaminación del aire causada por fuentes puntuales se dispersa y se convierte en contaminación de tipo no pun-

tual al volver a la tierra en forma de precipitaciones³.

La importancia relativa de diferentes fuentes no puntuales varía en función del problema considerado. Generalmente, la agricultura está considerada como la fuente no puntual más importante en cantidad para la polución de aguas superficiales y subterráneas. En el Cuadro nº1 se muestra la gran influencia de la agricultura en la polución no puntual de nitrógeno y fosfato para algunos países de la OCDE.

Cuadro nº1: **Los efectos medioambientales de las políticas de reforma agrícola**

País	Año	Nitrógeno	Fósforo
Dinamarca	1991	81	22
Finlandia	1994	26	47
Alemania (Oeste)	1989	50	40
Italia	1986	62	33
Holanda	1994	75	30
Noruega	1990	n.d.	17
Polonia	1990	62	34
Suecia	1990	28	7
Suiza	1985	61	n.d.
Estados Unidos	1984	n.d.	71

Fuente: OCDE (1998). Las cantidades de las dos últimas columnas representan el porcentaje del total de contaminación no puntual debido a la agricultura. ("n.d." indica no disponible).

³ Piénsese en las emisiones de compuestos de nitrógeno de las industrias de un país que se convierten en lluvia ácida en otro país.

El diseño de políticas ambientales requiere que se puedan tanto determinar los responsables de la polución como su contribución. Desgraciadamente, el concepto de polución no puntual implica que no se puede determinar ni el responsable ni la cantidad emitida con exactitud. La medición del contaminante de manera rutinaria es excesivamente cara o técnicamente imposible. Por lo tanto, el concepto de polución no puntual está estrechamente vinculado con la existencia de incertidumbre sobre la cantidad emitida y sobre el responsable de la polución. Este hecho a su vez causa problemas significativos para el diseño de políticas ambientales. La justificación de medidas que resultan costosas para las empresas y/o los consumidores parece difícil si el logro de las medidas es muy incierto. Como consecuencia, resulta complicado encontrar apoyo político para la regulación de fuentes que no causan daño directo. La dificultad en la justificación de las medidas y consideraciones políticas sobre el tema tal vez explican el frecuente uso de enfoques voluntarios o de subsidios gubernamentales para el control de la polución de fuentes no puntuales (Shortle y Abler, 1998).

La imposibilidad de observar las emisiones nos obliga también a buscar medidas político-ambientales más allá de las más tradicionales (las de primer óptimo) como son los impuestos o subsidios a las emisiones, los permisos negociables de descarga de emisiones o los estándares respecto a las emisiones. El diseño de políticas ambientales, por lo tanto, tiene

que concentrarse en la selección de otras medidas (de segundo óptimo). Por ejemplo, aquellas basadas en la regulación directa, en los incentivos económicos y/o en acuerdos voluntarios (European Commission, 2001).

Para estas medidas, la literatura económica sobre el control de la polución propone tantos impuestos o estándares sobre algunos factores de producción (por ejemplo, sobre el capital representado por una tecnología estrechamente relacionada con las emisiones) como impuestos o estándares respecto a una variable que mide aproximadamente el nivel de emisiones; como también impuestos y/o subsidios en función de la concentración del contaminante en el medio ambiente. Adicionalmente, se analizan las posibilidades de alcanzar acuerdos voluntarios o de reducir las emisiones a través de la persuasión de los contaminadores por parte del regulador. Aparte de estas medidas dirigidas a modificar el comportamiento de los agentes, se consideran también otras más amplias como, por ejemplo, las inversiones en investigación y desarrollo o las reformas de políticas sectoriales.

Braden y Segerson (1993) propusieron, aparte de la eficiencia, los siguientes criterios orientativos para seleccionar la política adecuada: (1) el grado de eficacia de la medida en términos biofísicos, (2) el grado de coacción necesario para el cumplimiento de la medida (*enforceability*) y (3) el grado de adaptación de las medidas a la heterogeneidad en el espacio, el tiempo y los agentes (*targetability*).

Como los problemas de polución de fuentes no puntuales están estrechamente relacionados con las condiciones climáticas y biofísicas locales, las soluciones también tienen que ser diseñadas y fabricadas a medida para cada localización específica. La gran variedad de características que definen la localización determina en gran medida la viabilidad técnica y la eficiencia de distintas medidas político-ambientales y limita la aplicación de medidas uniformes en tiempo y espacio.

A su vez, las características de la localización sugieren que la responsabilidad de la regulación de la polución de las fuentes no puntuales tiene que ser asignada, en función de su extensión, a entidades territoriales como las regiones o los municipios, y no a entidades estatales (Shortle, 1996). Más aún, desde el momento en que tienen lugar las emisiones hasta la percepción de un aumento de la concentración del contaminante en el medio receptor pueden pasar muchos años. En el caso del nitrato lixiviado, el avance del contaminante desde la capa A del suelo hasta las aguas subterráneas puede ser muy lento. Kim, Hostetler y Amacher (1993) reportan un retraso de 30 a 60 años entre la lixiviación y la entrada de nitrógeno en el receptor.

Aparte de estas características descritas hasta el momento, los problemas de polución de fuentes no puntuales se distinguen de los problemas de polución de fuentes puntuales por el hecho de que en los primeros hay muchos agentes involucrados. Por lo tanto, los costes de tran-

sacción, de control y de administración relacionados con cualquier solución diseñada a medida para una localización determinada pueden ser muy elevados (Tomasi, Segerson y Braden, 1994). Además el alto número de fuentes y la relación borrosa entre emisiones y contaminación dan aliento para un comportamiento oportunista de los agentes (*free-riding*) y dificultan una solución cooperativa (Chesters y Schierow, 1985).

A continuación presentamos un modelo económico como punto de referencia para la discusión de las políticas ambientales diseñadas para reducir la polución no puntual.

3. EL ÓPTIMO SOCIAL

En el primer apartado de esta sección vamos a presentar un modelo para el análisis de la asignación óptima de varias actividades económicas en una determinada región. Para determinar el óptimo social consideramos los beneficios de las actividades económicas junto con el daño monetario de la polución ocasionado por las actividades. En el segundo apartado discutimos las políticas necesarias para incentivar u obligar a las empresas a que el resultado de su comportamiento individual coincida con el óptimo social.

En el caso de que el contaminante sea acumulable en el receptor ambiental podría ser necesario utilizar un enfoque dinámico. En nuestro trabajo no introducimos tiempo en el modelo para concentrarnos en el aspecto espacial. Nuestro enfoque nos permite analizar la repercusión del

espacio en la determinación de las políticas ambientales.⁴

3.1. El modelo económico

Suponemos que en una determinada región Ω tienen lugar varias actividades industriales que causan contaminación. La región Ω , parametrizada por (θ, ω) , refleja el origen de la emisión directa del contaminante y/o el espacio donde tienen lugar las conversiones de las emisiones en el contaminante (por ejemplo, Ω representaría la cuenca hidrográfica en el caso de aguas superficiales o subterráneas). Para que el modelo sea más tratable, consideramos el caso de un único contaminante en el receptor⁵. En cada ubicación (θ, ω) puede haber tres tipos de emisiones: $NP(\theta, \omega)$, $P(\theta, \omega)$ y $B(\theta, \omega)$, y, que denotan las emisiones en la localización (θ, ω) de las fuentes no puntuales, puntuales y la carga natural de fondo (*natural back-ground load*), respectivamente. Claramente en cada ubicación (θ, ω) produce una única empresa. Las emisiones de fuentes puntuales y no puntuales dependen de un vector de inputs (x) y de la tecnología de producción (σ) utilizados en la ubicación (θ, ω) . Para cada tipo de fuentes de emisión $j=P, NP$, sean $x_j(\theta, \omega)$ y $\sigma_j(\theta, \omega)$ el vector de inputs y la tecnología (representada por un valor numérico), respectivamente, relacionados con la emi-

sión de fuentes j en una ubicación (θ, ω) . De esta manera, $P(\theta, \omega)$ y $NP(\theta, \omega)$ vienen dadas por las siguientes expresiones:

$$NP(\theta, \omega) = NP(x_{NP}(\theta, \omega), \sigma_{NP}(\theta, \omega))$$

y

$$P(\theta, \omega) = P(x_p(\theta, \omega), \sigma_p(\theta, \omega)).$$

Por lo tanto, la concentración del contaminante en el receptor, Z , se expresa como:

$$Z(x_p, x_{NP}, \sigma_p, \sigma_{NP}) =$$

$$\iint_{\Omega} \frac{(1 - \alpha(Z_R))}{V_R} Z_R(NP(\theta, \omega),$$

$$P(\theta, \omega), B(\theta, \omega)) d\theta d\omega, \quad (Z)$$

donde Z_R representa la cantidad de contaminante nocivo que llega al receptor debido a las emisiones en la localización (θ, ω) , V_R es el volumen del receptor y $[1 - \alpha(Z_R)]$ la proporción de contaminante activo en el receptor.

Los beneficios netos de la producción asociada con las emisiones de fuentes puntuales y no puntuales son denotados por $\Phi(x_p, \delta_p)$ y $\pi(x_{NP}, \delta_{NP})$ respectivamente, para cada ubicación (θ, ω) . Para simplificar, centramos nuestro análisis en la existencia de una sola empresa para cada actividad industrial basándonos en la suposición de que las empresas son idénticas en la región Ω , y por lo tanto, Φ y π son funciones representativas.

Una vez descrito el modelo nos centramos en el estudio de la gestión óptima. El problema de decisión del regulador social

⁴ Para el análisis económico conjunto de tiempo y espacio, véase Goetz y Zilberman (2000) y Tomasi y Weise (1994).

⁵ Los resultados de un estudio con dos o más contaminantes en el receptor dependerían mucho de las interacciones existentes entre los distintos contaminantes. Por lo tanto, obtendríamos resultados de carácter muy específico debido a cada casuística particular.

(P) queda expresado de la siguiente manera:

$$\max_{\{x_p, x_{NP}, \sigma_p, \sigma_{NP}\}} \iint_{\Omega} [\Phi(x_p, \sigma_p) + \pi(x_{NP}, \sigma_{NP})] \partial\theta\partial\omega - D(Z), \quad (P)$$

donde la función $D(Z)$, positiva y creciente, refleja los daños monetarios de la contaminación⁶. En nuestro ejemplo el receptor está situado fuera de la región Ω .⁷ La maximización de los beneficios sociales netos para una solución interior, que suponemos que existe y es única, requiere el cumplimiento de las siguientes condiciones necesarias para cada localización (θ, ω) :

$$\Phi_{x_p} - D_Z \frac{\partial Z}{\partial x_p} = 0, \quad (1)$$

$$\pi_{x_{NP}} - D_Z \frac{\partial Z}{\partial x_{NP}} = 0, \quad (2)$$

$$\Phi_{\sigma_p} - D_Z \frac{\partial Z}{\partial \sigma_p} = 0, \text{ y} \quad (3)$$

$$\pi_{\sigma_{NP}} - D_Z \frac{\partial Z}{\partial \sigma_{NP}} = 0, \quad (4)$$

donde el subíndice respecto a un vector indica la derivada parcial de la función

⁶ Un caso particular de la función D es que valga 0 hasta cierto nivel Z_0 y aproximadamente infinito a partir de Z_0 .

⁷ Si el receptor estuviese dentro de la región y dispusiese de una extensión local, la ecuación (Z) se convertiría en una función de R^2 a R^2 y la integral doble tendría que ser sustituida por la función adecuada, donde R es la recta real.

respecto a cada una de las componentes de dicho vector. Las condiciones (1) y (2) requieren que con un incremento de input, los beneficios marginales netos de fuentes puntuales o no puntuales sean iguales a los daños marginales multiplicado por el aumento marginal de la concentración del contaminante en el receptor respecto a su input. Equivalentemente, las condiciones (3) y (4) exigen que con un incremento de los beneficios marginales netos de las fuentes puntuales y no puntuales sean iguales a los daños marginales multiplicado por el aumento marginal de la concentración del contaminante en el receptor respecto a la tecnología.⁸ La solución simultánea de las ecuaciones (1)-(4) permite determinar la distribución óptima de la producción en la región Ω . En el próximo apartado vamos a analizar distintas medidas que incentivan u obligan a las empresas a un comportamiento individual que coincida con el comportamiento deseado por el regulador social.

3.2. Políticas

La ausencia de un mercado para el "mal" contaminación hace que nos encontremos ante un fallo de mercado. Si el mal es además un mal público (no hay rivalidad ni exclusión) la corrección se hace más difícil. Para la corrección de este fallo del mercado se puede aplicar un impuesto sobre la entrada del contaminante en el receptor. El impuesto pigouviano necesario para que el individuo elija las cantidades de input y la tecnología óptimas que

⁸ Suponemos que la tecnología es divisible y está disponible en cualquier tamaño.

se obtienen de las ecuaciones (1)-(4) no depende de la localización y sería igual al daño marginal $\tau=D_z$ de la concentración total de contaminante en el receptor. De esta manera, el óptimo social (regional) coincidiría con el óptimo particular. Desgraciadamente, esta es sólo una solución teórica. Las características de la población de fuentes no puntuales impiden relacionar la entrada de los contaminantes en el receptor con su origen de emisión. Es decir, no permiten observar ni la empresa que la causa ni la cantidad emitida. En cambio, las emisiones de fuentes puntuales son observables y es posible imponer un impuesto de Pigou. De hecho, este tipo de impuesto ya existe en varios países, aunque a menudo no se orienta tanto a corregir los daños monetarios causados por la contaminación sino más bien a las necesidades de los gobiernos de obtener recursos impositivos (OCDE, 1994). La imposibilidad de la aplicación de un impuesto pigouviano obliga a recurrir a otras medidas de política ambiental tal y como hemos mencionado en la Sección 2.

Como alternativa a los impuestos de Pigou, se han puesto en marcha en muchos países programas de educación y divulgación que ofrecen información sobre tecnologías o prácticas más respetuosas con el medio ambiente. Estas significan un cambio de la función Z_R en la ecuación (Z) y, consecuentemente, un cambio en el problema (P). En el caso de consumidores o productores pequeños, estos programas pueden resultar útiles porque sus costes de adquisición de información pueden fácilmente superar los beneficios. Si hay

un nivel suficientemente alto de sensibilidad ambiental de la población, los programas de educación y divulgación pueden ser muy efectivos para la reducción de la contaminación de fuentes no puntuales. El aspecto de la persuasión moral probablemente es más cierto en el caso de consumidores que en el caso de productores. Los productores se encuentran en una competencia continua y, por lo tanto, adoptan nuevas tecnologías o prácticas sólo si los beneficios son mayores que los costes. Dados estos hechos, los programas de educación y divulgación no son tanto una alternativa sino más bien un complemento a intervenciones directas (Van Kooten y Schmitz, 1992).

Como contraste al enfoque anterior se encuentra la intervención directa en forma de estándares. Los estándares se pueden referir al entorno ambiental (estándares ambientales), a la tecnología o a la certificación de inputs (estándares de diseño), a la cantidad o a la combinación de los inputs (estándares de actuación). Como gran desventaja de estas medidas destaca la ineficiencia a causa de la incapacidad de adaptarlas a las condiciones heterogéneas tanto a nivel económico como de localización. No obstante, observamos que los estándares son unas de las medidas ambientales más empleadas por parte de los legisladores. Esta discrepancia se explicaría si los costes de administración, de control y de coacción fuesen mucho menores en comparación con los requeridos por otras medidas. El cumplimiento de esta condición es una cuestión empírica que tendría que ser analizada

para cada caso concreto. En la política ambiental de la Unión Europea los estándares son a menudo aplicados para fijar una calidad mínima para distintos entornos ambientales, como el agua o el aire. En la siguiente sección utilizamos este enfoque para determinar la solución maximizadora del bienestar social sujeto al cumplimiento de un estándar.

Una política ambiental muy apoyada por los economistas es la aplicación de impuestos sobre inputs estrechamente relacionados con la polución de fuentes no puntuales. En contraposición a los estándares, los impuestos sobre inputs se adaptan a la heterogeneidad de los costes de reducción del contaminante de los agentes. En función de la cuantía del impuesto y de las condiciones económicas, el agente elige la cantidad óptima de polución. De esta manera los impuestos sobre inputs son más eficientes que los estándares. Sin embargo, los impuestos no se adaptan fácilmente a la heterogeneidad de las condiciones biofísicas. Para eso sería necesario diferenciar los impuestos según la vulnerabilidad de la ubicación respecto a la contaminación del receptor. Dicha diferenciación requiere mucha más información sobre la región que la que sería necesaria para un impuesto uniforme.

Un problema añadido relacionado con los impuestos sobre inputs es que el regulador normalmente no puede observar ni la cantidad empleada del input que ocasiona la polución ni la forma de aplicación de éste. Por tanto, nos enfrentamos adicionalmente con un problema de riesgo

moral. Muchas veces, los problemas de polución de fuentes no puntuales y los de riesgo moral van juntos. A menudo, no podemos observar ni las emisiones individuales ni la utilización individual del input.

En la próxima sección presentamos un modelo basado en el modelo (P) que nos permite abordar los problemas de implementación de políticas ambientales que acabamos de mencionar. También nos permitirá reflejar dos de las corrientes de investigación sobre el diseño óptimo de políticas ambientales más destacadas en la actualidad. Aquella que incorpora los aspectos de la heterogeneidad biofísica, introduciendo las coordenadas del espacio, y aquella que incorpora el problema de riesgo moral, introduciendo la distinta disponibilidad de información entre el regulador y el contaminador.

4. TENDENCIAS RECIENTES DE LA INVESTIGACIÓN

Partimos de la idea de que se puede representar una región por una línea que empieza en el punto 0, que corresponde al centro urbano, y termina en el punto $\bar{\alpha}$, el límite de la región. Cada localización de la región está identificada por un α , $\alpha \in [0, \bar{\alpha}]$. En contraposición al modelo (P), suponemos ahora que la coordenada es suficiente para parametrizar la región Ω . Para que esta transformación de coordenadas no signifique una pérdida de información, basamos la nueva coordenada en un índice que, aparte de la localización, recoge otras variables de interés como las variables geofísicas, topográficas e hidrológicas. Por lo tanto, el índice

es una función de \mathbf{R}^n a \mathbf{R} donde n es la cantidad de variables de interés, y \mathbf{R} es la recta real. Las integrales dobles de la sección anterior se convierten pues en una integral simple de 0 a $\bar{\alpha}$. Por ejemplo, α puede representar un sistema de clasificación de la tierra que recoge las características relevantes de cada ubicación para la contaminación del receptor y para los procesos productivos.

Todas las transacciones económicas de la región, excepto la producción, tienen lugar en el centro urbano donde la extensión colapsó en un punto porque es considerablemente más pequeño en comparación con el área de la región. El suelo fuera de la ciudad sirve exclusivamente como ubicación de actividades industriales o agrarias.

Suponemos que el trabajo es uno de los input usados por las empresas y que la oferta de trabajo es perfectamente elástica. Además las distintas actividades industriales se mueven en un sistema competitivo donde la parte del mercado que le corresponde es pequeña con lo que los precios de productos y factores son exógenos. Las actividades industriales ocasionan emisiones de un único contaminante cuyo receptor está en el centro urbano (en $\alpha=0$). Ponemos énfasis en el análisis económico de la relación entre centro urbano y región. Así pues, no incorporamos una función de dispersión que tenga en cuenta el movimiento del contaminante y su proceso de transformación dentro de la región.

Igual que en el modelo (P), para reducir la complejidad del análisis, nos concentramos en las emisiones que entran en el receptor. Es decir, en las emisiones finales, reconociendo que una parte de las emisiones en el origen se pierden (absorbidas, descompuestas o solidificadas) antes de que entren en el receptor. Los primeros estudios sobre externalidades espaciales (Hochman, Pines y Zilberman, 1977) ya reconocieron la diferencia entre emisiones en el origen y emisiones en el receptor.

El énfasis de nuestro modelo en los consumidores que viven en el centro urbano versus los que viven fuera, se basa en la suposición de que hay muchos más consumidores viviendo en el centro urbano que fuera de él. Dada esta situación, determinamos la ubicación espacial óptima de las distintas industrias de la región. Para este fin, suponemos que un planificador regional maximiza los beneficios actuales netos de las distintas industrias tomando en consideración los daños monetarios ocasionados por la contaminación.

4.1. El modelo económico espacial

En la sección anterior explicamos de qué manera introducimos el espacio en el modelo económico que presentamos a continuación. Sin pérdida de generalidad y para que el modelo sea simple y tratable, suponemos que sólo tienen lugar dos actividades industriales, que podrían ser algunas de las siguientes: la industria minera, la de tenería, la horticultura, la agricultura, la fábrica de papel, etc. Cada

industria $i=1,2$ produce un bien homogéneo basándose en la función de producción $f(x_i(\alpha), \alpha; \beta_i)$ donde $x_i(\alpha) = (x_i^1(\alpha), \dots, x_i^m(\alpha))$ indica el vector de inputs utilizado por la industria en la ubicación α siendo x_i^l el único input contaminante. La cantidad dada por $f(x_i(\alpha), \alpha; \beta_i)$ denota el output obtenido por unidad de área (por ejemplo, por hectárea) en la zona α aplicando $x_i^l(\alpha)$ unidades de input l por unidad de área, para cada input $l=1, \dots, m$.

Suponemos que $f(\bullet)$ es diferenciable en α y en x_i^l , con $f_{x_i^l} > 0$ para todo $l=1, \dots, m$ y $i=1,2$. La variable de ubicación α tiene una repercusión directa en el output. El caso más obvio viene dado por la agricultura o la horticultura. El parámetro β_i representa un índice de la productividad del input para la industria i . Se supone que un índice de productividad más alto implica una tecnología más avanzada que incurre en costes fijos más altos, denotados por k_i , $i=1,2$. La parte de la tierra utilizada por la actividad industrial i , $i=1,2$ en la ubicación α se denota por donde $\delta_i(\alpha) \in [0,1]$, donde

$$\sum_{i=1}^2 \delta_i(\alpha) \leq 1.$$

En el modelo (P), cada ubicación (θ, ω) permite sólo una actividad. Así pues, no es necesario distinguir entre diferentes actividades contaminantes de fuentes no puntuales para una ubicación determinada. En cambio, la parametrización del espacio permite que no sólo un punto sino que una subárea de Ω corresponda a una ubicación α . Definimos $g(\alpha)$ como una función de densidad respecto a la ubicación α con

$$\int_0^{\bar{\alpha}} g(\alpha) d\alpha = 1.$$

El soporte de g es el intervalo $[0, \bar{\alpha}]$. En el caso discreto, $g(\alpha)$ nos denota la proporción de Ω asociada a una α . Si α se interpretase como distancia, $g(\alpha)$ se distribuiría uniformemente y si α representase la calidad del suelo, $g(\alpha)$ reflejaría la distribución de la calidad del suelo en la región. Por lo tanto, en el siguiente modelo (R) tenemos el problema adicional de la asignación óptima de distintas actividades industriales para cada localización α .

Los precios del output y de los inputs en la ubicación α recibidos y pagados, respectivamente, por el productor se denotan por $p_i(\alpha)$ y $w_i(\alpha) = (w_i^1(\alpha), \dots, w_i^m(\alpha))$. Los precios $p_i(\alpha)$ y $w_i^l(\alpha)$ para cada $l, l=1, \dots, m$, se distinguen de $p_i(0)$ y $w_i^l(0)$ sólo por los costes de transporte siempre asumidos por el productor, siendo $(w_i^l)'(\alpha) \geq 0$ y $p_i'(\alpha) < 0$.

Dado este entorno y teniendo en cuenta un estándar ambiental, el problema de decisión del regulador regional (R) consiste en determinar $w_i(\alpha)$ y $\delta_i(\alpha)$ para cada $i=1,2$, para maximizar los beneficios netos de las dos actividades industriales ubicadas dentro de la región.

Mientras que la elección de las variables de decisión $\{x_i(\alpha)\}_{i=1,2}$ permite determinar la intensidad óptima de la producción (margen intensivo), la elección de las variables $\{\delta_i(\alpha)\}_{i=1,2}$ hace posible determinar la extensión óptima de cada actividad en la región (margen extensivo). Por lo tanto, mediante este problema podremos

diseñar políticas basadas en la intensidad, en la extensión, o en la combinación de ambas.

El problema de decisión (R) viene dado por

$$\max_{\{x_i(\alpha), \delta_i(\alpha)\}_{i=1,2}} \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i(\alpha) \left[p_i(\alpha) f(x_i(\alpha), \alpha; \beta_i) - k_i - \sum_{l=1}^m w_l^i(\alpha) x_i^l(\alpha) \right] g(\alpha) d\alpha$$

sujeto a

$$z_0 \geq \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i(\alpha) \phi(x_i^c(\alpha), \alpha; \gamma_i) g(\alpha) d\alpha$$

$$x_i^l(\alpha) \cdot g(\alpha) \geq 0, \delta_i(\alpha) \cdot g(\alpha) \geq 0, l =$$

$$1, \dots, m, i = 1, 2 \text{ y}$$

$$\left(1 - \sum_{i=1}^2 \delta_i(\alpha) \right) \cdot g(\alpha) \geq 0$$

para cualquier

$$\alpha \in [0, \bar{\alpha}], \quad (R)$$

donde z_0 denota la cantidad máxima de polución agregada permitida en el receptor. Debido a las dificultades para determinar los daños monetarios causados por la polución, nos adaptamos a las políticas ambientales en vigor y consideramos un estándar z_0 respecto a la concentración del contaminante en el receptor.⁹ Análo-

gamente a la función de producción, para cada $i=1,2$, introducimos la función de emisiones finales $\phi(x_i^c(\alpha), \alpha; \gamma_i)$ que refleja las emisiones que llegan al receptor ubicado en el centro urbano debidas a la industria i . Concretamente, $\phi(x_i^c(\alpha), \alpha; \gamma_i)$ denota la cantidad de emisiones finales que llegan al receptor por cada unidad de área (por ejemplo, por hectárea) de la zona α debido a la aplicación de $x_i^c(\alpha)$ unidades de input contaminante por cada unidad de área. Suponemos que para cada $i=1,2$, ϕ es diferenciable en α y en x_i^c con $\phi_{w_i^c} > 0$. El parámetro $\gamma_i, i=1,2$ representa un índice que mide la relación de las emisiones respecto a la cantidad de inputs utilizada.

A diferencia del modelo (P), la polución agregada del modelo (R) depende exclusivamente de las emisiones de las fuentes no puntuales, sin tener en cuenta ni la carga natural de fondo ni las emisiones de fuentes puntuales. De esta manera reducimos la complejidad del modelo (R) que, a su vez, permite concentrarnos en nuestro objetivo: el diseño óptimo de la política ambiental para emisiones de fuentes no puntuales.

El argumento α de las variables/funciones $x_i^l, \delta_i, p_i, w_i^l, g, l = 1, \dots, m$ y $i=1,2$ y de los multiplicadores de Lagrange $\mu, \chi, \zeta_i^l, \eta_i$ introducidos más adelante se suprime para que la notación sea más sencilla, excepto que sea necesario para una notación inequívoca. Teniendo en cuenta la restricción de las variables de control obtenemos el Lagrangiano dado por

⁹ Véase por ejemplo las Directivas de la Unión Europea respecto a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (1980/778/CEE), respecto a la calidad de las aguas de baño (1976/160/CEE) o respecto a la calidad del aire, concretamente a los valores límite permitidos en el aire de dióxido de azufre, de dióxido de nitrógeno, de óxidos de nitrógeno, de partículas y de plomo (1999/30/UE).

$$L \equiv \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i \left[p_i f(x_i, \alpha; \beta_i - k_i - \sum_{l=1}^m w_l^l x_i^l) \right] g d\alpha + \\ + \mu \left(z_0 - \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i \phi(x_i^c, \alpha; \gamma_i) g d\alpha \right) + \\ + \int_0^{\bar{\alpha}} \left[\sum_{i=1}^2 \left(\sum_{l=1}^m \zeta_l^l x_i^l + \eta_i \delta_i \right) + \chi \left(1 - \sum_{i=1}^2 \delta_i \right) \right] g d\alpha.$$

La solución del problema (R), que suponemos que existe y es única, tiene que cumplir las siguientes condiciones necesarias para cada $\alpha \in [0, \bar{\alpha}]$ ya que g no toma el valor 0:

$$L_{x_i^c} = \delta_i \left(p_i f_{x_i^c}(x_i, \alpha; \beta_i) - w_i^c - \mu \phi_{x_i^c}(x_i^c, \alpha; \gamma_i) \right) + \\ \zeta_i^c = 0, \quad i = 1, 2 \tag{5}$$

$$L_{x_i^l} = \delta_i \left(p_i f_{x_i^l}(x_i, \alpha; \beta_i) - w_i^l \right) + \zeta_i^l = \\ 0, \quad i = 1, 2, \quad l = 1, \dots, m, \quad l \neq c \tag{5'}$$

$$L_{\delta_i} = p_i f(x_i, \alpha; \beta_i) - k_i - \sum_{l=1}^m w_l^l x_i^l - \mu \phi(x_i^c, \alpha; \gamma_i) \\ + \eta_i - \chi = 0, \quad i = 1, 2 \tag{6}$$

$$\mu \geq 0, \quad \mu \left(z_0 - \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i(\alpha) \phi(x_i^c(\alpha), \alpha; \gamma_i) g(\alpha) d\alpha \right) \\ = 0. \tag{7}$$

Suponemos que las condiciones de Kuhn-Tucker referentes a las restricciones de la última línea del problema (R) también se cumplen.

El multiplicador de Lagrange μ es interpretado como el precio sombra del nivel

preespecificado de contaminante en el receptor. Por lo tanto, μ es constante a través de α porque no se evalúa en un α específico sino en el intervalo entero de su dominio. Al igual que el resto de multiplicadores, x_i^{l*} y δ_i^* , los valores óptimos de x_i^l y δ_i , $i=1,2, l=1, \dots, m$, varían en función de α .¹⁰

Para soluciones interiores de x_i , las condiciones necesarias expresadas por las ecuaciones (5) y (5') indican que el valor del producto marginal respecto a x_i^l es igual a la suma de los costes marginales de producción de x_i^l , $i=1,2, l=1, \dots, m$ más los costes marginales de polución que sólo existen en (5). Las condiciones necesarias expresadas por las ecuaciones (6) muestran que en cada ubicación α se desarrolla la actividad industrial i con la mayor casi-renta social definida por $CR_i = L_{\delta_i} + \chi - \eta_i$, $i=1,2$ en toda la región. En otras palabras, la industria con la casi-renta social más alta tiene en este punto un valor más alto de la disponibilidad a pagar por el suelo. Sin embargo, la casi-renta de cada industria i , $i=1,2$, depende de α ; así pues, la ubicación óptima de la industria varía a través de la región en función de la casi-renta más alta.

Para analizar cambios en la asignación óptima del suelo derivamos respecto α a las ecuaciones (6). Usando además que μ es constante respecto a α obtenemos:

¹⁰ Usamos asterisco como superíndice de una variable de decisión para denotar sus valores óptimos. El asterisco como superíndice de una función denota la evaluación de la función en sus argumentos óptimos.

$$\begin{aligned}
 (\mathbf{CR}_i^*)_\alpha &\equiv \underbrace{\left[p_i'(\alpha) f(x_i^*, \alpha; \beta_i) - \sum_{l=1}^m (w^l)'(\alpha) x_i^l \right]}_{\text{[Efecto transporte]}} + \\
 &\underbrace{\left[p_i(\alpha) f_\alpha(x_i^*, \alpha; \beta_i) - \mu^* \phi_\alpha(x_i^*, \alpha; \gamma_i) \right]}_{\text{[Efecto ubicación]}} \stackrel{\leq}{\geq} 0
 \end{aligned}
 \tag{8}$$

La ecuación (8) demuestra que la casirenta óptima de cada industria varía en función del espacio como resultado de dos factores: (1^º) Los beneficios privados de la industria (el término en los primeros corchetes que podemos denominar efecto transporte) y (2^º) el valor del producto marginal de la ubicación menos los costes marginales de polución de la localización (el término en los segundos corchetes que llamamos efecto ubicación).

Como $p_i'(\alpha) < 0$ y $-(w^l)'(\alpha) \leq 0$, $i=1,2$, $l=1, \dots, m$ los beneficios de la industria decrecen con α , lo que significa que los costes de transporte crecen con α . El signo del segundo término en corchetes no se puede determinar sin que se especifiquen las derivadas f_α y ϕ_α . En el ejemplo de la industria de tenería o de una fábrica de papel parece razonable suponer que $f_\alpha = 0$, es decir, que la producción es insensible a la localización. No obstante, en el caso de una industria agrícola, si interpretamos α como un índice de la calidad del suelo, la producción es sensible a la ubicación, de manera que $f_\alpha > 0$. Cuanto más lejos está situada la industria del centro urbano, o cuanto más se incrementa la calidad del suelo, lo más probable es que $\phi_\alpha < 0$. En esta situación, el efecto ubicación es

siempre positivo porque $f_\alpha \geq 0$ y μ es constante en α . Consecuentemente, el signo de $(\mathbf{CR}_i^*)_\alpha$ no se puede determinar porque el efecto transporte es siempre negativo mientras que el efecto ubicación es positivo. Para un análisis a fondo sería necesario estudiar todos y cada uno de los casos posibles por separado, pero este no es el objeto de estudio en el presente trabajo. Independientemente del signo de f_α y ϕ_α , es decir, de la distribución óptima de las dos actividades en la región, podemos analizar algunas políticas ambientales que incentivan a las empresas a actuar de acuerdo con el óptimo social.

Política ambiental (espacial)

En contraposición a la decisión del regulador, las distintas industrias no tienen en cuenta la contaminación en el receptor ambiental. Para la corrección de esta externalidad negativa de producción se requiere una intervención en el mercado. Los impuestos pigouvianos sobre las emisiones en el origen fueron identificados como insuficientes en la literatura para la corrección de la externalidad (véase Henderson, 1977 y Hochman y Ofek, 1979). Hochman y Ofek (1979) demuestran que el impuesto espacial correcto debe ser igual al agregado espacial de daños marginales aportado en cada ubicación α . Igual que Hochman y Ofek (1979), introducimos una función de emisiones finales que relaciona la cantidad del contaminante en el centro urbano con las emisiones de cada industria en la ubicación α . A diferencia de los resultados de Hochman y Ofek que demuestran que ambas políti-

cas, la ordenación de la tierra por zonas y el impuesto sobre el uso de la tierra, son capaces de lograr el óptimo social, en nuestro trabajo obtenemos que la ordenación de la tierra por zonas es sólo válida en condiciones muy restrictivas (como veremos en las Propositiones 1 y 2). No obstante, podemos reproducir sus resultados sobre la regulación de la tierra si consideramos su hipótesis de que la función de emisiones finales no depende del input contaminante (es decir, $\phi_{x_i^c} = 0$). El siguiente análisis discute algunas de las políticas más usuales en la literatura para lograr el óptimo social donde ponemos especial énfasis en la comparación entre la ordenación de la tierra por zonas y los impuestos sobre el uso de la tierra. La siguiente proposición especifica las condiciones que aseguran la asignación óptima de los recursos.

Proposición 1 (Política espacial)

1. Siempre que las emisiones finales sean observables, la condición de primer orden puede obtenerse con un impuesto pigouviano τ_p en las emisiones finales. El impuesto de Pigou viene dado por $\tau_p = \mu^*$.
2. Siempre que se pueda observar la tecnología γ y la selección del input contaminante para cada industria y cada ubicación α , se obtiene una política óptima dada por

(a) un impuesto espacialmente diferenciado sobre el input contaminante $\tau_i^l(\alpha)$ igual a

$$\tau_i^l(\alpha) = \mu^* \phi_{x_i^c}(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i), \quad i = 1, 2, \quad \text{junto con}$$

(b) un impuesto o subsidio espacialmente diferenciado sobre el uso de la tierra $\sigma_i^l(\alpha)$ igual a

$$\sigma_i^l(\alpha) = -\tau_i^l(\alpha)x_i^{c*} + \mu^* \phi(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i) \begin{matrix} \leq \\ \geq \end{matrix} 0, \quad i = 1, 2.$$

3. Siempre que se puedan observar las tecnologías γ y β , la selección tanto del output como de la actividad industrial para cada ubicación α y, además, el input contaminante sea el único de cada industria (es decir, $m=1$)¹¹, se obtiene una política óptima dada por

(a) un impuesto espacialmente diferenciado sobre el output $\tau_i^o(\alpha)$ igual a

$$\tau_i^o(\alpha) = \tau_i^l(\alpha) \frac{1}{f_{x_i^c}(x_i^{c*}, \alpha; \beta_i)} = \frac{\mu^* \phi_{x_i^c}(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i)}{f_{x_i^c}(x_i^{c*}, \alpha; \beta_i)},$$

$$i = 1, 2 \quad \text{y}$$

(b) un impuesto o subsidio espacialmente diferenciado sobre el uso de la tierra $\sigma_i^o(\alpha)$ igual a

$$\sigma_i^o(\alpha) = -\tau_i^o(\alpha)f(x_i^{c*}, \alpha; \beta_i) + \mu^* \phi(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i) \begin{matrix} \leq \\ \geq \end{matrix} 0, \quad i = 1, 2.$$

En adelante, suprimimos el argumento α de los impuestos/subsidios $\tau_i^j, \sigma_i^j, j=1,0$ y $i=1,2$ para que la notación sea más sencilla,

¹¹ Si $m>1$ sólo el impuesto sobre el output que dependa del input (es decir, $\tau_i(x_i^{l*}, \alpha)$ para $l=1, \dots, m$) logra que el óptimo particular coincida con el óptimo social. Por lo tanto, la información necesaria es aún mayor en comparación con la de un impuesto sobre inputs.

excepto que sea necesario para una notación inequívoca.

Demostración. La Proposición 1 se puede verificar directamente a través de las ecuaciones (5)-(7). La primera parte de la proposición se puede obtener a través del análisis de las condiciones necesarias del problema de decisión de la asignación óptima a nivel regional sin tener en cuenta la polución. El resultado de este problema coincide con la asignación de la tierra en base de la decisión particular de maximización de los beneficios netos de cada industria y el funcionamiento de un mercado competitivo de suelo. Es decir,

$$\max_{\{\alpha, \delta_i\}_{i=1,2}} \left\{ \int_0^{\bar{\alpha}} \left[\sum_{i=1}^2 \delta_i \left(p_i f(\cdot) - k_i - \sum_{l=1}^m w_l^l x_i^l - \tau_p \phi(\cdot) \right) + \Psi \right] g d\alpha \right\}$$

donde

$\Psi = \sum_{i=1}^2 \left(\sum_{l=1}^m \zeta_l^l x_i^l + \eta_i \delta_i \right) + \chi \left(1 - \sum_{i=1}^2 \delta_i \right)$. Las condiciones necesarias demuestran que si $\tau_p = \mu^*$, el óptimo particular coincide con el óptimo social dado por las ecuaciones (5)-(7). De la misma manera, podemos derivar las partes 2 y 3 de la Proposición 1 considerando el siguiente problema de decisión particular

$$\max_{\{\alpha, \delta_i\}_{i=1,2}} \left\{ \int_0^{\bar{\alpha}} \left[\sum_{i=1}^2 \delta_i \left(p_i f(\cdot) - k_i - \sum_{l=1}^m w_l^l x_i^l - \tau_l^l x_i^c - \sigma_i^l \right) + \Psi \right] g d\alpha \right\}$$

Para la parte 3, donde $m=1$ y x_i^c es el único input, debemos sustituir el término

$$-\left(\sum_{l=1}^m w_l^l x_i^l + \tau_l^l x_i^c + \sigma_i^l \right) \text{ por } -\left(w_i^c x_i^c + \tau_i^o f(\cdot) + \sigma_i^o \right)$$

en la ecuación anterior. Observemos que en las partes 2 y 3, el óptimo particular coincide con el óptimo elegido por el regulador regional, expresado en las ecuaciones (5)-(7). q.e.d.

El impuesto de Pigou establece la asignación óptima de uso de la tierra y de uso de los inputs. Como el impuesto se impone sobre las emisiones finales recibidas por el receptor, el impuesto no está espacialmente diferenciado sino que es constante a través del espacio. Sin embargo, como ya mencionamos anteriormente, estos resultados no sirven de mucho para la implementación real de medidas de política ambiental ya que es muy difícil obtener la información que los impuestos de Pigou requieren en el contexto de la polución de fuentes no puntuales. Por esta razón, las políticas tienen que recurrir a instrumentos alternativos, como la regulación del uso de un input o la regulación del output.

No obstante, un impuesto sobre un input requiere que el regulador regional pueda observar tanto la cantidad total del input empleado en la región, como también la cantidad específica del input aplicado en cada ubicación α . De lo contrario, el regulador no puede separar los mercados espacialmente e imponer distintos impuestos al mismo input. Cuando

el regulador regional no puede separar el mercado del input pero puede separar el mercado del output, puede fijar un impuesto espacialmente diferenciado sobre el output, un impuesto sobre $f(\bullet)$. Este impuesto induce a cada industria i a elegir la cantidad socialmente óptima de x_i .¹² No obstante, ni un impuesto sobre el input ni uno sobre el output son suficientes para lograr un óptimo regional. Esos impuestos sólo consiguen que se cumplan las condiciones necesarias expresadas por las ecuaciones (5), pero no las expresadas por las ecuaciones (6) y (7). Por lo tanto, el impuesto elegido tiene que ir acompañado de un subsidio o impuesto sobre el uso de la tierra que establezca la asignación eficiente de la tierra desde el punto de vista social satisfaciendo las ecuaciones (6) y (7).

La decisión sobre la fijación de un subsidio o un impuesto respecto al uso de la tierra depende del signo de σ_i^j , $i=1,2$, $j=I,O$. En el caso de que el signo sea positivo tenemos un impuesto, mientras que si es negativo tenemos un subsidio. No obstante, la definición σ_i^j , $i=1,2$, $j=I,O$ de en los apartados 2(b) y 3(b) de la Proposición 1 no permite determinar su signo directamente. Aplicando el teorema del valor medio obtenemos la siguiente igualdad para $\tilde{x}_i^c \in (0, x_i^{c*})$, $i=1,2$,

$$\frac{\phi(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i) - \phi(0, \alpha; \gamma_i)}{x_i^{c*} - 0} = \phi_{x_i^c}(\tilde{x}_i^c, \alpha; \gamma_i).$$

¹² Los productores, por su propio interés, pueden estar interesados en contabilizar la producción en cada ubicación, pero podrían manipular estos datos si fuesen a ser utilizados por razones impositivas. Por lo tanto, la propuesta de un impuesto sobre el output requiere un control más severo del proceso

Por lo tanto, podemos concluir que si $\phi_{x_i^c x_i^c} > 0$ entonces $\phi_{x_i^c}(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i) = \phi_{x_i^c}(\tilde{x}_i^c, \alpha; \gamma_i) x_i^{c*} < \phi_{x_i^c}(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i) x_i^{c*}$. Este resultado implica que si la contribución marginal del input respecto a la generación de contaminación es creciente, el impuesto sobre el uso de la tierra $\sigma_i^I(\alpha)$ es en realidad un subsidio, una transferencia por hectárea. La intuición detrás de este resultado se puede ilustrar mediante el siguiente ejemplo. Consideremos la función de emisión $\phi = (a x_1 + 0,5 b x_1^2) \alpha$ donde $a=2$, $b=1$, $\alpha=1$ y supongamos que $\mu^* = 1$ y $x_1^* = 4$. En esta situación el impuesto para la ubicación α es $\tau_1^I = (a + b x_1^*)^2 = 6$ mientras que los gastos en términos de polución por hectárea son $\tau_1^I x_1^* = a x_1^* + b (x_1^*)^2 = 24$ en lugar de $\mu \phi = a x_1^* + 0,5 (x_1^*)^2 = 16$. Así pues, necesitamos un pago extra para que la ecuación (6) se cumpla. El subsidio del uso de la tierra viene dado por $-\sigma_1^I = \tau_1^I x_1^* - \mu \phi = 24 - 16 = 8$. Este subsidio de 8 reduce los gastos de polución por hectárea de 24 a 16 de manera que coincide con los gastos de polución por hectárea correctos.

Supongamos por el momento que las emisiones marginales disminuyen respecto al input, o sea, la función de emisiones finales ϕ es cóncava ($\phi_{x_i^c x_i^c} < 0$).¹³ Igual que

productivo por parte del regulador. En algunos sectores, por ejemplo en la agricultura, los niveles de producción y la tecnología pueden estimarse por teledetección aplicada al territorio haciendo viable el impuesto espacialmente diferenciado sobre el output.

¹³ Ya que los tres esquemas diferentes de impuestos son números fijos para los agentes privados, aún obtendríamos una única solución del óptimo privado debido a la estricta concavidad de la función de beneficios privados netos. No obstante, puede suceder que el óptimo regional no sea único. En este caso, los valores de los beneficios en base de los diferentes candidatos tienen que ser comparados para determinar el óptimo.

en el párrafo anterior utilizamos el teorema del valor medio y obtenemos que el subsidio por el uso de la tierra se convierte bajo estas condiciones en un impuesto sobre el uso de la tierra.

En el caso de que se utilice un impuesto sobre el output, el signo del impuesto sobre el uso de la tierra depende de la tasa del cambio de la productividad de x_i^c , $i=1,2$ en comparación con la tasa de cambio de las emisiones finales de x_i^c , $i=1,2$. Utilizando $\sigma_i^0(\alpha)$ obtenemos que se convierte en un subsidio si

$$\frac{f_{x_i}(x_i^{c*}, \alpha; \beta_i)}{f(x_i^{c*}, \alpha; \beta_i)} < \frac{\phi_{x_i}(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i)}{\phi(x_i^{c*}, \alpha; \gamma_i)}.$$

Si la desigualdad es al revés, obtenemos que $\sigma_i^0(\alpha)$ es un impuesto de verdad. En otras palabras, si con un aumento del input la producción crece menos que las emisiones, ofrecemos un subsidio. En caso contrario, aplicamos un impuesto para lograr el uso óptimo de la tierra.

Resumiendo nuestra discusión, nos gustaría hacer hincapié en el hecho de que los subsidios o impuestos respecto al uso de la tierra producen gastos de contaminación por hectárea como si la función de emisión fuera lineal en el input o en el output contaminante. A continuación analizamos el caso de una función de emisión realmente lineal en el input o en el output contaminante.

Proposición 2 (Casos especiales de política ambiental)

(1) Si ϕ viene dado por $\phi_i^I = a_i(\alpha) x_i(\alpha)$ o por $\phi_i^O = b_i(\alpha) f_i(x_i, \alpha; \beta_i)$, $i=1,2$, $a_i(\alpha), b_i(\alpha) > 0$ los impuestos sobre inputs $\tau_i^I(\alpha)$ o sobre outputs $\tau_i^O(\alpha)$, $i=1,2$ son suficientes para establecer el óptimo social. Impuestos o subsidios sobre el uso de la tierra o la ordenación de la tierra a través de zonas no son necesarios para alcanzar el óptimo social.

(2) En el caso de una tecnología de proporciones fijas (von Liebig) dada por

$$f_i(\cdot) = \begin{cases} c_i x_i & \text{si } x_i < \bar{x}_i \\ c_i \bar{x}_i & \text{si } x_i \geq \bar{x}_i \end{cases}, \quad i=1,2,$$

donde $c_i > 0$, $i=1,2$, el óptimo particular respecto a la selección de x_i , $i=1,2$, es una solución en el límite del dominio de la función $f_i(\bullet)$. La ordenación exclusiva de la tierra a través de zonas o a través de un impuesto sobre el uso de la tierra con $\tau_i^j = 0$, $i=1,2, j=I, O$, son sólo soluciones si los óptimos privado y social son soluciones frontera y son idénticos respecto a la selección de x_i , $i=1,2$, para cada ubicación α .

Demostración. Para la parte 1 de la Proposición 2 tenemos que demostrar que los impuestos/subsidios $\sigma_i^j(\alpha)$, $i=1,2$, $j=I, O$ sobre el uso de la tierra se anulan. La utilización de las especificaciones de σ_i^j , $i=1,2, j=I, O$ en las definiciones de $\sigma_i^j(\alpha)$, $i=1,2, j=I, O$ (partes 2 y 3 de la Proposición 1) proporciona este resultado. Para la parte 2, sabemos que el óptimo particular nos da una solución frontera respecto a x_i , $i=1,2$, para cada ubicación α porque la producción se basa en una tecnología de proporciones fijas. Se considera el caso

donde el óptimo particular coincide con el óptimo social para cada ubicación α . Por lo tanto, cualquier impuesto sobre inputs o outputs es igual a cero y una regulación del uso de la tierra bien en forma de un impuesto o en forma de la ordenación a través de la especificación de zonas establece el óptimo social. Más aún, los dos distintos impuestos sobre el uso de la tierra, σ_j^i , $i=1,2$, $j=I,O$ son idénticos cuando los impuestos sobre inputs o outputs son cero. q.e.d.

Las Propositiones 1 y 2 proponen que la ordenación de la tierra a través de la especificación de zonas es sólo un instrumento eficiente si la producción se basa en una tecnología de proporciones fijas y si el óptimo particular y social respecto al input coinciden en el límite del dominio de la función $f(\bullet)$. Si la tecnología no es de proporciones fijas, la ordenación de la tierra a través de la especificación de zonas tiene que combinarse con impuestos sobre inputs u outputs, $\tau_i^j=0$, $i=1,2$, $j=I,O$. Sin embargo, esta combinación sólo funciona si $\sigma_j^i > 0$, $i=1,2$, $j=I,O$, o sea, si tenemos un impuesto sobre el uso de la tierra. Si $\sigma_j^i < 0$, $i=1,2$, $j=I,O$, o sea, con un subsidio, la ordenación de la tierra por zonas como alternativa al subsidio no permite obtener el óptimo social. En esta situación, con la ordenación de la tierra por zonas podría ocurrir que la casi-renta particular se convirtiera en negativa, y por lo tanto, la empresa decidiera parar su actividad económica resultando en una subutilización de la tierra en comparación con el óptimo social. La ordenación de la tierra a través de la especificación de zonas no puede

obligar a las empresas a operar, mientras que un subsidio por el uso de la tierra corrige esta distorsión de incentivos a través de un aumento de la casi-renta por la cantidad socialmente necesaria. Por lo tanto, la ordenación de la tierra a través de la especificación de zonas es sólo aplicable si la función de emisiones es cóncava o si la tasa de cambio de la productividad de x_1 , $i=1,2$ es menor que la tasa de cambio de las emisiones finales. La regulación por zonas, al igual que el uso de impuestos/subsidios sobre el uso de la tierra, no son necesarias si la función de emisión es lineal en el input o en el output.

Debido a la falta de información, la implementación de nuestros impuestos sobre inputs o outputs, que supone información completa por parte del regulador, puede ser aún complicada. Sin embargo, la parte del modelo relacionada con la intensidad óptima nos proporciona un punto de referencia para comparar nuestro enfoque de información completa con políticas basadas en información incompleta. Aunque estas políticas alternativas son capaces de superar el problema de información asimétrica entre el regulador y las empresas, también existe la posibilidad, cada vez más frecuente, de implementar impuestos sobre inputs o outputs específicos para cada ubicación α a causa de la mejora de la tecnología de detección (por teledetección aplicada al territorio o mejores tecnologías de comprobación). Más aún, hay situaciones donde las empresas tienen incentivos para contratar otras empresas certificadas a las que delegan la aplicación de ciertos inputs

nocivos reduciendo así, tanto la necesidad de recolectar información, como la asimetría informativa entre el regulador y el contaminador. Este es el enfoque que estudiaremos en el próximo apartado.

4.2. El modelo espacial con información asimétrica

En la literatura de la polución de fuentes no puntuales se han planteado distintos enfoques para resolver los problemas asociados con la información asimétrica en el diseño de políticas ambientales.

Varios autores (Griffin y Bromley, 1983, Shortle y Dunn, 1986, y Dosi y Moretto, 1993 y 1994) propusieron utilizar el enfoque del principal agente. Estos trabajos se basan en la suposición de que se puede observar la cantidad de input utilizada como proxy de las emisiones no observables. Además suponen que el regulador conoce el tipo del contaminador perfectamente, o sea, no tenemos un problema de información asimétrica de tipo selección adversa sino sólo de tipo riesgo moral. Xepapadeas (1997) extendió este enfoque al considerar simultáneamente el problema de riesgo moral y selección adversa. Aunque el análisis de estos modelos ayudó a conseguir una mejor comprensión del problema del diseño de políticas relacionado con la contaminación difusa, la relación entre input y emisión no es en general tan estrecha como este enfoque supone. La cantidad de emisiones finales depende de la cantidad de inputs utilizada pero también, y de manera decisiva, de la forma de aplicación de los inputs.

Como alternativa a este enfoque de principal agente, diversos autores propusieron el pago por parte de todos los contaminadores de un impuesto sobre la cantidad de contaminante que supere un estándar \bar{z} fijado previamente, es decir, un impuesto ambiental (véase Segerson, 1988 y Cabe y Harriges, 1992). El pago por parte de cada contaminador corresponde al daño marginal en su totalidad y no sólo al daño marginal que corresponde a su contribución. Por lo tanto, este enfoque no es *budget-balancing*, es decir, el pago total de todos los contaminadores supera los costes sociales de la polución. Como remedio a este problema, Xepapadeas (1991) introdujo la idea de multar o subsidiar aleatoriamente a los contaminadores si sus emisiones totales z superan cierta cantidad \bar{z} . De esta manera, se puede lograr el balance del presupuesto. Aunque este enfoque es teóricamente válido, es muy difícil imaginar que sea políticamente aceptable porque no hay una relación entre el comportamiento individual y la cuantía del impuesto.

A raíz de los problemas descritos en las propuestas anteriores, Xepapadeas (1995) propuso una variante del enfoque del impuesto ambiental consistente en la reducción de este a cambio de la revelación de las emisiones individuales. Esta propuesta da incentivos a revelar información privada de la empresa, sin embargo, continúa basándose en el enfoque de un impuesto ambiental con todos los obstáculos para su implementación. Así pues, para superar los problemas de los enfoques anteriores hace falta diseñar medidas polí-

ticamente viables y que tengan en cuenta la no observabilidad de la aplicación de los inputs. A continuación presentamos un modelo que permite diseñar una política que cumple estos requisitos.

Partimos del modelo espacial del apartado anterior teniendo en cuenta el hecho de que el regulador no puede observar la aplicación del input contaminante en cada una de las industrias. Para incentivar a las empresas a revelar información sobre la aplicación de los inputs, proponemos un sistema de impuesto-subsidio (*deposit-refund system*). A diferencia de la literatura anterior (Kolstad, 2000 y Sigman, 1998), aplicamos este enfoque a un input nocivo e incorporamos el aspecto espacial. Este enfoque se basa en el hecho de que podemos observar la correcta aplicación del input contaminante tanto respecto a la cantidad como a su forma de aplicación, mientras que la aplicación incorrecta¹⁴, menos respetuosa con el medio ambiente, no se puede observar. En base a esto, el regulador da un subsidio a la empresa para incentivar y premiar la aplicación correcta de cada empresa. La introducción de este subsidio puede, a su vez, aumentar el uso del input contaminante, tanto aplicado correctamente como no. Para evitar la sustitución de los demás inputs por el contaminante, nuestro enfoque prevé la introducción de un impuesto sobre la cantidad del input contaminante aplicada correcta e incorrectamente al nivel de la industria.

¹⁴ En lo que sigue, usamos las expresiones "aplicación correcta" versus "aplicación incorrecta" para indicar que se aplican los inputs con mayor garantía versus menor garantía a la hora de evitar emisiones.

Suponemos que la aplicación correcta del contaminante se hace a través de una empresa homologada que certifica para cada industria la cantidad de input aplicada correctamente en cada ubicación. Por ejemplo, en el caso de la agricultura una empresa puede ser homologada para la aplicación de pesticidas, herbicidas o fertilizantes. Las industrias pueden gozar del subsidio sólo si presentan al regulador el certificado expedido por la empresa homologada. En el modelo suponemos que el único input contaminante es distinto en las dos industrias. De esta manera, el regulador sabe la cantidad de input utilizada en cada industria. Por lo tanto, el regulador puede derivar la cantidad de input aplicada incorrectamente a través de la observación de la cantidad total comprada de cada input en cada ubicación α y la cantidad aplicada correctamente, reduciendo así la información asimétrica de tipo riesgo moral.

El modelo

Partimos del modelo espacial definido en el apartado 4.1 donde suponemos que cada industria i , $i=1,2$ usa un único input en su proceso productivo, el input contaminante que ahora denotamos como x_i , $i=1,2$. Como ya hemos mencionado los inputs contaminantes de las dos industrias son diferentes. La cantidad de input que la industria i aplica correctamente en cada ubicación α a través de una empresa homologada la llamamos $x_i^e(\alpha)$. Similarmente, $x_i^i(\alpha)$ denota la cantidad de input aplicada incorrectamente por la propia industria en la ubicación α . Así pues, $x_i(\alpha)=x_i^e(\alpha)+x_i^i(\alpha)$ es la cantidad total de

input aplicada o comprada. A diferencia del modelo original donde todos los costes relacionados con los inputs se incluían en su compra, ahora es necesario diferenciar entre los costes de compra y los costes de aplicación del input. El precio por unidad de input de la industria i en la ubicación α es $w_i(\alpha)$ y es el mismo tanto para las unidades aplicadas correctamente como para las aplicadas incorrectamente. Para la ubicación α , sean $C_i^h(x_i^h(\alpha))$ los costes de aplicación en los que incurre la industria i que decide encargar a una empresa homologada la aplicación de la cantidad $x_i^h(\alpha)$ de input. Similarmente, sean $C_i(x_i^e(\alpha))$ los costes de la industria i de aplicar $x_i^e(\alpha)$ unidades de input incorrectamente. Claramente, para cada industria $i=1,2$ y para cada \bar{x} , $C_i^h(\bar{x}) > C_i(\bar{x})$.

Dado este entorno y teniendo en cuenta un estándar ambiental, el problema de decisión del regulador regional (RA) consiste en determinar para cada ubicación α e industria i , $i=1,2$, $\{x_i^h(\alpha), x_i^e(\alpha), \delta_i(\alpha)\}$ para maximizar los beneficios netos de las dos actividades industriales ubicadas dentro de la región, y viene dado por

$$\max_{\{x_i^h(\alpha), x_i^e(\alpha), \delta_i(\alpha)\}} \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i(\alpha) \left[p_i(\alpha) f(x_i^h(\alpha) + x_i^e(\alpha), \alpha; \beta_i) - k_i - w_i(\alpha)(x_i^h(\alpha) + x_i^e(\alpha)) - C_i^h(x_i^h(\alpha)) - C_i(x_i^e(\alpha)) \right] g(\alpha) d\alpha$$

sujeto a

$$z_0 \geq \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i(\alpha) \left[\phi(x_i^h(\alpha), \alpha; \gamma_i^h) + \phi(x_i^e(\alpha), \alpha; \gamma_i^e) \right] g(\alpha) d\alpha$$

$$x_i^h(\alpha) \cdot g(\alpha) \geq 0, x_i^e(\alpha) \cdot g(\alpha) \geq 0, \delta_i(\alpha) \cdot g(\alpha) \geq 0, i=1,2$$

$$y \left(1 - \sum_{i=1}^2 \delta_i(\alpha) \right) \cdot g(\alpha) \geq 0, \alpha \in [0, \bar{\alpha}], \quad (\text{RA})$$

donde, análogamente al modelo inicial, z_0 denota la cantidad máxima de polución agregada permitida en el receptor y $\phi(x_i^e(\alpha), \alpha; \gamma_i^e)$ es la función de emisiones finales de la industria i que refleja las emisiones que llegan al receptor provenientes de la aplicación de $x_i^e(\alpha)$ unidades de input contaminante en la ubicación. Análogamente, ahora introducimos $\phi(x_i^h(\alpha), \alpha; \gamma_i^h)$ como la función de emisiones finales por unidad de área en las que incurre la empresa homologada que aplica $x_i^h(\alpha)$ unidades de input de la industria i . Las funciones de emisiones son diferenciables en α y en x^h o x_i^e . Los parámetros γ_i^h y γ_i^e y representan los índices que miden la relación de las emisiones respecto a la cantidad de inputs utilizadas por la respectiva tecnología ϕ . Suponemos que las empresas homologadas son más respetuosas con el medio ambiente, por lo tanto, para cualquier industria i y cualquier cantidad de input \bar{x} , $\phi(\bar{x}, \alpha; \gamma_i^h) \leq \phi(\bar{x}, \alpha; \gamma_i^e)$.

El argumento α de las variables/funciones x_i^e , x_i^h , δ_i , p_i , w_i , g , $i=1,2$ y de los multiplicadores de Lagrange $\mu, \lambda, \xi_i^h, \xi_i^e, \eta_i$ introducidos más adelante se suprime para que la notación sea más sencilla, excepto que sea necesario para una notación inequívoca. Teniendo en cuenta la restricción de las variables de decisión obtenemos el Lagrangiano L dado por

$$L \equiv \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i \left[p_i f(x_i^h + x_i^e, \alpha; \beta_i) - k_i - w_i(x_i^h + x_i^e) - C_i^h(x_i^h) - C_i(x_i^e) \right] g d\alpha +$$

$$+ \mu \left(z_0 - \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i [\phi(x_i^h, \alpha; \gamma_i^h) + \phi(x_i^e, \alpha; \gamma_i^e)] g d\alpha \right) + \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \left[\zeta_i^h x_i^h + \zeta_i^e x_i^e + \eta \delta_i \right] + \chi \left(1 - \sum_{i=1}^2 \delta_i \right) g d\alpha.$$

La solución del problema (RA), que suponemos que existe y es única, tiene que cumplir las siguientes condiciones necesarias para cada $\alpha \in [0, \bar{\alpha}]$, ya que g no toma el valor 0:

$$L_{x_i^h} = \delta_i \left(p_i f_{x_i^h}(x_i^h + x_i^e, \alpha; \beta_i) - w_i - (C_i^h)' - \mu \phi_{x_i^h}(x_i^h, \alpha; \gamma_i^h) \right) + \zeta_i^h = 0, \quad i=1,2 \tag{9}$$

$$L_{x_i^e} = \delta_i \left(p_i f_{x_i^e}(x_i^h + x_i^e, \alpha; \beta_i) - w_i - C_i^e - \mu \phi_{x_i^e}(x_i^e, \alpha; \gamma_i^e) \right) + \zeta_i^e = 0, \quad i=1,2 \tag{10}$$

$$L_{\delta_i} = p_i f(x_i, \alpha; \beta_i) - k_i - w_i(x_i^h + x_i^e) - C_i^h(x_i^h) - C_i^e(x_i^e) - \mu(\phi(x_i^h, \alpha; \gamma_i^h) + \phi(x_i^e, \alpha; \gamma_i^e)) + \eta_i - \chi = 0, \quad i=1,2 \tag{11}$$

$$\mu \geq 0, \quad \mu \left(z_0 - \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i [\phi(x_i^h, \alpha; \gamma_i^h) + \phi(x_i^e, \alpha; \gamma_i^e)] g d\alpha \right) = 0 \tag{12}$$

Suponemos que las condiciones de Kuhn-Tucker referentes a las restricciones de la última línea del problema (RA) también se cumplen. Igual que en el modelo (R), el multiplicador de Lagrange μ es constante a través de α porque no se evalúa en un α específico sino en el intervalo entero de su dominio. Sin embargo, χ_i^{e*}, χ_i^{h*} y δ_i , $i=1,2$ y los valores óptimos de χ_i^e, χ_i^h y δ_i varían en función de α . La interpretación de las condiciones de primer orden del

problema (RA) es similar a la de las condiciones de primer orden del problema (R) (véase el apartado 4.1).

Política ambiental (impuesto-subsidio)

En este apartado analizamos la implementación de nuestra propuesta de un sistema impuesto-subsidio para incentivar a las industrias a contratar una empresa homologada que aplique los inputs correctamente. En la siguiente proposición establecemos las condiciones que aseguran la asignación óptima de los recursos usando este sistema.

Proposición 3 (Política espacial e impuesto-subsidio)

Siempre que se puedan observar las tecnologías γ , γ^h y β , la cantidad comprada del input contaminante por cada industria en cada ubicación y exista una empresa homologada, se obtiene una política óptima determinada por un sistema impuesto-subsidio dada por

(a) un impuesto espacialmente diferenciado sobre la cantidad total comprada de input contaminante $\tau_i(\alpha)$ igual a

$$\tau_i(\alpha) = \mu^* \phi_{x_i^e}(x_i^{e*}(\alpha), \alpha; \gamma_i^e), \quad i=1,2,$$

(b) un subsidio espacialmente diferenciado sobre la cantidad de input aplicada correctamente por cada industria igual a

$$s_i(\alpha) = \tau_i(\alpha) - \mu^* \phi_{x_i^h}(x_i^{h*}(\alpha), \alpha; \gamma_i^h), \quad i=1,2 \text{ y}$$

(c) un impuesto o subsidio espacialmente diferenciado sobre el uso de la tierra $\sigma_i(\alpha)$ igual a

$$\sigma_i(\alpha) = s_i(\alpha) \cdot x_i^{h*}(\alpha) - \tau_i(\alpha) \cdot (x_i^{e*}(\alpha) + x_i^{h*}(\alpha)) + \mu^* (\phi(x_i^{e*}, \alpha; \gamma_i^e) + \phi(x_i^{h*}, \alpha; \gamma_i^h)) \geq 0, \quad i=1,2.$$

En adelante suprimimos el argumento α de los impuestos y subsidios $\tau_p, s_p, \sigma_p, i=1,2$ para que la notación sea más sencilla, excepto que sea necesario para una notación inequívoca.

Demostración. La Proposición 3 se puede verificar directamente a través de las ecuaciones (9)-(12). El problema de decisión particular de maximización de los beneficios netos de cada empresa teniendo en cuenta el funcionamiento competitivo del mercado del suelo coincide con la asignación óptima a nivel regional sin tener en cuenta la contaminación. Así pues, el problema consiste en maximizar los beneficios netos de las dos actividades industriales ubicadas dentro de la región sin tener en cuenta el estándar ambiental. No obstante, las empresas se enfrentan a una regulación del margen intensivo a través de un impuesto sobre la cantidad total de input y un subsidio sobre la cantidad de input aplicada por la empresa homologada. Además, se enfrentan a una regulación del margen extensivo a través de un impuesto sobre el uso de la tierra que puede ser positivo o negativo. Es decir,

$$\max_{\{x_i^h, x_i^e, \delta_i\}} \left\{ \int_0^{\bar{\alpha}} \sum_{i=1}^2 \delta_i (p_i f(x_i^h + x_i^e, \alpha; \beta_i) - k_i - \right.$$

$$w_i(x_i^h + x_i^e) - C_i^h(x_i^h)$$

$$\left. - C_i^e(x_i^e) - \tau_i \cdot (x_i^h + x_i^e) + s_i \cdot x_i^h - \sigma_i) + \Psi \right\} g d \alpha$$

donde

$$\Psi = \sum_{i=1}^2 (\zeta_i^e x_i^e + \zeta_i^h x_i^h + \eta_i \delta_i) + \chi \left(1 - \sum_{i=1}^2 \delta_i \right).$$

Las condiciones necesarias de este problema demuestran que si

$$\tau_i(\alpha) - \mu^* \phi_{x_i^h} (x_i^{h*}(\alpha), \alpha; \gamma_i^h)$$

$$(x_i^{h*}(\alpha), \alpha; \gamma_i^h)$$

$$\sigma_i(\alpha) = s_i(\alpha) \cdot x_i^{h*}(\alpha) - \tau_i(\alpha) \cdot (x_i^{e*}(\alpha) + x_i^{h*}(\alpha)) +$$

$$\mu^* (\phi(x_i^{e*}, \alpha; \gamma_i^e) + \phi(x_i^{h*}, \alpha; \gamma_i^h)),$$

el óptimo particular coincide con el óptimo social dado por las ecuaciones (9)-(12). q.e.d.

Es importante notar que el signo de σ_i puede ser positivo o negativo. Adicionalmente, el resultado presentado en la Proposición 3 coincide con el de la parte 2 de la Proposición 1 si $x_i^{h*} = 0$ para cada $i=1,2$.

Bajo nuestro punto de vista, el enfoque impuesto-subsidio que presentamos es aplicable pues todos los datos necesarios son observables. Sin embargo, el $\pi(\alpha)$ requiere poder separar el mercado de inputs espacialmente. Como esto no es posible, proponemos que se aplique un impuesto único en toda la región que corresponda al valor $\tau^{max} = \max_{\alpha} \pi(\alpha)$. Las empresas que residan en zonas con un $\pi(\alpha)$ menor al τ^{max} , tienen la posibilidad de recuperar la diferencia a través de la declaración del impuesto de sociedades.

5. CONCLUSIONES

En este artículo describimos las características biofísicas de la contaminación difusa y evaluamos sus implicaciones para el análisis económico y para el diseño de las políticas ambientales. Para la contaminación difusa, en contraposición a

la contaminación puntual, no conocemos quien contamina ni la cantidad de polución emitida por los distintos contaminadores. Además, el problema del diseño de la política ambiental se agrava a causa de la heterogeneidad de las condiciones biofísicas relacionadas con los procesos de transporte y transformación del contaminante desde su origen de emisión hasta su llegada al receptor. Como solución a este problema el artículo propone incorporar la dimensión espacial al análisis económico con el fin de diseñar una política ambiental mejor ajustada a las características biofísicas de cada ubicación. De esta manera se puede relacionar con más precisión la cantidad de inputs utilizada y la cantidad de emisiones resultantes. Los resultados demuestran que una regulación respecto del margen intensivo (impuesto sobre el input o el output) tiene que ir acompañada por una regulación del margen extensivo (ordenación de la tierra por zonas o impuesto positivo o negativo sobre el uso de la tierra). Sólo si las funciones de producción son de proporciones fijas o las funciones de emisión son lineales en el input o en el output, la regulación exclusiva del margen extensivo o del margen intensivo, respectivamente, es suficiente para establecer el óptimo social. Sin embargo, los distintos instrumentos del margen intensivo o extensivo no se pueden aplicar indistintamente. El impuesto sobre el output se puede aplicar sólo en condiciones más restrictivas que el impuesto sobre el input. Igualmente la ordenación del suelo por zonas es sólo eficiente si el impuesto sobre el uso de la tierra es negativo.

La incorporación de la dimensión espacial permite relacionar de una manera más adecuada la cantidad de inputs utilizada con la cantidad de emisiones que llegan al receptor. Sin embargo, la relación entre inputs utilizados y emisiones depende también, y en gran medida, de la aplicación de los inputs, tanto por lo que respecta a la cantidad como a los aspectos técnicos de la aplicación. Dado que el regulador no puede observar la aplicación de los inputs, existe un problema de riesgo moral. Como solución a este problema, proponemos utilizar un sistema de impuesto-subsidio (*deposit-refund system*) que permitirá precisar aún más la relación entre inputs y emisiones. La combinación de aspectos espaciales y del sistema de impuestos-subsidios sugiere el diseño de políticas basándose en la regulación de los inputs.

Este trabajo considera el problema de riesgo moral respecto a la aplicación correcta o incorrecta de los inputs y la heterogeneidad biofísica a través de incorporar la dimensión espacial. Sin embargo, partimos de la idea de que todas las empresas son homogéneas y, por lo tanto, se pueden representar por una única empresa representativa. Como extensión de esta línea de investigación proponemos la incorporación de la heterogeneidad de las características económicas de las empresas. De esta manera, se podrían definir las políticas ambientales a medida para cada empresa en función de su ubicación y sus características económicas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BOGGES, W.G., E.G. FLAIG y C.M. FONYO (1993). "Florida's Experience with Managing Nonpoint Source Phosphorus Runoff into Lake Okeechobee" en *Theory, Modeling and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*, editado por C.S. Russell y J.F. Shogren, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- BRADEN, J.B. y K. SEGERSON (1993). "Information Problems in the Design of Nonpoint Pollution" en *Theory, Modeling and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*, editado por C.S. Russell and J.F. Shogren, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- CABE, R. y J. HARRIGES (1992). "The Regulation of Nonpoint-Source Pollution Under Imperfect and Asymmetric Information", *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, 34-146.
- CHESTERS, G. y L. SCHIEROW (1985). "A Primer on Nonpoint Pollution", *Journal of Soil and Water Conservation*, 40, 9-13.
- DOSI, C. y M. MORETTO (1993). "NPS Pollution, Information Asymmetry, and the Choice of Time Profile for Environmental Fees" en *Theory, Modeling and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*, editado por C.S. Russell y J.F. Shogren, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- DOSI, C. y M. MORETTO (1994). "Nonpoint Source Externalities and Polluter's Site Quality Standards Under Incomplete Information" en *Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Policy Analysis*, editado por T. Tomasi y C. Dosi, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- EUROPEAN COMMISSION (2001). *Handbook for Implementation of European Union Environmental Legislation* (<http://europa.eu.int/comm/environment/enlarg/handbook/handbook.pdf>, 11/06/2001).
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (1998). *Europe's Environment: The Second Assessment*. Luxembourg.
- FREEMAN, M. (1990). "Water Pollution Policy" en *Policies for Environmental Protection*, Washington, DC, Resources for the Future.
- GOETZ, R. y D. ZILBERMAN. (2000). "The dynamics of spatial pollution: The case of phosphorus runoff from agricultural land", *Journal of Economic Dynamics and Control*, 24: 143-163.
- GRIFFIN, R.C. y D.W. BROMLEY (1983). "Agricultural Runoff as a Nonpoint Externality: A Theoretical Development", *American Journal of Agricultural Economics*, 70, 37-49.
- HENDERSON, J. (1977). "Externalities in a spatial context: The case of air pollution", *Journal of Public Economics*, 7: 89-110.
- HOCHMAN, E., D. PINES y D. ZILBERMAN. (1977). "The Effects of Pollution Taxation on the Pattern of Resource Allocation: the Downstream case", *Quarterly Journal of Economics*, 91 (4): 625-638.
- HOCHMAN, O. y H. OFEK. (1979). "A Theory of the Behavior of Municipal Governments: The case of Internalizing Externalities", *Journal of Urban Economics*, 6: 416-431.
- KIM, C.S., J. HOSTETLER y G. AMACHER (1993). "The Regulation of Groundwater Quality with Delayed Responses", *Water Resources Research*, 29 (5): 1369-1377.
- KOLSTAD, C.D. (2000). *Environmental Economics*, Oxford University Press, New York.
- OCDE (1994). *The Environmental Taxes in OECD Countries*, Publicaciones de la OCDE, Paris.
- OCDE (1998). *The Environmental Effects of Reforming Agricultural Policies*, Publicaciones de la OCDE, Paris.
- SEGERSON, K. (1988). "Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control", *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, 88-98.
- SHORTLE, J.S. (1996). "Environmental Federalism and the Control of Water Pollution from US Agriculture: Is the Current Allocation of Responsibilities Between National and Local Authorities About Right?" en *Environmental Policy with Political and Economic Integration*, editado por J.B. Braden, H. Folmer y T.S. Ulen, Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- SHORTLE, J.S y D.G. ABLER (1998). "Nonpoint pollution" en *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1997/1998*, editado por H. Folmer y T. Tietenberg, Edward Elgar, Cheltenham UK.

- SHORTLE, J.S. y J.W. DUNN (1986). "The Relative Efficiency of Agricultural Source Water Pollution Control Policies", *American Journal of Agricultural Economics*, 68, 668-677.
- SIGMAN, H. (1998). "Mignight dumping: public policies and illegal disposal of used oil", *RAND Journal of Economics*, 29 (1): 157-178.
- TOMASI, T., K. SEGERSON y J.B. BRADEN. (1994). "Issues in the Design of Incentive Schemes for Nonpoint Source Pollution Control" en *Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Policy Analysis*, editado por T. Tomasi y C. Dosi, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- TOMASI, T. y A. WEISE. (1994). "Water pollution in a spatial model" en *Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Analysis*, Chapter 7, editado por C. Dosi y T. Tomasi, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- VAN KOOTEN, G.C. y A. SCHMITZ. (1992). "Preserving Waterfowl Habitat on the Canadian Prairies: Economic Incentives Versus Moral Suasion", *American Journal of Agricultural Economics*, 74, 79-89.
- XEPAPADEAS, A. (1991). "Environmental Policy Under Imperfect Information: Incentives and Moral Hazard", *Journal of Environmental Economics and Management*, 20, 113-126.
- XEPAPADEAS, A. (1995). "Observability and choice of instrument mix in the control of externalities", *Journal of Public Economics*, 56, 485-498.
- XEPAPADEAS, A. (1997). "Regulation of mineral emissions under asymmetric information", en *Policy Measures to Control Environmental Impacts from Agriculture in the European Union-Volume 2: Mineral Emissions*, editado por Eirik Romstad, Jesper Simonsen y Arild Vatn, Reading: CAB International Publishers.