

TUJ 74°

(2º set.)

Universidad Carlos III de Madrid

Departamento de Economía

Tesis Doctoral:

Estructura de Mercado, Tiempo y Múltiples Objetivos:

Ensayos Sobre la Teoría e Implementación de la Política Ambiental

Autora: Noemi Padrón Fumero

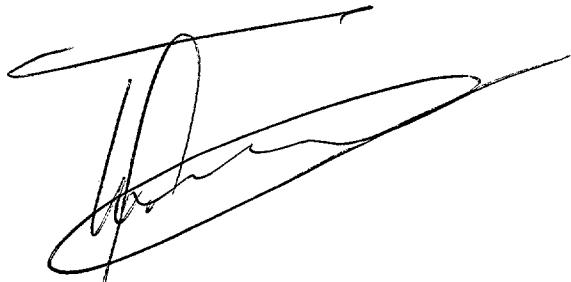
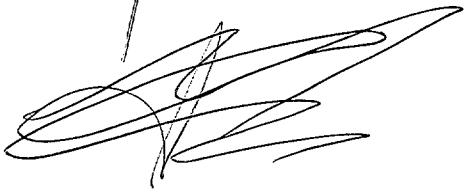
Director: Emmanuel Petrakis



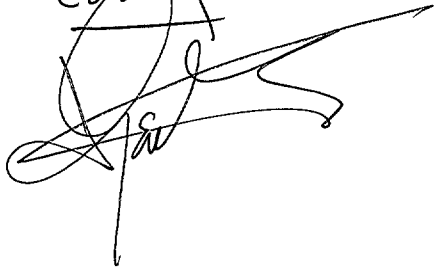
Abril, 1997

DONACION

Barber

A handwritten signature in cursive script, appearing to be 'Barber', written over a horizontal line.A highly stylized and scribbled handwritten signature.

Barney

A handwritten signature in cursive script, appearing to be 'Barney', written over a horizontal line.

Agradecimientos

(Prélude)

Ha sido un periodo largo e intenso, lleno de experiencias, el que me ha llevado la realización de esta tesis en la Universidad Carlos III de Madrid. Años en los que no sólo he trabajado como profesora ayudante y asociada en esta universidad, y finalmente como profesora visitante en la Universidad Pompeu Fabra (de Barcelona), sino que he participado y organizado seminarios, cursos y proyectos relacionados con el campo de la economía ambiental.

La realización de este trabajo de investigación me ha proporcionado una formación profesional y personal que no hubiese sido posible sin la ayuda de muchas personas. Mirando atrás, queda además el amor de muchos amigos y el sabor del buen vino. De ambos he aprendido que lo que realmente vale la pena disfrutar en esta vida no tiene precio, ni siquiera “sombra”.

(Allemande)

Quiero agradecer, en primer lugar, a Carlos San Juan de Mesonada y a Luís Rodríguez Romero la oportunidad que me brindaron de incorporarme al programa de doctorado de la Universidad Carlos III de Madrid bajo su dirección. En este momento aprecio la libertad que me brindaron para desarrollar mi



trabajo y el apoyo que recibí siempre, incluso cuando tomamos la decisión de cambiar la dirección. Todo este trabajo no se hubiera realizado sin su guía y finalizado sin su actitud.

Muchos han sido los profesores que han dedicado su tiempo y su experiencia a esta tesis en la Universidad Carlos III. Agradezco especialmente a Santos Pastor Prieto su apoyo y sus valiosas críticas que, conciliando la visión económica y jurídica de la problemática ambiental, han contribuido a mi formación. Su postura conciliadora, más allá del campo mencionado, y su disposición en todo momento me merecen el máximo respeto. Agradezco también el apoyo que siempre me prestaron Félix Lobo Aleu y Juan Romo Urroz.

La dedicación de Emmanuel Petrakis junto con otros profesores en el área de Organización Industrial en el departamento se ha consolidado en un grupo de trabajo dinámico, integrando a los estudiantes de postgrado, del que sin duda me he beneficiado. Agradezco los comentarios y el apoyo de todos ellos, y muy especialmente de Praveen Kujal. Afortunadamente, los islotes se unen.

(Courante)

El Departamento de Economía ha sido mi primera casa y mi familia durante mucho tiempo. Mis compañeros de doctorado han estado siempre disponibles para lo bueno y lo malo. Su apoyo moral y su magnífica formación han con-

tribuido a la obra. Trabajar con José Luis Moraga en uno de los proyectos que forman este trabajo de investigación ha sido una experiencia enriquecedora profesional y personalmente. A él agradezco su paciencia, su valiosa contribución y los momentos de mayor alegría que me ha proporcionado esta tesis. Quiero dar las gracias muy especialmente a José Antonio García y a Eva Presa, por su paciencia y sus valiosos comentarios, así como por las tardes de piscina con trabajo, y a Juan José Ganuza. A Begoña Álvarez tengo muchísimo que agradecerle también. Su amistad, su medida de la vida y su gran corazón me han ayudado en los momentos más difíciles. Por la de vos.

(Sarabande)

La experiencia más enriquecedora en este periodo ha sido mi estancia en la Universidad de Tilburg durante seis meses. Los frutos de aquel intenso periodo en los Países Bajos han sido muchos y continúan marcando seriamente mi trabajo y mi otra vida. Agradezco sinceramente la acogida que, de la mano del profesor Aart de Zeeuw, me dio el grupo de *Millieu Economie* del Departamento de Economía de dicha universidad. A él le agradezco no sólo su apoyo y sus valiosos comentarios durante aquellos meses sino además una valiosa amistad. Mi agradecimiento también a Willem van Groenendaal por darle el camino adecuado al trabajo empírico de esta tesis. A él le debo mi formación en economía de la energía y del sector eléctrico, y más. Peter Kort

me proporcionó formación en las políticas dinámicas óptimas de inversión de la empresa y su tiempo.

Trabajar con Talitha Feenstra en uno de los trabajos de la obra ha sido muy enriquecedor y también divertido. A ella le agradezco especialmente su dedicación y su amistad, esperando que el futuro nos brinde la oportunidad de continuar la experiencia. Uno de los trabajos más importantes de aquel periodo, que no puedo incluir como capítulo, se llama *Vriendshap*. La contribución de mis coautores, Rob Aalbers y Henk van Houtum, ha sido y sigue siendo fundamental. A ambos quiero expresar mi agradecimiento y mi amor. Mi agradecimiento se extiende a todos los *AIO's* del *millieu lunch* que contribuyeron con sus valiosos comentarios, inspiración, paciencia y amistad. “*Je bent een Zeehondje*”. A Olaf Siebert, a su familia y a sus amigos les agradezco su amor, su apoyo y el *Schoobelar*, y sobre todo, su honestidad.

(Mennuet I)

Mi director, Emmanuel Petrakis, ha hecho posible que mi investigación tomara el rumbo, la forma y el final adecuado. Desde los comienzos mostraste interés por mi trabajo, proporcionando una visión adecuada a mis objetivos y definiendo el método que requería la tesis. Finalmente, tu supervisión de los trabajos que, en tan distintas áreas, componen la tesis y tus valiosos comentarios me han proporcionado la guía y la seguridad para terminar. Mi

agradecimiento va más allá de estas palabras como tu contribución va más allá también de este trabajo.

(Menuet II)

Tantas cosas se me quedaron en el camino. Sueños, batallas perdidas y mucho más. Es como si un naufragio hubiera marcado el destino, dejando los escombros y mis anhelos esparcidos a la orilla del Cotillo. Miro al horizonte y te veo de pie como un marino en la proa del barco. Y la luz del atardecer me llena de esperanza al verte partir firme, sin mi destino, con las velas llenas de vientos nuevos. LLevandote *mi tesoro* más valioso.

Todo recto, la segunda a la derecha. Un día descubrí entre los papeles de la tesis una sombra y desde entonces vivo en la isla de nunca-jamás, donde la ilusión nunca se pierde y todos los sueños se hacen realidad. Por la música y por otros universos. Mi ventana permanece abierta.

A los niños perdidos, todos mis amigos, por las aventuras y por su apoyo incondicional.

(Menuet III)

Finalmente quiero agradecer a mi adorable familia la comprensión y el apoyo incondicional que me han brindado todos estos años. Mis padres, Carmen y José Antonio, se merecen muchos créditos. Sus lecciones de amor, sus

buenos consejos y sus sacrificios personales me han permitido disfrutar de una vida de ensueños (a pesar de). Ellos son mi mayor orgullo y a ellos dedico este esfuerzo y todo mi amor.

Resumen

Uno de los problemas fundamentales a los que se enfrenta actualmente la sociedad es la corrección de las externalidades ambientales que generan las técnicas de transformación de recursos y las pautas de consumo. Con este objetivo, las políticas ambientales tratan de inducir, a través de distintos instrumentos, cambios en los precios relativos de los recursos de tal forma que reflejen el coste social que supone el daño causado al entorno natural. Por un lado, distinguimos aquellos instrumentos que afectan directamente las decisiones de inversión de las empresas, obligando a la utilización de determinadas tecnologías o al cumplimiento de límites de contaminación específicos. Por otro lado, se encuentran aquellos instrumentos que, afectando directamente los precios relativos de los recursos, tratan de alcanzar determinados objetivos de reducción de la contaminación por parte de las empresas. El trabajo

de investigación que se presenta a continuación tiene como objetivo principal analizar las propiedades de los distintos instrumentos de política ambiental bajo un conjunto de hipótesis sobre las estructuras de los mercados en los que se aplican así como sobre los marcos institucionales en los que se circunscriben dichas políticas.

La primera parte de la tesis contiene dos contribuciones teóricas que analizan, en primer lugar, los efectos de la política ambiental en mercados oligopolísticos con productos no homogéneos, un problema relacionado con la regulación de mercados o productos ecológicos y, en segundo lugar, el impacto de los instrumentos de política ambiental cuando se utilizan límites de reducción de la contaminación graduales y con horizontes temporales finitos. La segunda parte de la tesis analiza la implementación de la política ambiental en un problema caracterizado por la existencia de múltiples objetivos en la función de toma de decisiones del regulador. Este trabajo empírico, centrado en el control de la contaminación generada por el Sistema Eléctrico Español (SEE), consta de dos estudios. En el primero de ellos se evalúan los costes de oportunidad implícitos en la estructura tecnológica actual del sistema eléctrico cuando los objetivos son: la minimización de costes de generación, la maximización del uso del carbón nacional y la minimización de las emisiones causantes de la lluvia ácida. Los conflictos que surgen entre estos objetivos son analizados con

más detalle en el segundo de los trabajos empíricos, donde se evalúan los efectos contraproducentes de la política actual de control de emisiones procedentes de grandes instalaciones de combustión y se simulan políticas ambientales alternativas.

El primer capítulo analiza los efectos de la política ambiental cuando se aplica en mercados de productos verticalmente diferenciados. Los consumidores valoran de forma heterogénea las características ambientales asociadas a los productos que compran. Como consecuencia las dos empresas que proveen el mercado eligen primero la tecnología de reducción de contaminación y, en segundo lugar, los precios de sus productos. Bajo esta estructura de mercado se ha demostrado que la aplicación de un estándar de contaminación que trate de inducir mejores tecnologías de producción de ambas empresas induce comportamientos estratégicos de las empresas que pueden resultar, finalmente, en mayores niveles de contaminación. Se analizan por tanto los efectos de las subvenciones directas a las tecnologías de control de la contaminación y de los impuestos ad-valorem uniformes y no uniformes.

La contribución principal de este capítulo es que, cuando las externalidades ambientales están determinadas tanto por las características contaminantes del producto como por las cuotas de mercado cubiertas por las distintas empresas, aquellas políticas que inducen una mayor diferenciación relativa de producto,

afectando en menor medida la competencia en precios y, por tanto, las cuotas de mercado, tenderán a generar reducciones mayores de las externalidades ambientales.

El segundo capítulo estudia las propiedades de los instrumentos de política ambiental cuando los objetivos sociales de reducción de la contaminación se definen bajo condiciones dinámicas. Concretamente, se analiza la política de banco de permisos de contaminación (*banking policy*) – bajo la que las empresas reducen la contaminación por encima de los niveles obligatorios en fases iniciales y que son certificados para su uso en fases futuras – cuando los estándares son escalonados y tienen un límite temporal específico. Para ello, se construye un modelo de optimización de la senda de inversión de una empresa que se enfrenta a dichos estándares y puede realizar una transferencia intertemporal de sus emisiones. Los estudios previos sobre la dinámica de los instrumentos de política ambiental, caracterizados principalmente por el uso de horizontes temporales infinitos, demuestran que la efectividad en costes y el orden de instrumentos tales como estándares, impuestos sobre emisiones y mercados de permisos no difieren de cuando su análisis se realiza en entornos estáticos. Sin embargo, nuestro trabajo demuestra que tanto la literatura teórica como la evaluación de la efectividad de las políticas ambientales actuales han subestimado el marco institucional en el que se inscribe el diseño de dichos instrumentos.

De hecho, la simple transferencia intertemporal de contaminación implícita en la política de banqueo induce no sólo ahorros en costes significativos para las empresas sino una anticipación en el tiempo de la reducción de sus niveles de contaminación.

La contribución de este trabajo debe enmarcarse en las propiedades de eficiencia dinámica de las políticas ambientales, en general, y de los permisos de emisión transferibles en concreto, entendida como los incentivos que dichas políticas dan a las empresas para invertir en innovación tecnológica y la dirección en la que se impulsan dichas innovaciones.

La segunda parte de la tesis se centra en los conflictos reales que surgen a la hora de aplicar políticas ambientales en sectores que se enfrentan a otros tipos de regulación o de restricciones sociales. Se analiza la aplicación de políticas ambientales en el Sistema Eléctrico Español (SES) por la importancia de su contribución a las emisiones de dióxido de azufre nacionales, relacionadas principalmente con el uso de un factor de producción, el carbón de origen nacional. La política actual de protección de la minería nacional en forma de subvenciones y cuotas, genera pérdidas de eficiencia en la producción de energía eléctrica. En el corto plazo, dichas pérdidas se derivan tanto del uso de un factor de producción con precio no competitivo como de la distorsión del despacho óptimo de producción entre las distintas plantas disponibles, es

decir, de la sustitución de tecnologías más competitivas. En el largo plazo, las pérdidas de eficiencia están relacionadas con el hecho de que la modernización del parque tecnológico existente sufre un retraso considerable con respecto a las nuevas tecnologías disponibles, más eficientes y menos contaminantes.

Los resultados demuestran que no sólo existe un conflicto de tipo tecnológico, principalmente, entre los objetivos de utilización de carbón nacional y de reducción de la contaminación, sino que la política actual de límites de inmisión de las plantas de generación térmica aumenta las pérdidas de eficiencia en el sector y no corrige los problemas de contaminación. La aplicación empírica utiliza técnicas de programación lineal para simular con los datos tecnológicos reales de las plantas de generación de electricidad disponibles en la actualidad el despacho anual de energía eléctrica en el corto plazo. Esta segunda parte se estructura en tres capítulos.

El tercer capítulo, de forma introductoria, describe el marco institucional y la estructura tecnológica del sector eléctrico español, objetivo del análisis empírico. El capítulo cuarto evalúa los costes de oportunidad a los que se enfrenta previamente la sociedad cuando la función de toma de decisiones se compone de tres objetivos: en primer lugar, la minimización de los costes de generación; en segundo lugar, la minimización del stock de carbón nacional no utilizado – o de forma equivalente, la maximización del uso de carbón nacional;

y, en tercer lugar, la minimización de las emisiones de dióxido de azufre vertidas a la atmósfera por las plantas de tecnología térmica. Utilizando técnicas de optimización multicriterio se realiza un análisis cuantitativo de los conflictos y posibles paralelismos entre estos objetivos. Se obtienen medidas del coste de oportunidad del uso de carbón nacional, dada la estructura tecnológica actual del SES, en términos del aumento del coste de producción de electricidad y de aumento de la contaminación.

El quinto y último capítulo simula los efectos de la actual política ambiental a la que se enfrentan las empresas eléctricas, por la que se limita exclusivamente los índices de inmisión de SO_2 en periodos de 48 horas y mensuales. Teniendo en cuenta que la política de protección de la minería nacional se mantiene y que las empresas no han realizado ningún tipo de inversión en tecnología descontaminante, el cumplimiento de la legislación vigente se basa exclusivamente en la combinación de carbones nacionales con carbones extranjeros – con mayor eficiencia calorífica y menor contenido de azufre. Dicha opción de reducción de la contaminación tiene dos efectos: por un lado, reduce el ratio de emisión por unidad de producto de cada planta y, por tanto, sus niveles de inmisión diarios; por otro, dado que las plantas tienen garantizado un nivel de producción suficiente para quemar las cuotas de carbón nacional asignadas anualmente, aumenta el nivel de producción de dichas plantas. De hecho, las

simulaciones llevadas a cabo demuestran que las unidades de carbón nacional no sólo aumentan considerablemente sus niveles de producción para cumplir con los estándares, sino que tienen incentivos a realizar la producción con los menores niveles de eficiencia.

La evaluación negativa de los incentivos y de los efectos que produce la política de estándares en este sector sugiere la utilización de otro tipo de instrumentos que introduzcan un coste de oportunidad entre la reducción del coeficiente de emisión y de consumo de las plantas de generación térmicas y el incremento de la producción necesario para la plena utilización de las cuotas de carbón nacional. Por ello, se simula un mercado de permisos de emisión de SO₂ bajo distintos marcos institucionales, manteniendo tanto la política de carbón nacional como la de no inversión en tecnología descontaminante. Los resultados demuestran que todas las plantas, tanto las deficitarias de permisos como las que están en situación de superavit, explotan los incentivos a la máxima eficiencia en la producción de electricidad. Se minimiza por tanto la distorsión del despacho de energía y se limita efectivamente el total de las emisiones generadas por el sector.

La implementación de un instrumentos de estas características permite el control del ratio de emisión de las plantas y del nivel global de emisiones con la máxima flexibilidad dentro del sistema. Ello se demuestra a través de la sim-

ulación de un impuesto sobre las emisiones de SO_2 basado en las valoraciones monetarias del daño que ocasionan dichas emisiones y con un estándar de emisión anual por planta. Finalmente, se tiene en cuenta la posibilidad de inversión en tecnologías desulfurantes, ampliamente utilizadas en otros países, y se demuestra que los costes de la política actual de combinación de carbones superan los costes de las inversión a realizar para cumplir con los actuales límites de emisión.

Capítulo 1

La contaminación ligada al consumo: un estudio sobre la aplicación de subsidios e impuestos en un oligopolio medioambientalmente diferenciado*

*Este trabajo se ha desarrollado a partir de un proyecto de investigación con José L. Moraga González. Agradecemos a Jean-Pierre Benoit, Anette Boom, Franz Hubert, Massimo Motta, Emmanuel Petrakis y Joanna Poyago sus útiles comentarios y sugerencias en dicho proyecto.

Resumen

En este trabajo se evalúa la efectividad de políticas alternativas para reducir la contaminación agregada en un mercado verticalmente diferenciado. Dos empresas escogen primero su calidad medioambiental y después sus precios en un mercado donde los consumidores difieren en sus valoraciones de las características ambientales asociadas a los productos. En primer lugar se muestra como un impuesto ad valorem uniforme aumenta sin lugar a dudas el nivel de contaminación del mercado. Cuando el tipo impositivo se establece en favor del producto más respetuoso con el medio ambiente, la contaminación agregada disminuye. Finalmente, los subsidios directos a la tecnología siempre hacen disminuir la contaminación.

1 Introducción

La gran mayoría de bienes se hallan disponibles hoy en día en una gran variedad de tipos con impactos sobre el medio ambiente sustancialmente diferentes entre sí. Los productos respetuosos con el medio ambiente coexisten en el mercado con versiones más dañinas. Como ejemplos de productos *verdes* podemos citar los detergentes biodegradables, las pilas sin mercurio, el papel reciclado, la gasolina sin plomo, los vehículos de bajo consumo, los alimentos obtenidos de forma natural, productos en envases reciclables o productos que pueden ser reciclados. Por lo general, los productos verdes se venden a unos precios más elevados que sus variantes en competición, incluso cuando el resto de características del producto son exactamente las mismas. La razón del éxito de esta coexistencia de productos es obviamente que los consumidores, algunos más que otros, están dispuestos a gastar más dinero en productos ecológicos. El motivo por el que los consumidores se comportan de esta forma es una cuestión controvertida. Se podría argumentar que los consumidores creen que pueden contribuir significativamente a lograr una reducción de la contaminación en el medio ambiente. Aunque lo que realmente hace cambiar el estado del medio ambiente es una acción colectiva, el hecho de comprar productos ecológicos es *per se* una acción gratificante y puede llegar a influir en las actitudes que una

empresa toma con respecto al medio ambiente. ¹ Sea cual sea la razón, la actitud mostrada por los consumidores tiene un potencial de efectos positivos sobre el medio ambiente. ² Aunque la etiqueta "no daña el medio ambiente" todavía no es una característica demasiado común en los mercados, cabe esperar que cada vez más mercados desarrollen variedades ecológicas o, y esto es lo que realmente nos concierne aquí, que las empresas compitan a un ritmo creciente por las características ecológicas y por los servicios asociados a los productos que ofrecen.

Estos argumentos sugieren que los modelos verticales de diferenciación de productos proporcionan el marco adecuado para analizar la provisión de servicios ambientales en los mercados y para analizar el impacto de las políticas alternativas de regulación en esta provisión y en la resultante contaminación

¹De acuerdo con la bibliografía sobre ciencias políticas, la acción individual es una de las cinco dimensiones que conforman la conciencia ecológica e incluye todo comportamiento ecológico individual, como por ejemplo el consumo de productos no agresivos con el medio ambiente, de productos ecolabeled y la recogida selectiva de residuos. La expresión conciencia ecológica comprende elementos dentro de cinco dimensiones diferentes: afectiva, cognoscitiva, conativa, acción individual y acción colectiva.

²Influenciar el consumo a través de la información y la educación puede ser un método para mejorar el medio ambiente. De hecho, las agendas políticas de los países industrializados incluyen ayudas financieras y legislativas a los productos verdes (por ejemplo: ecobalances y ecoauditing) así como programas sociales y educativos.

agregada.³ Los últimos trabajos realizados sobre provisión de calidad en mercados diferenciados han demostrado como las políticas de regulación pueden ser beneficiosas, sin lugar a dudas, para mejorar el bienestar. Por ejemplo, la imposición de un estándar de calidad mínimo mejora el bienestar social ya que, en un equilibrio regulado, se suministran productos de mayor calidad y un mayor número de consumidores se muestran activos (Ronnen (1991)). Sin embargo, cuando examinamos las externalidades sobre el medio ambiente, el segundo dato puede resultar contraproducente debido a que la contaminación agregada depende tanto de las ventas totales como de las emisiones unitarias de los productos. Nuestro argumento es que la política medioambiental en industrias diferenciadas debe tener en cuenta no sólo los efectos derivados de los reajustes de calidad sino también aquellos que se deriven de la reasignación

³Los efectos de la política medioambiental en mercados oligopolísticos homogéneos han sido ampliamente analizados en la bibliografía sobre organización industrial: Buchanan (1969) y Oates y Strassman (1984) en un monopolio, Ebert (1991) en un duopolio de Cournot y Katsoulakos y Xepapadeas (1992) y Requate (1992) en un oligopolio. Todos ellos se centran en la creación de tarifas de emisión pigouvianas óptimas. En general, un impuesto de emisión óptimo dentro de estructuras de mercado no competitivas no alcanza los daños externos marginales y tiene distorsiones del output mínimas. Además, la sobreinternalización de daños al medio ambiente en estructuras de mercado de oligopolios tiende a reducir el número de empresas, el output de las empresas y, por consiguiente, los niveles totales de contaminación. Este argumento ha contribuido de forma concreta a reducir la preocupación por los impuestos de la política medioambiental en el caso de las industrias de oligopolios.

de consumidores.

Moraga y Padrón (1997) muestran como un estandar de contaminación máximo induce comportamientos estratégicos de las empresas reguladas que afectan tanto a las características ambientales de sus productos como a las cuotas de mercado. En consecuencia, los niveles de contaminación en el mercado pueden aumentar en vez de disminuir. Este trabajo, basado en el mismo modelo de diferenciación medioambiental de mercado, estudia los efectos de los subsidios destinados a la tecnología y de los impuestos ad valorem en la contaminación agregada del equilibrio en un mercado diferenciado ecológicamente. Consideraremos dos empresas que primero escogen la calidad medioambiental de sus productos y después sus precios. Los consumidores difieren en su valoración de las características ecológicas de los productos. Como resultado, el equilibrio (no regulado) se caracteriza por la coexistencia de dos variedades de un producto identificadas por sus niveles de emisión unitarios.

Hasta la fecha, tenemos noticia de tres artículos que han estudiado los efectos de las políticas destinadas a proteger el medio ambiente en un mercado diferenciado, y son Motta y Thisse (1993), Cremer y Thisse (1994) y Constantatos y Sartzetakis (1996). Al igual que sucede en nuestro trabajo, estos artículos sacan partido de la analogía entre la calidad y las características ecológicas de un producto. Cremer y Thisse (1994) estudian la provisión de

calidades ecológicas y los efectos de un impuesto ad valorem en esta provisión en un marco en el que los consumidores se benefician de una externalidad positiva asociada a la cualidad ecológica media. Constantatos and Sartzetakis (1996) evalúan los efectos de un impuesto de valor cuando la producción de un artículo de gran calidad va asociada a una externalidad ecológica negativa (por ejemplo, el uso de un input altamente contaminante que no puede ser sustituido en ningún caso). Los autores también calculan la externalidad ambiental mediante un promedio de calidades. El uso de este promedio de calidades medioambientales puede quedar en ocasiones justificado por la falta de información pero en general, puede llegar a inducir a error puesto que se trata de un cálculo aproximado. Así pues, nos hemos distanciado de las propuestas expresadas en estos artículos al asumir que la diferenciación del producto está relacionada con una variable observable y cuantificable que capta el nivel de emisiones unitario de una variedad de producto específica. Algunos ejemplos son las cantidades de mercurio halladas en las pilas, las emisiones de ozono perjudiciales de las fotocopiadoras, las emisiones de CO₂ de los sistemas de calefacción central, etc. Nuestro modelo nos permite realizar una cuantificación exacta de las externalidades ecológicas negativas y, prosiguiendo con nuestro argumento, nos permite estudiar el impacto de las políticas de regulación tanto en el nivel de contaminación por cada unidad de producto (cualidad del producto asociada) como en el nivel de contaminación agregada



de la empresa tras el consumo (externalidad ecológica industrial). Motta and Thisse (1993) estudian el impacto de estandars medioambientales mínimos en la estructura del mercado y en el equilibrio del bienestar. No obstante, estos autores no investigan los efectos de esta política sobre la contaminación agregada.

Existe aún una importante diferencia entre nuestro trabajo y los de Cremer y Thisse (1994) y Constantatos y Sartzetakis (1996). Mientras que ellos estudian el impacto de un impuesto ad valorem permitiendo la entrada en la industria pero limitándose al estudio de situaciones en las que el mercado está cubierto (todos los consumidores estan en equilibrio), nosotros restringimos nuestro análisis al caso de un duopolio, pero permitimos también la posibilidad de situaciones de mercado no cubiertas, al igual que en Motta y Thisse (1993). Consideraremos que nuestro esquema es mucho más preciso y adecuado para el estudio de aquellas situaciones en que *pequeños* impuestos (o diferentes políticas) son introducidas, manteniendo la estructura de mercado sin cambios pero distorsionando la asignación de consumidores y la reducción de contaminación entre compañías. Sin embargo, Cremer y Thisse (1994) y Constantatos y Sartzetakis (1996) parecen ser más adecuados para las situaciones en que unos impuestos *elevados* distorsionan la estructura de mercado.

Nuestros resultados son los siguientes: primero, caracterizamos el equilibrio

(no regulado). Dos variedades del producto aparecen en equilibrio: la variedad *limpia* y la variedad *sucia*. Sorprendentemente la empresa limpia (que es aquella que produce el producto menos contaminante) puede ser en realidad la más contaminante una vez se toman en cuenta los totales de contaminación tras las ventas. La razón es que estando en equilibrio, la cuota de mercado de la compañía limpia es más elevada que la de la compañía sucia. Esto sucede así cada vez que la diferenciación de productos absoluta es pequeña, esto es, cada vez que el espacio existente entre las cualidades ecológicas de los dos productos no es demasiado grande. Segundo, demostramos como un subsidio directo para la tecnología de control de la contaminación aumenta el nivel de servicios medioambientales de ambas compañías y sin lugar a dudas hace disminuir los niveles totales de contaminación industrial: la razón se debe a que los subsidios a la tecnología no afectan la asignación de los consumidores. Tercero, un impuesto ad valorem uniforme tiende a hacer disminuir el control de la contaminación de ambas empresas en el mercado y, como resultado, el total de emisiones se incrementa. finalmente, una aplicación del impuesto diferencial a través de un impuesto ad valorem no uniforme puede obtener los mismos resultados positivos que un subsidio directo y uniforme para las empresas. Un incremento en el tipo impositivo a la empresa sucia o una disminución del tipo impositivo a la empresa limpia resultan en un descenso de la contaminación agregada.

El presente trabajo está organizado tal como se explica a continuación. La sección que sigue a ésta describe el modelo y el equilibrio (no regulado). En la sección 3 exploramos los efectos de un subsidio directo en los costes de la tecnología para la reducción de contaminación. La sección 4 está dedicada a aquella situación en la que el gobierno introduce un impuesto ad valorem, tomando en cuenta tanto los tipos impositivos uniformes como los no uniformes. La sección 5 concluye. Algunas de las demostraciones han sido relegadas al apéndice.

2 El modelo

Consideraremos un modelo estándar de diferenciación vertical de producto.⁴

Por parte de las demandas del mercado siempre hay un continuo de consumidores indexados como θ y uniformemente distribuidos en $[0, 1]$. La función de utilidad de un consumidor con índice θ viene indicada por $V(\theta, e)$, donde θ es el producto del individuo correspondiente a su valor, y e indica las características ambientales del producto (el nivel de contaminación derivado del consumo, uso, producción o la eliminación de residuos del producto).⁵ de aquí

⁴Véase Gabszewicz y Thisse (1979) y Mussa y Rosen (1978) para este esquema.

⁵Aunque pueden existir muchas características ecológicas, asumimos que todas estas propiedades ecológicas pueden ser representadas por una única variedad unidimensional.

en adelante nos referimos a esta variable ecológica como al nivel de contaminación asociado al producto o como *el nivel de emisiones unitario del producto*. Asumimos que estas emisiones por unidad de producto son perfectamente observables. Además, también asumimos que para cada e , $V_1(\cdot) > 0$, que significa que, dado cualquier producto con un nivel de contaminación e , un consumidor j cuyo tipo es θ_j obtiene una mayor utilidad que un consumidor i cuyo tipo es θ_i siempre que $\theta_j > \theta_i$. Por lo tanto, θ describe la conciencia ecológica del consumidor y esto significará que cuanto más elevada sea esta cifra, mejor dispuesto estará el consumidor a pagar más para reducir la contaminación del medio ambiente. Por otra parte, asumimos que para todo θ , $V_2(\cdot) < 0$, que significa que todos los consumidores obtienen una mayor utilidad derivada del consumo de variedades menos contaminantes. Esto es, dada la posibilidad de libre elección entre dos productos, todos los consumidores están de acuerdo.

Por motivos de presentación, en lo que sigue a continuación adoptaremos la siguiente especificación de la función de utilidad indirecta simple: el consumidor/a θ obtiene una utilidad $U = \theta(\bar{e} - e) - p$ si consume el producto cuyo nivel de contaminación es e y paga un precio p . Bajo esta especificación, el individuo realmente calcula la contaminación relativa a un nivel de contaminación Un ejemplo de esto es la cantidad de mercurio en las pilas, (el uso del agua junto con contenidos químicos asociados a una unidad del producto de limpieza o al nivel de uso del input dentro del proceso de producción.)

inación (\bar{e}) conocido y generalmente aceptado.⁶ Este nivel de referencia se normaliza a $\bar{e} = 1$ sin pérdida de generalidad. Asumimos que un consumo nulo da utilidad cero a los consumidores.⁷ Así mismo, también asumimos que los consumidores únicamente obtienen alguna utilidad desde la primera unidad que consumen o, como alternativa, que cada consumidor compra una única variedad del producto.

Por parte de las ofertas del mercado, hay dos grandes compañías idénticas que producen el mismo artículo. Cada empresa ofrece un producto con una única característica ecológica que viene determinada por la tecnología que escoge para el suministro del producto. El equipo tecnológico de producción es ampliamente conocido y está caracterizado por la función de coste $C(e)$. El suministro de productos no agresivos con el medio ambiente es más cos-

⁶Nótese que \bar{e} , el índice de contaminación asociado al producto, es de sobras conocido por todos los consumidores. Nos da el nivel de contaminación máximo o las características de la versión más contaminante del producto en un mercado (homogéneo). Ya que nosotros nos centramos en el desarrollo de mercados ecológicos, es pausable asumir que los consumidores perciben la mejora de las características ambientales asociadas a la nueva variedad "verde".

⁷En efecto podemos considerar que aquellos consumidores que no compran variedades ecológicas sí que compran una versión más homogénea del producto en un mercado perfectamente competitivo, donde el precio está normalizado a cero. Como ejemplo de esta argumentación tenemos el mercado de papel español, en el cual dos grandes empresas compiten por el mercado de papel reciclado mientras que hay un gran número de empresas en el mercado de papel no reciclado.

tosos, esto es, $C'(e) < 0$, y, asumimos que hay rendimientos decrecientes por superar, esto es, $C''(e) > 0$. Para facilitar los cálculos, en lo que sigue a continuación hemos adoptado en particular la siguiente función cuadrática de coste del control de la contaminación:

$$C(e) = \frac{k(1 - e)^2}{2} \quad (2.1)$$

Los costes de producción marginal por unidad de producto se asumen como cero, sin haber por ello pérdida de generalidad.

Las empresas participan en el siguiente juego de dos etapas. En la primera de estas etapas, las empresas deciden de forma simultánea la tecnología menos contaminante que usarán; esto es, se escoge e_i al coste de $C(e_i)$, siendo $i = 1, 2$. En la segunda etapa, y también de forma simultánea, las empresas fijan los precios y los consumidores escogen la variedad que desean comprar. Este modelo en dos etapas viene motivado por el hecho que en ocasiones las empresas pueden variar rápidamente sus precios mientras que un cambio relacionado con su tecnología no contaminante sólo se produce a largo plazo. En este contexto parece razonable asumir que las decisiones sobre tecnología no contaminante son variables a largo plazo mientras que los precios, por el contrario, son variables a corto plazo. Avanzamos mediante un proceso de inducción hacia atrás, resolviendo primero la segunda etapa para encontrar las funciones de precios

óptimas y resolviendo después la primera etapa para obtener los niveles de contaminación óptimos de los dos productos.

La empresa que escoge la tecnología más contaminante para el medio ambiente será calificada como empresa *sucia*, mientras que la empresa que escoge la tecnología más respetuosa con el medio ambiente será calificada como *limpia*. Sin pérdida de generalidad, tomamos la empresa 1 como la empresa sucia, ofreciendo un producto con un nivel de contaminación asociado e_1 a un precio p_1 , y la empresa 2 como la empresa limpia, ofreciendo un nivel de contaminación e_2 y un precio p_2 donde, razonablemente, $e_1 > e_2$.

El paso siguiente es derivar las funciones de la demanda para cada producto. En el continuo de posibles compradores hay un consumidor al que le resulta indiferente comprar uno u otro artículo con preferencias determinadas por el parámetro $\theta_h = (p_2 - p_1)/(e_1 - e_2)$. De manera similar, hay un consumidor al que le resulta indiferente comprar el producto fabricado por la empresa sucia o no comprar en absoluto; a este consumidor se le caracteriza por el parámetro $\theta_l = p_1/(1 - e_1)$. La demanda por la empresa sucia viene del grupo de consumidores en el límite inferior $\theta_l \leq \theta \leq \theta_h$ mientras que la demanda por la empresa limpia proviene del grupo del límite superior $\theta_h \leq \theta \leq 1$. Así pues,

la cantidad demandada a ambas empresas viene dada respectivamente por:

$$q_1 = \frac{p_2 - p_1}{e_1 - e_2} - \frac{p_1}{1 - e_1} \quad (2.2)$$

$$q_2 = 1 - \frac{p_2 - p_1}{e_1 - e_2} \quad (2.3)$$

En la segunda etapa del juego, las empresas escogen de forma simultánea los precios para poder así maximizar sus beneficios, $\Pi_i = p_i q_i - c(e_i)$, para $i = 1, 2$. Derivadas de las condiciones de primer orden obtenemos los siguiente precios de equilibrio Nash cobrados por la empresa sucia y por la limpia:

$$p_1^*(e_1, e_2) = \frac{(1 - e_1)(e_1 - e_2)}{3 + e_1 - 4e_2} \quad (2.4)$$

$$p_2^*(e_1, e_2) = \frac{2(1 - e_2)(e_1 - e_2)}{3 + e_1 - 4e_2} \quad (2.5)$$

donde, como cabía esperar, $p_2^*(e_1, e_2) > p_1^*(e_1, e_2)$. El producto más contaminante se vende a un precio más bajo.

Para resolver la primera fase del juego, escribimos los beneficios en términos de sus decisiones de la primera fase como:

$$\Pi_1(e_1, e_2) = \frac{(1 - e_1)(1 - e_2)(e_1 - e_2)}{(3 + e_1 - 4e_2)^2} - k \frac{(1 - e_1)^2}{2} \quad (2.6)$$

$$\Pi_2(e_1, e_2) = \frac{4(1 - e_2)^2(e_1 - e_2)}{(3 + e_1 - 4e_2)^2} - k \frac{(1 - e_2)^2}{2} \quad (2.7)$$

Las empresas escogen primero su tecnología no contaminante (e_1, e_2) para maximizar sus beneficios. Las condiciones de primer orden son:

$$\frac{d\pi_1}{de_1} = (1 - e_2)^2 \frac{(7e_1 - 3 - 4e_2)}{(4e_2 - 3 - e_1)^3} + k(1 - e_1) = 0 \quad (2.8)$$

$$\frac{d\pi_2}{de_2} = 4(1 - e_2) \frac{(6 - e_1 + 2e_1^2 - 5e_2 - 3e_2e_1 + 4e_2^2)}{(4e_2 - 3 - e_1)^3} + k(1 - e_2) = 0 \quad (2.9)$$

Definimos a continuación la siguiente variable de diferenciación de productos⁸ $\lambda = (1 - e_2)/(1 - e_1)$, con $\lambda \in R^+$. Ya que $e_1 > e_2 > 0$, entonces obtenemos que $\lambda \geq 1$. Reorganizando las ecuaciones (2.8) and (2.9) y resolviendo para λ derivamos la única solución real como $\lambda^* = 5.25123$. Por sustitución, las siguientes expresiones para niveles de emisión óptimos y precios e_1, e_2, p_1 y p_2 , se obtienen en equilibrio:⁹

⁸La introducción de esta variable facilita los cálculos (véase Motta (1993)). Al mismo tiempo, mide el grado relativo de diferenciación de productos, lo cual la convierte en una herramienta muy útil para interpretar el modelo (véase Ronnen (1991)). Nótese también que cuanto mayor sea λ , mayor será la diferenciación de productos relativa. En el apéndice damos cuenta de todas las variables destacables en términos de la variable de diferenciación de productos.

⁹Para demostrar que esto es realmente un equilibrio debemos probar que ninguna de estas empresas puede mejorar sus beneficios si deja atrás las opciones de sus rivales. Es decir, la empresa 1 no puede incrementar sus beneficios escogiendo un nivel de emisiones inferior a e_2^* y por analogía, la empresa 2 no desea escoger $e_2 > e_1^*$. Se puede demostrar fácilmente como no existen tales incentivos (ver apéndices).

$$e_1^* = 1 - \frac{0.048238}{k}, \quad e_2^* = 1 - \frac{0.253311}{k} \quad (2.10)$$

$$p_1^* = \frac{0.010251}{k}, \quad p_2^* = \frac{0.10766}{k} \quad (2.11)$$

lo cual nos da la siguiente asignación de consumidores o cuota de mercado:¹⁰

$$q_1^* = 0.2625, \quad q_2^* = 0.52499 \text{ and } q_o^* = 0.21251 \quad (2.12)$$

donde q_o^* designa la parte no servida del mercado.

Además de los niveles de cotaminación unitarios, podemos medir también el nivel total de contaminación asociada a cada variedad del producto. Así pues, observamos que estando en equilibrio la empresa sucia vende 0.2625 unidades cuyo nivel de emisión unitario viene dado por e_1 . El nivel total de emisión derivado del consumo del producto de la compañía sucia es $E_1 = e_1 q_1 = 0.262497 - 0.012662/k$. Por otra parte, la empresa limpia se beneficia de una mayor cuota de mercado, vendiendo 0.52499 unidades del producto contaminante caracterizado por el nivel de emisiones unitario e_2 . El total de emisiones de la empresa limpia es $E_2 = e_2 q_2 = 0.52499 - 0.132985/k$. El total de contaminación en el mercado es $E_T = E_1 + E_2 = 0.78749 - 0.14565/k$.

¹⁰Nótese que si asumimos niveles de contaminación no negativos, $e_1 \geq 0$ y $e_2 \geq 0$, entonces hay un margen menor en los costes de tecnología no contaminante: $k \geq \underline{k} = 0.25331$.

En equilibrio, las dos empresas diferencian sus productos y el mercado se divide entre ellas. Los consumidores con mayor conciencia ecológica compran la variedad menos contaminante del producto mientras que aquellos consumidores con una conciencia ecológica no tan acusada o bien compran la variedad más contaminante o bien no compran ninguna de las dos. Las empresas no se desvían de este equilibrio por hacer que, con el objetivo de atraer a más clientes, su variedad del producto se asemeje a la de la competencia, puesto que eso forzaría una guerra de precios lo suficientemente importante como para reducir los beneficios.¹¹

<insertar figuras 1 y 2 aquí>

Llegados a este punto, procederemos a anunciar los resultados con respecto a los niveles de contaminación generados por cada empresa. Consideramos la Figura 1, que representa las emisiones por unidad, y la Figura 2 que muestra las emisiones agregadas. En primer lugar observaremos que las emisiones por unidad de producto (e_i , $i = 1, 2$) son una función creciente y cóncava del parámetro de coste k , que mide el nivel del coste del control de la contaminación. Obviamente, mientras k aumente, se proporcionarán en equilibrio productos relativamente más contaminantes. Sin embargo, aunque las emisiones por unidad de ambas empresas convergen en \bar{e} (los esfuerzos de las

¹¹Véase Shaked y Sutton (1982).

empresas por controlar la contaminación convergen en cero) cuando el coste de la tecnología no contaminante tiende al infinito, las emisiones por unidad de la empresa limpia se incrementan más rápidamente que las emisiones por unidad de la empresa sucia. En otras palabras, aunque la diferenciación del producto relativa (cuantificada en λ) no varía en relación con el parámetro k , el diferencial absoluto de emisiones entre las dos empresas se reduce con k .

En segundo lugar, las emisiones totales de la empresa limpia sobrepasan las emisiones totales de la empresa sucia cada vez que el parámetro k es lo suficientemente alto. Recuérdese que las emisiones totales por empresa son simplemente $E_i = e_i q_i$, $i = 1, 2$, las cuales también son funciones crecientes y cóncavas del parámetro de coste. Nótese que las dos cuotas de mercado y los niveles de emisiones unitarios se determinan de forma endógena estando en equilibrio. Mientras que las cuotas de mercado de ambas empresas son constantes con respecto a k , el diferencial de las emisiones de las empresas disminuye siempre que el parámetro de coste k aumenta. Por ello existe una \tilde{k} tal que, para cada $k > \tilde{k}$, la contaminación agregada asociada a la empresa limpia es mayor que la contaminación agregada de la empresa sucia.¹²

¹²El hecho de que las cuotas de mercado en equilibrio no cambien con k es específico de este modelo. Sin embargo, no es esa característica la que nos lleva a obtener este resultado sino el hecho que la diferencia entre las características ecológicas de ambas empresas se reduce cuando k aumenta. Esto se debe a que existen rendimientos decrecientes que hay

La siguiente proposición resume estas averiguaciones:

Proposition 1 (i) *Las emisiones por unidad de producto de cada empresa aumentan con respecto al parámetro de coste k . de tecnología no contaminante*

(ii) *El nivel de emisión total de cada empresa aumenta en relación con el parámetro de coste k (como consecuencia de esto, el nivel del total de emisiones industriales también se incrementa)*

(iii) *A pesar de que las emisiones por unidad de producto de la empresa limpia son menores que las de la empresa sucia ($e_1^* > e_2^*$), la contaminación total generada por la empresa limpia será mayor que la generada por la empresa sucia ($E_1^* < E_2^*$) siempre que los costes de la tecnología no contaminante sean lo suficientemente altos, esto es, siempre que $k > 0.4583855$.*

En las siguientes secciones analizaremos los efectos de las diferentes políticas basadas en el mercado que comúnmente se usan para influir en la asignación del mercado en equilibrio con el objetivo de reducir la contaminación industrial global. Empezaremos por analizar cuales son los efectos que un subsidio directo a la tecnología no contaminante introducido por el gobierno puede tener sobre los niveles de contaminación. Finalmente, estudiaremos la implementación de impuestos ad valorem y de sus consiguientes efectos.

que superar.

3 Los subsidios a la tecnología

Supongamos que el gobierno quisiera inducir la adquisición de tecnologías de producción no agresivas para el medio ambiente. Este objetivo tan ecológico podría alcanzarse ofreciendo un subsidio para el coste global de dicha tecnología. De hecho, existen un gran número de programas institucionales de subvenciones cuyo objetivo es aumentar la inversión en tecnología ecológica, aunque los acuerdos internacionales - como por ejemplo el principio de "quien contamina paga" de la OCDE - están explícitamente destinados a evitar los subsidios a las industrias.¹³ Supongamos entonces que el gobierno ofrece el siguiente subsidio a las empresas: $S(e) = 0.5s(1 - e)^2$, $0 < s < k$. Como consecuencia, ambas empresas tendrían que hacer frente a la nueva función de coste:

$$C(e) = (k - s) \frac{(1 - e)^2}{2} \quad (3.13)$$

Volviendo a hacer el cálculo, el nuevo equilibrio resulta directo y sencillo.

Se obtienen los siguientes resultados:

$$e_1 = 1 - \frac{0.048238}{k - s}, \quad e_2 = 1 - \frac{0.253311}{k - s} \quad (3.14)$$

¹³Por ejemplo, el programa PITMA del Ministerio de Industria y Comercio español ha estado ofreciendo este tipo de ayudas tecnológicas desde 1991.

$$p_1 = \frac{0.010251}{k-s}, p_2 = \frac{0.10766}{k-s} \quad (3.15)$$

$$q_1 = 0.2625, q_2 = 0.52499 \text{ and } q_0 = 0.21251 \quad (3.16)$$

Los niveles de emisiones unitarios descienden para todo s . De hecho, un subsidio a la tecnología reduce los costes de la tecnología no contaminante y como consecuencia, las mejoras ecológicas de las empresas y los precios aumentan. Los niveles de emisiones agregados ($E_1 = 0.262497 - 0.012662/(k-s)$, $E_2 = 0.52499 - 0.132985/(k-s)$) disminuyen. La razón es que mientras que el subsidio no afecta a las cuotas de mercado de las empresas porque la diferenciación relativa de los productos no cambia, los niveles de contaminación por unidad disminuyen.

La siguiente proposición resume lo expuesto hasta ahora:

Proposition 2 *Supongamos que el gobierno subvenciona la tecnología no contaminante mediante la siguiente función: $S(e) = 0.5s(1-e)^2$, $0 < s < k$. De aquí se deriva que*

- (i) *los niveles de emisiones unitarios de ambas empresas descienden y*
- (ii) *los niveles de contaminación total en el mercado de ambas empresas disminuyen.*

4 Commodity taxation

La aplicación de impuestos sobre los productos contaminantes ha sido generalmente usada con el fin de reducir su consumo y así, la contaminación derivada de ellos. El tabaco, los gasóleos y los coches son algunos de los bienes que han tenido que hacer frente a este tipo de cargas fiscales. También cabe recordar las agendas gubernamentales que gravan sobre la producción de energía eléctrica, las pilas y los envases (por ejemplo, de vidrio, plástico y papel) de los productos mediante tarifas por reciclaje. En esta sección estudiaremos que efectos sobre los niveles de emisiones unitarios y totales tienen las políticas que gravan sobre los productos .

Consideremos un impuesto ad valorem t_i – un impuesto sobre el valor del bien donde la tasa impositiva por unidad es proporcional al nivel del precio – aplicado a la empresa i , $i = 1, 2$. La función de beneficios de la empresa i viene dada por:

$$\pi_i = (1 - t_i)p_i q_i - C(e_i), \quad i = 1, 2 \quad (4.17)$$

Para simplificar la exposición de nuestros resultados definimos $\tau_i = 1/(1 - t_i)$ como la "carga fiscal" de la empresa i . Nótese que $\tau_i \geq 1$ define un impuesto positivo ($0 \leq t_i \leq 1$) mientras que $\tau_i \leq 1$ corresponde a un impuesto negativo o a un subsidio directo ($t_i \leq 0$). Además, estableciendo que $\tau_1 = \tau_2 = 1$, obten-



emos el caso no regulado analizado anteriormente. Reescribiendo la función de beneficios de la empresa i en términos de τ_i da:

$$\pi_i = \frac{1}{\tau_i} p_i q_i - C(e_i), \quad i = 1, 2 \quad (4.18)$$

4.1 Impuesto sobre el valor añadido uniforme (subsidio)

En esta sección asumimos que a ambas empresas se les aplica el mismo tipo impositivo, esto es, $\tau_1 = \tau_2 = \tau$. Hay numerosas razones que justifican tal aplicación del impuesto. En algunos casos, el gobierno carece de la suficiente información sobre los costes de la empresa o los niveles de contaminación; en otros casos, hay limitaciones legales que impiden una diferenciación del tipo impositivo entre las empresas que participan en el mismo mercado.

Omitimos aquí la derivación de los valores del equilibrio, puesto que pueden resolverse usando los mismos pasos que empleamos en las secciones previas, sustituyendo las funciones de beneficios por (4.18). Una aplicación interesante que se deriva de la ecuación (4.18) es que tanto a) la estrategia óptima de la empresa i para hacer frente al impuesto impuesto de valor t_i y la función de coste $C(e_i)$, como b) la estrategia óptima de la empresa i para hacer frente a la función de coste $\tau_i C(e_i)$ y sin ser tasadas de manera alguna, son exactamente iguales. Cuando $\tau_1 = \tau_2 = \tau$, esta propiedad nos permite asegurar la existencia

de un equilibrio duopolístico siempre que $k\tau > 0.25331$. Aquí nos limitamos al análisis de estos casos. Así pues, para cada $\tau \geq 0$ ($t \leq 1$), el equilibrio viene dado por los siguientes valores:

$$e_1^* = 1 - \frac{0.048238}{k\tau}, \quad e_2^* = 1 - \frac{0.25331}{k\tau} \quad (4.19)$$

$$p_1^* = \frac{0.010251}{k\tau}, \quad p_2^* = \frac{0.10766}{k\tau} \quad (4.20)$$

Un tipo impositivo uniforme no afecta a la diferenciación de productos relativa. Como resultado las cuotas de mercado de ambas empresas se mantienen sin cambios, es decir, igual que en el equilibrio no regulado ($q_1 = 0.262497$ and $q_2 = 0.52499$). Los niveles de emisiones totales de ambas empresas son pues $E_1 = 0.262497 - 0.012662/k\tau$ and $E_2 = 0.52499 - 0.132985/k\tau$, mientras que el nivel de emisiones total en el mercado es $E_T = 0.78749 - 0.14565/k\tau$. Los beneficios de las empresas son $\pi_1^* = 0.0015274/k\tau^2$, $\pi_2^* = 0.024437/k\tau^2$ y el excedente de consumidores es $0.0732188/k\tau$.

Hallamos que las emisiones unitarias óptimas se incrementan para todo $\tau > 0$. Esto no nos debe sorprender porque un impuesto ad valorem puede ser una forma de incrementar los costes de las empresas. Además, la introducción de impuestos en nuestro modelo da, sin lugar a dudas, unos niveles de contaminación más elevados debido a que las cuotas de mercado no se ven afectadas por los impuestos.

La siguiente proposición resume lo dicho hasta ahora:

Proposition 3 *Consideraremos el duopolio diferenciado ecológicamente descrito anteriormente. Tras aplicar un impuesto sobre el valor añadido a ambas empresas obtenemos que:*

a) los niveles de emisión unitarios óptimos de ambas empresas disminuyen sin lugar a dudas.

b) los niveles de emisión totales de ambas empresas aumentan sin lugar a dudas.

4.2 Impuesto sobre el valor añadido no uniforme

En la sección anterior hemos investigado como un impuesto simétrico aumenta reduce los niveles de control de contaminación óptimos de ambas empresas, lo cual resulta en una mayor contaminación en el mercado. Así mismo, el bienestar social queda disminuido. En vez de inclinarse por políticas de impuestos simétricos, el regulador podría aumentar únicamente el tipo impositivo de una empresa, por ejemplo, el de la empresa más contaminante. En esta sección nos centramos en los efectos de tales políticas. Analizaremos si el regulador hace bien al gravar de forma diferente a las empresas contaminantes.

Procederemos del modo siguiente: partiendo de una situación en la que

a las dos empresas se les aplica el mismo tipo impositivo t , en primer lugar cambiaremos ligeramente el tipo impositivo de la empresa sucia e investigaremos los efectos de esta política en el outcome de este equilibrio. En segundo lugar, cambiaremos ligeramente el tipo impositivo de la empresa limpia. De forma análoga, subrayaremos el hecho que los tipos impositivos suficientemente diferenciados puede dar lugar a problemas de no existencia del equilibrio duopolístico. No obstante, estos problemas pueden evitarse si se asume que la diferenciación de los impuestos es lo suficientemente pequeña.¹⁴ Por este motivo limitaremos el análisis a situaciones en que uno de los impuestos de las empresas se ve incrementado o reducido ligeramente, esto es, asumiendo $\tau_1 \simeq \tau_2$.

Consideremos pues la situación en que el tipo impositivo de la empresa limpia permanece estable y sin cambios, esto es, $t_2 = t$ y el tipo impositivo de la empresa sucia cambia ligeramente, de manera que $t_1 \simeq t$ y $\tau_1 \simeq \tau$. Resulta fácil ver (siguiendo los mismos pasos que en el caso anterior) que existe un equilibrio dado por la solución única al siguiente sistema de dos ecuaciones:

$$e_1 = 1 - \frac{\lambda^2(4\lambda - 7)}{k\tau_1(4\lambda - 1)^3} \quad (4.21)$$

¹⁴De hecho, es posible asumir que no es viable inducir altos niveles de diferenciación de impuestos dentro de un mercado.

$$e_2 = 1 - \frac{4\lambda(4\lambda^2 - 3\lambda + 2)}{k\tau_2(4\lambda - 1)^3} \quad (4.22)$$

Definiremos el parámetro γ , con $\gamma = \tau_2/\tau_1$, que mide la diferencia entre los impuestos de las dos empresas. El siguiente lemma nos caracteriza como la variable de diferenciación de productos óptima (λ) varía en relación a la variable de diferenciación de impuestos (γ).

Lemma 1 $\lambda(\gamma)$ es una función decreciente.

Verificación: en equilibrio, la variable de diferenciación de productos tiene que satisfacer las ecuaciones (4.21) y (4.22). Dividiendo adecuadamente estas dos ecuaciones obtenemos que λ tiene que satisfacer $\lambda = (-12\lambda + 8 + 16\lambda^2)/(\gamma\lambda(4\lambda - 7))$. Una diferenciación adecuada nos da $\partial\lambda/\partial\gamma = \lambda^2(7 - 4\lambda)/(12 - 32\lambda - 14\lambda\gamma + 12\lambda^2\gamma)$. Evaluando este derivativo dentro de un margen de proximidad del equilibrio ($\gamma = 1$, $\lambda = 5.25123$) se obtiene que $\partial\lambda/\partial\gamma = -3.81053 < 0$.

Q.E.D.

La intuición que se oculta tras este lemma es la siguiente: tanto aumentando (disminuyendo) el tipo impositivo de la empresa limpia como disminuyendo (aumentando) el tipo impositivo de la empresa sucia, la diferenciación del producto del equilibrio disminuye (aumenta). Como consecuencia, se fo-

menta (se rebaja) la competencia de precios. Debido a que la asignación de los consumidores depende en gran medida de la intensidad de esta competitividad en los precios, esta observación es determinante cuando se examinan los resultados de tales políticas en la contaminación total del mercado.

El cambio en los niveles de emisiones óptimos de ambas empresas viene dado por:

$$\frac{de_i^*(\lambda(\gamma), \tau_i)}{d\tau_j} = \frac{\partial e_i}{\partial \lambda} \frac{d\lambda}{d\gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_j} + \frac{\partial e_i}{\partial \tau_j} \text{ for all } i, j = 1, 2 \quad (4.23)$$

Calculando estos derivativos se obtiene lo siguiente (calculado en el equilibrio no regulado):

$$\frac{de_1}{d\tau_1} = \frac{\partial e_1}{\partial \lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial \gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_1} + \frac{\partial e_1}{\partial \tau_1} = \frac{0.0359918}{k\tau^2} > 0 \quad (4.24)$$

$$\frac{\partial e_2}{\partial \tau_1} = \frac{\partial e_2}{\partial \lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial \gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_1} = \frac{0.00518792}{k\tau^2} > 0 \quad (4.25)$$

Así pues, después de subir (bajar) ligeramente el tipo impositivo de la empresa sucia, ambas empresas reaccionan incrementando (disminuyendo) sus niveles de contaminación óptimos. Las emisiones totales del consumo vienen dadas por $E_1 = e_1q_1$ y $E_2 = e_2q_2$. Es por ello que debemos evaluar los efectos que tendría el impuesto sobre la asignación de consumidores. Como puede verse fácilmente, si τ_1 se incrementa (disminuye) las cuotas de mercado de

ambas empresas disminuyen (aumentan), esto es:

$$\frac{\partial q_1^*}{\partial \tau_1} = \frac{\partial q_1}{\partial \lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial \gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_1} = \frac{-0.00952165}{\tau} < 0 \quad (4.26)$$

$$\frac{\partial q_2^*}{\partial \tau_1} = \frac{\partial q_2}{\partial \lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial \gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_1} = \frac{-0.0190433}{\tau} < 0 \quad (4.27)$$

La siguiente proposición nos da los efectos finales en los niveles de emisiones totales de las empresas. El resto de la verificación se da en el apéndice.

Proposition 4 *Consideraremos el duopolio medioambientalmente diferenciado descrito anteriormente en el que ambas empresas hacen frente a una política de impuestos ad valorem simétricos. Mediante un ligero aumento (descenso) en el tipo impositivo del impuesto ad valorem no uniforme de la empresa sucia:*

a) *la contaminación total de la empresa sucia aumenta (desciende) si y sólo si $k\tau \leq 1.040476$ ($k\tau \geq 1.040476$)*

b) *la contaminación total de la empresa limpia aumenta (desciende) si y sólo si $k\tau \leq 0.396333$ ($k\tau \geq 0.396333$)*

c) *la contaminación total de la empresa limpia aumenta (desciende) si $k\tau < 0.611047$.*

Obviamente, la empresa sucia reacciona frente al aumento (descenso) del tipo impositivo con un aumento (descenso) de su nivel de emisiones unitario.

La mejor respuesta de la empresa limpia consiste también en aumentar (bajar) su nivel de emisiones. Lo que es más importante, mediante un ligero aumento (descenso) del tipo impositivo de la empresa sucia, la empresa limpia obtiene una ventaja (desventaja) tecnológica. Así pues, el nivel de emisiones de la empresa limpia aumenta menos (desciende más) que el de la empresa sucia. Como resultado, la diferenciación de productos aumenta (desciende) y la competencia de precios se atenúa (se fomenta), dando lugar a una reducción (un incremento) de las ventas de ambas empresas. Así pues, cuando se somete a análisis la contaminación total en el mercado, se debe andar con cuidado con este tipo de políticas porque, tal y como se ha explicado con anterioridad, se producen dos efectos contrarios: el efecto de regulación, que está relacionado con los esfuerzos por reajustar el control de la contaminación, y el efecto de mercado, que está relacionado con la reasignación de consumidores entre las empresas. Nótese que el efecto de mercado es mayor cuanto mayor es el cambio en la diferenciación de productos, con lo cual se incrementa el parámetro k . De esta forma, cada vez que k sea lo suficientemente grande, el efecto de mercado excederá el efecto de regulación, y el aumento (descenso) del tipo impositivo de la empresa sucia resultará en niveles de contaminación más bajos (más altos). De ahí que esta política sea adecuada para aquellas situaciones en las que los costes del control de contaminación sean elevados.

El paso siguiente será investigar los efectos a los que dan lugar pequeños cambios en el tipo impositivo de la empresa limpia. Por ejemplo, un incremento en el tipo impositivo de la empresa limpia puede estar justificado puesto que puede ser, de acuerdo con la Proposición (2.1), la empresa más contaminante en el mercado. Análogamente al caso anterior, los niveles de emisiones óptimos de ambas empresas cambiarán tal como se explica a continuación:

$$\frac{de_1}{d\tau_2} = \frac{\partial e_1}{\partial \lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial \gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_2} = \frac{0.0122465}{k\tau^2} > 0 \quad (4.28)$$

$$\frac{de_2}{d\tau_2} = \frac{\partial e_2}{\partial \lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial \gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_2} + \frac{\partial e_2}{\partial \tau_2} = \frac{0.248123}{k\tau^2} > 0 \quad (4.29)$$

Por otro lado, las cantidades pueden variar de acuerdo con:

$$\frac{\partial q_1^*}{\partial \tau_2} = \frac{\partial q_1}{\partial \lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial \gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_2} = \frac{0.00952165}{\tau} > 0 \quad (4.30)$$

$$\frac{\partial q_2^*}{\partial \tau_2} = \frac{\partial q_2}{\partial \lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial \gamma} \frac{\partial \gamma}{\partial \tau_2} = \frac{0.0190433}{\tau} > 0 \quad (4.31)$$

De estos dos últimos hechos se deriva directamente la siguiente proposición:

Proposition 5 *Consideremos el duopolio medioambientalmente diferenciado descrito anteriormente en el cual dos empresas se enfrentan a una política de impuestos ad valorem simétricos. Mediante un ligero aumento (descenso) del impuesto ad valorem no uniforme de la empresa limpia:*

a) la contaminación total de la empresa sucia sin lugar a dudas aumenta (desciende)

b) la contaminación total de la empresa limpia sin lugar a dudas aumenta (desciende)

c) la contaminación total en el mercado sin lugar a dudas aumenta (desciende).

La intuición detrás de esta proposición es similar a la del caso previo. Aumentando (bajando) ligeramente el tipo impositivo de la empresa limpia, la empresa sucia obtiene una ventaja (desventaja) tecnológica. En este caso, la empresa limpia aumenta (desciende) su nivel de emisiones unitario mientras que la mejor respuesta por parte de la empresa sucia es aumentar (rebajar) sus emisiones de la misma manera, pero menos (más) que las de la empresa limpia. Esto da lugar primeramente a un nivel más bajo (más alto) de diferenciación de productos, lo cual incrementa (rebaja) la competencia de precios, y en segundo lugar, se produce un aumento (descenso) de las ventas de ambas empresas. Así pues, si el regulador tiene como objetivo controlar la contaminación total en el mercado, no debería actuar incrementando el tipo impositivo a la empresa limpia.

Finalmente señalaremos que aunque parezca muy intuitivo que las políticas consistentes en un incremento del tipo impositivo de la empresa sucia y en un descenso en el de la empresa limpia tuvieran que dar el mismo tipo de resul-

tado, no es este el caso tal como hemos visto anteriormente. La razón es que existen dos tipos de efectos que han de ser tomados en consideración: efectos estratégicos y efectos directos. Mientras que un aumento del tipo impositivo de la empresa sucia da como resultado una desventaja tecnológica directa a esta empresa, una disminución del tipo impositivo de la empresa limpia solo da una desventaja tecnológica estratégica a esta empresa. Estos dos efectos nos llevan a nuestros resultados.

5 Conclusiones

En este documento hemos examinado el impacto de los instrumentos de las políticas medioambientales alternativas en un mercado verticalmente diferenciado. Demostramos que una internalización parcial del daño ecológico por parte de los consumidores es la causa por la que las empresas suministran dos variedades distintas de un producto, una variedad más limpia y una menos limpia. En el equilibrio no regulado, la empresa *más limpia* vende a un mayor precio y cubre una porción de mercado también mayor. La externalidad negativa asociada al producto es una función de un índice de contaminación por unidad de output y las ventas en el mercado de cada variedad. Es interesante observar como, aunque las emisiones por unidad de output de la empresa *más limpia* son menores que las de la empresa *menos limpia*, la contaminación to-

tal que se deriva de la primera será probablemente mayor. Esto es así porque como menores son los niveles de control de la contaminación alcanzados por las empresas (como mayores sean los costes de este control de la contaminación), más importantes serán las cuotas de mercado en los niveles de contaminación totales. De ahí que lo que aparentemente puede ser una variedad menos contaminante de un producto pueda generar fácilmente mayores daños ecológicos. Este resultado sugiere que la cobertura del mercado y la reasignación de consumidores entre las empresas juegan un papel crucial en las medidas de control de la contaminación cuando no existe una diferenciación vertical de productos.

El trabajo de Moraga y Padrón (1997) demuestra como un estándar de contaminación máximo resulta en comportamientos estratégicos de las empresas. El estándar induce a que ambas empresas mejoren su tecnología no contaminante, reduciendo la diferenciación de productos y fomentando la competencia de precios. A pesar de que las emisiones por unidad de output quedan reducidas, los precios más bajos incrementan las cuotas de mercado de ambas empresas. Debido a que más consumidores se muestran activos en el mercado y a que las dos empresas aumentan sus ventas, el estándar puede tener un impacto dramático en los niveles de contaminación total. Cuanto más elevado sea el coste de la tecnología no contaminante, más fuerte será el impacto neto del efecto de mercado (niveles de contaminación más altos asociados a unos

niveles de consumo más elevados a medida que los productos se vuelven más ecológicos) sobre el efecto de regulación (niveles más bajos de contaminación inducidos por la regulación). En este capítulo hemos demostrado que instrumentos tales como subsidios directos - que reducen el coste de la tecnología no contaminante - son, sin lugar a dudas, más efectivos de cara a rebajar los niveles de contaminación agregada.

Parece ser que mientras las empresas desarrollan variedades más ecológicas, inducidas por las actuales normativas como ecoetiquetaje y de otros tipos, los niveles de consumo de productos todavía contaminantes puede verse incrementado muy fácilmente. A pesar de que el papel reciclado, los detergentes biodegradables, las pilas con bajo contenido de cadmio o los gasóleos sin plomo, por nombrar solo unos pocos ejemplos, pueden aparecer como productos menos contaminantes para los consumidores, la reasignación de consumidores en el mercado puede derivar en niveles más elevados de contaminación.¹⁵ De aquí que un error al reconocer las preferencias por las variedades ecológicas de los consumidores pueda dar lugar a mayores daños para el medio ambiente.

Finalmente mostramos como un impuesto uniforme sobre los productos aumenta inequívocamente el nivel de contaminación en el mercado verticalmente

¹⁵ Así mismo, los mercados ecológicos pueden variar sus impactos sobre el medio ambiente, reduciendo la emisión de algunos contaminantes a la vez que aumentando la emisión de otros tipos de contaminantes.

diferenciado. Esto es así porque cualquier aumento en los costes de la empresa induce esfuerzos menores en el control de la contaminación por parte de ambas empresas y no afecta la diferenciación vertical de productos. Como consecuencia, los niveles de consumo se mantienen sin cambios mientras que aumentan las emisiones por unidad. Sin embargo, si el tipo impositivo del impuesto ad valorem se establece en favor del producto que más respeta el medio ambiente, inducirá niveles de contaminación más bajos en el mercado y, por lo tanto, esta política podría ser potencialmente una fuente para mejorar el bienestar. Un descenso en el tipo impositivo de la empresa más limpia parece, finalmente, que es más efectivo en términos de control de la contaminación que no un aumento del tipo impositivo de la empresa menos limpia.

References

- [1] Baumol, W.J. and W.E. Oates (1988): *The theory of environmental improvement*, Cambridge University Press (second edition).
- [2] Buchanan, J.M. (1969): "External diseconomies, corrective taxes and market structure", *American Economic Review*, 59, pp: 174-77.
- [3] Constantatos, Christos and E.S. Sartzeakis (1996): "Environmental taxation when market structure is endogenous: the case of vertical product differentiation", *mimeo*, *Fondazione ENI Enrico Mattei* 76.95.
- [4] Crampes, C. and A. Hollander (1992): "Duopoly and quality standards", *European Economic Review*, 39, pp: 71-82.
- [5] Cremer, H. and J.F. Thisse (1994): "On the taxation of polluting products in a differentiated industry", *Mimeo*, *Fondazione ENI Enrico Mattei* 31.94.
- [6] Eaton, B.C. and R.G. Lipsey (1989): "Product differentiation", in R.Schmalensee and R.D. Willing, eds., *Handbook of Industrial Organization*, 1 (Amsterdam, North Holland, 1989) pp: 723-768.
- [7] Ebert, U. (1992): "On the effect of effluent fees under oligopoly: comparative static analysis", *mimeo*, *Institute of Economics, University of Oldenburg*.

- [8] Gabszewicz, J. and J-F Thisse (1979): "Price competition, quality, and income disparities", *Journal of Economic Theory*, 20, pp: 340-359.
- [9] Katsoulacos Y. and A. Xepapadeas (1992): "Pigouvian taxes under oligopoly", *mimeo*, Athens University of Economics and Business.
- [10] Moraga, J.L. and N. Padrón (1997) "Pollution Linked to Consumption: a study of subsidies and taxes in an environmentally differentiated oligopoly" *Working Paper 9705, Economic Series*, Universidad Carlos III de Madrid.
- [11] Misiolek S.W. (1980): "Effluent taxation in monopoly markets", *Journal of Environmental Economics and Management* 7, pp: 103-7.
- [12] Motta, M. (1993): "Endogenous quality choice: price vs. quantity competition", *Journal of Industrial Economics*, 41, pp: 113-131.
- [13] Motta, M. and J.F. Thisse (1993): "Minimum quality standards as an environmental policy: domestic and international effects", *mimeo*, Fondazione ENI Enrico Mattei 76.93.
- [14] Mussa, M. and S. Rosen (1978): "Monopoly and product quality", *Journal of Economic Theory*, 18, pp: 301-317.
- [15] Oates, W.E. and D.L. Strassmann (1984): "Effluent fees and market structure", *Journal of Public Economics*, 24, pp: 29-46.

- [16] Requate, T. (1992): "Pollution control under imperfect competition via taxes or permits: cournot dupoly", *mimeo, University of Bielefeld (Institute of Mathematical Economics)*.
- [17] Ronnen, U. (1991): "Minimum quality standards, fixed costs, and competition", *Rand Journal of Economics*, 22 (4), pp: 490-504.
- [18] Shaked, A. and J. Sutton (1982): "Relaxing Price Competition Through Product Differentiation", *Review of Economic Studies*, 49, pp: 3-13.
- [19] Tirole, J. (1988): *The theory of industrial organization*, MIT Press, Cambridge (Massachusetts).

6 Apéndice

6.1 Equilibrio no regulado

A continuación caracterizaremos los valores del equilibrio en términos de una variable de diferenciación de productos. El equilibrio no regulado viene dado por una única solución para el siguiente sistema de dos ecuaciones:

$$e_1 = 1 - \lambda^2 \frac{4\lambda - 7}{k(4\lambda - 1)^3} \quad (6.32)$$

$$e_2 = 1 - 4\lambda \frac{4\lambda^2 - 3\lambda + 2}{k(4\lambda - 1)^3} \quad (6.33)$$

Los precios del equilibrio nos vienen dados por:

$$p_1 = \frac{2\lambda(\lambda - 1)(1 - e_1)}{(4\lambda - 1)} \text{ and } p_2 = \frac{(\lambda - 1)(1 - e_1)}{(4\lambda - 1)} \quad (6.34)$$

Las cuotas de mercado del equilibrio nos vienen dadas por:

$$q_1 = \frac{\lambda}{4\lambda - 1} \text{ and } q_2 = \frac{2\lambda}{4\lambda - 1} \quad (6.35)$$

Ahora probaremos que las empresas no aumentan sus beneficios por dejar atrás la opción de la competencia. Dada la opción óptima de la empresa 2, la

empresa 1 maximiza:

$$\Pi(e_1, e_2^*) = \frac{\frac{0.253311}{k}(1 - e_1)(e_1 - 1 + \frac{0.253311}{k})}{(3 + e_1 - 4(1 - \frac{0.253311}{k}))^2} - \frac{k(1 - e_1)^2}{2} \quad (6.36)$$

condicionado a $e_1 < e_2^*$. De la condición de primer orden se obtiene que $\hat{e}_1 = 1 - 1.757448/k$. Sustituyendo \hat{e}_1 en la función de beneficios obtenemos beneficios $\hat{\Pi} = -2.75335/k$ los cuales son claramente negativos. De forma análoga, la empresa limpia maximiza $\Pi(e_1^*, e_2)$ sujeto a $e_2 > e_1^*$. Se obtiene fácilmente que $\hat{e}_2 = 1$, lo cual da beneficios cero.

6.2 Impuesto ad valorem no uniforme

DEMOSTRACIÓN DE LA PROPOSICIÓN 4.3.:

a) Las emisiones totales de la empresa 1 son $E_1 = e_1 q_1$. Diferenciando adecuadamente nos da $\frac{\partial E_1}{\partial \tau_1} = q_1 \frac{\delta e_1}{\delta \tau_1} + e_1 \frac{\delta q_1}{\delta \tau_1}$. Tras sustituir sus correspondientes valores (en una proximidad del equilibrio no regulado) y reorganizar los términos, obtenemos $\frac{\partial E_1}{\partial \tau_1} = \frac{9.90705 - 9.52165k\tau}{1000k\tau^2}$ que es positivo siempre que $k\tau < 1.040476$.

b) Las emisiones totales de la empresa 2 son $E_2 = e_2 q_2$. Diferenciando adecuadamente obtenemos $\frac{\partial E_2}{\partial \tau_1} = q_2 \frac{\delta e_2}{\delta \tau_1} + e_2 \frac{\delta q_2}{\delta \tau_1}$. Tras sustituir los correspondientes valores (en una proximidad del equilibrio no regulado) y reorganizar los términos obtenemos $\frac{\partial E_2}{\partial \tau_1} = \frac{7.5475 - 19.0433k\tau}{1000k\tau^2}$ que es positivo siempre que

$$k\tau < 0.39634.$$

c) Para averiguar el rango de $k\tau_1$ por el cual la contaminación total en el mercado aumenta calcularemos de manera análoga $\frac{\partial S_T}{\partial \tau_1} = \frac{\partial S_1}{\partial \tau_1} + \frac{\partial S_2}{\partial \tau_1} = \frac{17.4545 - 28.5649k\tau}{1000k\tau^2} > 0$ para todo $k\tau < 0.611047$.

Q.E.D.

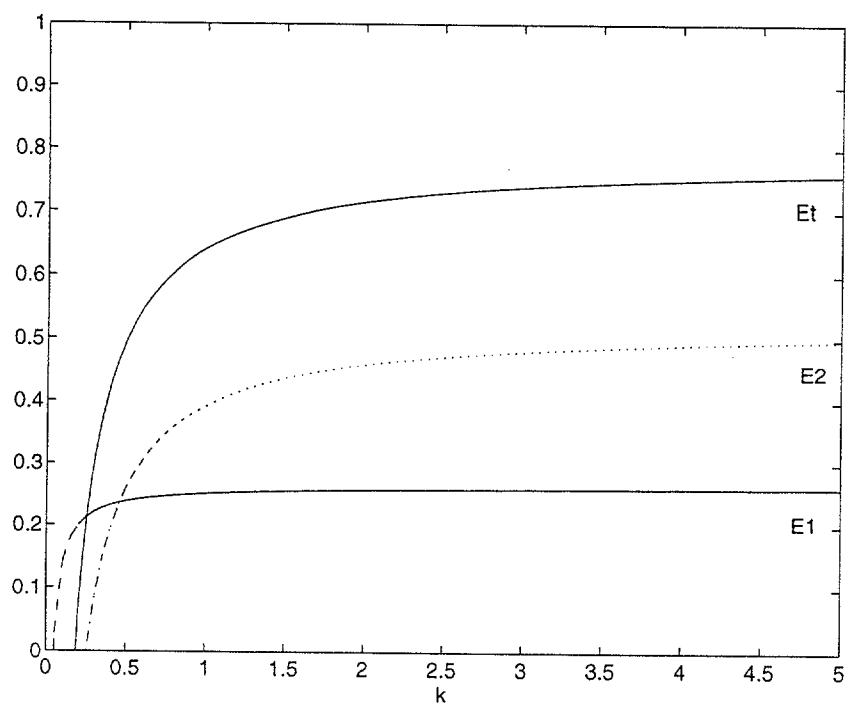


Figure 0.2:



Capítulo 2

Eficiencia dinámica de la política ambiental: el caso de transferencia intertemporal de emisiones

Talitha Feenstra*

Noemi Padrón †

*Department of Economics and Center, Tilburg University, P.O. Box 90153 LE Tilburg, The Netherlands.

†Este trabajo es el resultado de un proyecto de investigación durante mi visita con el Programa Erasmus de Postgrado a la Universidad de Tilburg. Agradecemos a Peter Kort, Aart de Zeeuw, Emmanuel Petrakis, y Jean-Pierre Benoit sus valiosos comentarios y sugerencias. Gracias también a Pedro Marin, Alejandro Balbas, Rob Aalbers y Jose A. Garcia.

Resumen

En este trabajo se analizan los efectos de las políticas de medio ambiente con horizontes temporales finitos sobre la inversión óptima de las empresas. Se demuestra que cuando se permite a las empresas transferir sus emisiones de forma intertemporal, invierten antes en control de la contaminación, adelantando su cumplimiento con la legislación futura. Por lo tanto, políticas como el "banqueo" de emisiones aumentan la eficiencia dinámica de los permisos transferibles y generan ahorros en costes significativos para las empresas.

Mostramos la dinámica de la política de banco y de la transferencia de emisiones cuando la empresa se enfrenta a un estándar de emisión de dos etapas con requerimientos estrictos al final del programa. Comparamos la trayectoria óptima de la empresa bajo un programa puro de banco con una política de comando y control (CAC), con impuestos Pigouvianos y con préstamos de contaminación, siempre en horizontes temporales finitos. El banco introduce flexibilidad temporal, induciendo a la empresa a sobrecumplir antes los estándares de medio ambiente comprando así un retraso en su ajuste a políticas futuras más estrictas. Finalmente, analizamos la dinámica de un programa puro de transferencia de emisiones, donde se puede disponer de permisos en un mercado de competencia perfecta, pero que no duran eternamente.

1 Introducción

Con frecuencia podemos ver que los reguladores exigen determinados estandars ambientales para ser alcanzados en cierto momento futuro en el tiempo, creando un período de ajuste para las empresas que contaminan. Generalmente, los objetivos de contaminación globales y locales, se fijan creando de forma más o menos explícita varias etapas de requerimientos en cuanto a reducción de la contaminación. La Unión Europea, por ejemplo, exige a sus países miembros reducir las emisiones de sulfuro en tres etapas de cinco años cada una. Al final de cada etapa, todos los países deben cumplir con una reducción de contaminación basada en sus emisiones de referencia de 1980 (Directiva 88/609/CEE) o en el Segundo Protocolo (Europeo) del Azufre (SSP; Oslo, 1994). Más recientemente, el Acid Rain Program de los EEUU (Clean Air Act Amendment, 1990) sobre centrales eléctricas para reducir la tasa de contaminación de algunas empresas contaminadoras se define en dos etapas (1990-95 y 1995-2000) y utiliza un mercado de permisos. Otros programas de permisos, como el Lead in Gasoline Program (1983-86), han definido políticas dinámicas en estos

términos.¹ Esta implementación 'por etapas' de los objetivos de reducción de la contaminación, puede ser ventajosa para las empresas por varios motivos: crea un período de ajuste para las empresas reguladas e induce a planificar todas las acciones encaminadas a la reducción de la contaminación; permite a los países implementar mecanismos específicos para conseguir los estándares requeridos; reduce la incertidumbre después del plazo límite y, por tanto, hace que el cambio técnico tenga un largo camino por recorrer.

Este trabajo está inspirado en dos aspectos de los mercados de permisos transferibles relativos al Acid Rain Program de los EEUU (ARP), la implementación por pasos de los estándares de contaminación y la validez limitada de los permisos. El programa crea un mercado de permisos de contaminación dentro de la industria eléctrica que en principio, debe aumentar la flexibilidad de una planta para alcanzar el estándar de contaminación en dos etapas temporales, finalizando en el año 2000. A pesar de que el extenso mercado implicado y las importantes reducciones de emisiones han creado buenas ex-

¹Este programa obligó a las refinerías a reducir de forma gradual, y finalmente eliminar, el contenido de petróleo en la producción de gasolina. El programa permitió la transferencia de cuotas de reducción entre las refinerías así como el banqueo - ahorros de permisos durante cierto período que podían ser utilizados para justificar emisiones en un período posterior. Consistió en una reducción por etapas de los estándares sobre contenido de petróleo. Ver EPA (1985).

pectativas en el programa, un reciente estudio muestra un negligible mercado entre las empresas (Burtraw, 1996) ².

Por un lado, nos proponemos analizar el papel del período de validez de los permisos y el horizonte temporal de los programas de permisos, para explicar los bajos volúmenes actuales de transferencias y los bajos precios dentro del programa. Por otro lado, intentamos evaluar los beneficios que se derivan de la distribución intertemporal de los objetivos de control de la contaminación. ¿Qué ocurre con los estandars globales de contaminación y la distribución intertemporal de la reducción de las emisiones de las empresas cuando es posible la transferencia intertemporal de emisiones ? Con este fin, modelizamos las políticas ambientales en horizontes temporales finitos y analizamos su impacto sobre el comportamiento óptimo de inversión de la empresa.

Los actuales diseños de políticas ambientales tienen en cuenta el medio ambiente específico y la estructura del mercado. Por lo tanto, la implementación de programas de permisos difiere de lo que son los sistemas teóricos de permisos. El horizonte temporal finito de los programas – con validez limitada de los permisos – y la combinación de estandars de contaminación globales e individuales, que caracterizan por ejemplo el ARP, son dos de los aspectos que

²Se da cierto comercio en el mercado cuando los outsiders compran permisos. No obstante, muchas empresas se muestran reacias a vender los permisos que no necesitan aún.

no han sido tratados de forma explícita en la literatura. Si los permisos no tienen validez para siempre, el regulador exige de forma implícita a las empresas la consecución de cierto nivel de reducción al final del programa, con independencia de la posición neta de la empresa en el mercado de permisos durante el programa. Así, al final del programa, todas las empresas deben cumplir el estándar. Esto plantea la cuestión de cuáles son los potenciales ahorros de costes de un mercado de permisos en tal caso. Podría decirse que, aun cuando la eficiencia asignativa – aprovechando las diferencias en las reducciones de costes entre las empresas – es solo temporal, hay propiedades dinámicas normalmente pasadas por alto en los modelos de permisos transferibles que determinan la actuación del mercado y originan ahorros adicionales de costes. En este trabajo nos centramos en el papel que tiene el plan de inversión de una empresa bajo políticas ambientales flexibles.

Los instrumentos de política medio ambiental suelen analizarse y compararse en base a tres aspectos fundamentales: eficiencia estática, viabilidad institucional e impactos en el cambio tecnológico (Milliman y Prince, 1989). El último aspecto también se conoce como eficiencia dinámica y, en términos amplios, se refiere a los incentivos que la política crea en las empresas que contaminan para invertir en innovación y a la dirección que toman las actividades de innovación. Utilizamos la inversión dinámica en reducción de las emisiones

para estudiar los incentivos inducidos por la transferencia y el "banqueo" de los permisos.

Introducir un sistema de permisos de contaminación comercializables o transferibles conlleva la escasez de un nuevo y bien definido bien, el medio ambiente (Dales 1968). El regulador establece un estándar global o distribuye permisos de contaminación entre las empresas siguiendo algún criterio. Permite a las empresas transferir sus permisos o las asignaciones sobrantes en un mercado bien definido. Se ha demostrado que este instrumento es una efectiva estrategia de coste para encauzar los problemas de contaminación dentro de un marco estático y de cualquier otro marco (Montgomery, 1972; Tietenberg, 1985; Baumol y Oates, 1988).

Las propiedades de los permisos suelen describirse utilizando conceptos como efectividad-coste y eficiencia de mercado o de asignación. La *efectividad-coste* se refiere a la eficiencia productiva (Mishan, 1980), es decir, a la habilidad de una empresa para minimizar los costes y conseguir un estándar fijado externamente. La efectividad-coste de los permisos transferibles fue demostrada formalmente por Montgomery (1972). Los permisos aseguran que cualquier objetivo de medio ambiente es alcanzable con un mínimo coste para la sociedad y que los esfuerzos de reducción se distribuyen de forma eficiente entre todas las empresas. Sin embargo, nada asegura que los beneficios derivados de dicho

estándar compensen los costes del daño en el margen. Por otro lado, la *eficiencia de mercado o de asignación* se refiere a la internalización del coste social de oportunidad del uso del medio ambiente como un recurso en el sistema de precios - eficiencia social- , Mishan (1980).

El análisis de Montgomery consideró un marco estático e infinito y se centró en el comercio intraindustrial. No obstante, la 'transferencia temporal' o distribución temporal de los permisos, es otro importante aspecto a considerar cuando se permite el "banqueo" de permisos, es decir, la posibilidad de ahorrar los permisos sobrantes para su futura utilización o venta. Se utiliza el término *eficiencia dinámica* para referirnos a una eficiente distribución de emisiones en el tiempo tal que (a) durante el programa se calcule el promedio de un estándar global y/o (b) las empresas puedan distribuir sus emisiones individuales en el tiempo.

Nos centramos en la política del banco y obtenemos la distribución óptima de emisiones en el tiempo desde el punto de vista de la empresa individual - que debe decidir cuándo reducir la contaminación- y desde el punto de vista del regulador - que crea un mercado para conseguir una eficiente distribución temporal de un estándar de contaminación agregado³.

³Si la distribución de emisiones en el tiempo no es importante en términos de impacto medio ambiental, el estándar global fijado por el regulador puede ser promediado por las empresas para la duración del programa. Entonces, la suma de todas las emisiones durante

En la literatura, las propiedades dinámicas de los permisos se analizan a nuestro entender sólo en entornos altamente estilizados. El regulador establece un estándar global para las emisiones. Las empresas pueden transferir los permisos dependiendo de cómo su comportamiento ambiental se relaciona con la distribución inicial de permisos. En el análisis de un modelo dinámico sobre el comportamiento de inversión de la empresa, el horizonte temporal se lleva al infinito -"validez ilimitada de las licencias". Kort y al. (1991) analiza las subvenciones y los impuestos como instrumentos alternativos para inducir el control de la contaminación y encontrar la senda óptima de inversión para la empresa; Xepapadeas (1992) estudia las diferencias entre los impuestos y la política de comando y control (CAC) a través de las sendas óptimas de inversión de las empresas; Kort (1996) introduce por primera vez los mercados de permisos como una opción para las empresas, comparando los permisos y los impuestos dentro de un marco dinámico: bajo condiciones específicas de inversión y horizontes temporales infinitos, un impuesto uniforme sobre los permisos equivale a un sistema de permisos si los precios de los permisos se actualizan cada período según el tipo de interés.

Cronshaw y Kruse (1991) analizan las propiedades dinámicas de los per-

el programa $\int_0^T S(t)dt$ puede ser el objetivo global del regulador, en lugar de cada $S(t)$. Este es normalmente el caso de las contaminaciones acumulables tales como los gases que provocan el efecto invernadero y los clorofluorurocarbonos.

misos dentro de un modelo de tiempo discreto y horizonte temporal infinito. Muestran como, bajo información perfecta y tiempo ilimitado, existe un modelo eficiente de precios de permisos para el mercado dinámico. El control de la contaminación que llevan a cabo las empresas se modeliza como un coste periódico, la inversión en tecnología no es posible. La introducción del ban- queo no da lugar a diferentes resultados en su análisis. Rubin y Kling (1993) construyen un modelo intertemporal de mercado y de ban- queo para reflejar los ahorros de costes en contaminación de hidrocarbano de los fabricantes de automóviles.

Los horizontes temporales finitos, además de acercarse más a los actuales programas de medio ambiente, introducen interesantes condiciones en la es- pecificación de los modelos dinámicos para permisos y, en general, para la política ambiental. Para evaluar el rendimiento y la efectividad de las trans- ferencias intertemporales, nos centramos en una política de permisos diseñada por todas las empresas para alcanzar un objetivo de contaminación (límite de emisiones totales o tasa estándar) en algún momento del tiempo. Cualquiera que sea la posición de la empresa en cada período, debe cumplirse dicho obje- tivo en el último año (cuando los permisos dejan de ser válidos). Esto implica: primero, la combinación de dos instrumentos, los permisos y el estándar indi- vidual; y segundo, la introducción de una condición terminal en el problema de

control óptimo (problema de período fijo con momento final fijado). Con horizontes temporales limitados y tipos de descuento positivos, el banqueo induce a las empresas a empezar antes a constituir su stock de capital para reducir la contaminación y supone significativos ahorros de costes al compararlo con la política de comando y control. Un impuesto pigouviano equivale a una política de banqueo si el tipo impositivo puede ser ajustado en el tiempo. Por otro lado, los permisos de emisiones retrasan las inversiones de las empresas en reducción de la contaminación. Finalmente, la trayectoria óptima de inversión de las empresas que participan en un mercado puro de permisos, depende de la evolución de los precios de los permisos.

El trabajo se estructura como sigue. La sección 2 formula el escenario de la política ambiental y deduce las condiciones bajo las cuales la empresa individual encuentra ventajas en el banqueo. Calcula el ahorro de costes para la empresa que se deriva de la transferencia intertemporal de permisos individuales – cuando existe libertad para escoger la distribución temporal de los permisos durante el programa y, por tanto, su inversión en reducción de la contaminación. Las trayectorias óptimas se comparan con las políticas CAC y las políticas impositivas. En la sección 3 se estudia la posibilidad de una política de préstamos -se utilizan antes las dotaciones futuras de permisos-. En la sección 4 se deducen sendas óptimas de inversión bajo un programa similar de

horizonte temporal limitado, cuando la empresa sólo puede transferir permisos en un mercado de permisos perfectamente competitivo dentro de un período finito. No se permite ni el banqueo ni el préstamo de emisiones. Las sendas de los precios de los permisos se caracterizan bajo acuerdos institucionales alternativos. La sección 5 concluye.

2 Banqueo como una transferencia intertemporal de emisiones

Considérese una empresa frente a un sistema de permisos transferibles durante el período $[0, T]$. Suponemos que la empresa tiene como objetivo minimizar los costes de control de la contaminación⁴. Con el propósito de centrarnos en la flexibilidad temporal, asumimos que a la empresa se le permite de forma exclusiva "banquear" los permisos: puede guardar para su posterior uso aquellos permisos que no han sido utilizados, pero no puede transferir su exceso de emisiones con otras empresas contaminadoras. Esto limita deliberadamente el uso de los permisos para así recoger sólo los efectos de la flexibilidad temporal. En el siguiente apartado se amplía el modelo y se permite la transferencia de

⁴Dado que normalmente la empresa regulada es una empresa pública, no siempre es correcto describirla como una maximizadora del beneficio.

los permisos.

Suponemos que el programa de permisos tiene las siguientes características: el regulador introduce un sistema de permisos en el período 0. Un permiso se define como la autorización para emitir cierta cantidad de polución en cualquier momento durante el programa, por ejemplo x toneladas de SO_2 . El regulador advierte a la empresa de que en el último período T debe cumplir un específico (estricto) estándar de contaminación $\ell(T)$. Así pues, en algún momento cada una de las empresas debe adaptarse técnicamente (o reducir su output) para cumplir con las medidas de medio ambiente. El banqueo de permisos permite que las empresas se ajusten a su propio ritmo.

El proceso de producción de la empresa origina $E(t)$ emisiones. Estas emisiones pueden reducirse invirtiendo en capital para controlar la contaminación. Denotemos las emisiones como E y el capital para controlar la contaminación como K , de forma que las emisiones en el período t vienen dadas por $E(K(t))$. Suponemos que cuanto mayor es el stock de capital para controlar la contaminación más se reducen las emisiones, $E'(\cdot) < 0$, y que en términos de capital cuesta más reducir las emisiones cuando el nivel de éstas es ya bajo, $E''(\cdot) \geq 0$. Dada la regulación, la empresa intentará minimizar la cantidad de dinero que debe gastar para controlar la contaminación. Para cierto estándar ℓ , podemos invertir $E(\cdot)$ para encontrar $K = E^{-1}(\ell)$, la cantidad de capital necesaria para

satisfacer dicho estándar. Ésta la denotamos como $k(\ell)$.

El regulador comunica en el período 0 qué estándar $\ell(t)$ se mantendrá durante el período $[0, T]$. El estándar se va haciendo más estricto con el transcurso del tiempo, de modo que $\ell(t)$ es una función decreciente en el tiempo.

De forma expresa se supone el siguiente programa:

$$\ell(t) = \ell_1 \quad t \in [0, s] \tag{2.1}$$

$$\ell(t) = \ell_2 \quad t \in (s, T] \tag{2.2}$$

con $\ell_1 > \ell_2$

Suponemos que en el período 0 la empresa posee suficiente capital para controlar la contaminación y satisfacer el estándar $\ell(0)$:

$$K(0) = k(\ell(0)). \tag{2.3}$$

Después de este período el estándar de contaminación se hace más restrictivo hacia el final. Esta forma de fijar el estándar es prácticamente equivalente al ARP⁵. La empresa puede crear permisos y guardarlos en un banco . Puede

⁵Para una descripción de este programa ver por ejemplo N. Kete (1992). El anuncio del ARP indujo a las empresas a anticiparse al estándar del primer período. Cuando empezó el programa en 1995 muchas de las empresas ya cumplían con el límite del primer período.

crearlos si su nivel de emisión de residuos está por debajo del nivel estándar $\ell(t)$. Podrá depositar los permisos en un banco y usarlos después. Así, podrá contaminar por encima del nivel estándar si previamente ha depositado permisos en el banco para cubrir la contaminación adicional. Al banquear los permisos aumenta el stock de permisos en el banco, $A(t)$. Este stock ni se deprecia ni genera intereses⁶.

Muchos reguladores ponen en duda la continuidad del programa pasado el período T . Por ejemplo, el ARP no especifica qué es lo que pasará con los permisos existentes o el estándar del año 2005 después de dicho año. El Second (European) Sulphur Protocol (SSP: Oslo, 1994) fija nuevos objetivos internacionales para el SO_2 , pero deja abierta la implementación de estándares rígidos futuros. Es razonable hacer la presunción de que el estándar $\ell(T)$ continuará siendo válido. Otra posibilidad es que se implementen estándares más rígidos. Para reflejar las expectativas de la empresa sobre las futuras regulaciones se introduce una función lineal de valor residual $S(K, A) = v_a A + v_k K$. Cuando la empresa cree que las futuras regulaciones serán más estrictas, asocia un valor residual positivo a ambos K y A . Por otro lado, si la empresa cree que se va a desarrollar una tecnología nueva más barata, concede mayor

⁶En el US Emissions Trading Program (1981) los permisos banqueados podían depreciarse según las mejoras de calidad medio ambiental exigidas en los áreas donde se implementaron (Padrón, 1991).

importancia a A que al capital físico, K .

La cantidad de permisos banqueados (o retirados del banco) en determinado momento – tasa de permisos banqueados – se denota como $a(t)$. El aumento en el stock de permisos banqueados viene dado por:

$$\dot{A}(t) = a(t) \quad (2.4)$$

El banco no permite a las empresas mantener un stock de permisos negativo, no se conceden préstamos.

$$A(t) \geq 0 \quad (2.5)$$

Además, se supone que la empresa empieza en el periodo 0 sin ningún permiso en el banco.

$$A(0) = 0 \quad (2.6)$$

El capital para el control de la contaminación puede acumularse según una función de acumulación de capital estándar:

$$\dot{K} = I(t) - \delta K(t) \quad (2.7)$$

donde δ es la tasa de depreciación y $I(t)$ es el total de inversión en capital para el control de la contaminación. Si la empresa invierte estará sujeta a

costes de ajuste. Éstos, junto con los costes puros de inversión, se incluyen en la función de costes de inversión $C(I)$. Se supone que $C(0) = 0$, $C'(\cdot) \geq 0$ y $C''(\cdot) > 0$. La empresa determina su inversión en control de la contaminación y en permisos en cada período t para minimizar el valor presente del flujo de sus costes de inversión menos los valores residuales en el último período T .

Dado que la empresa debe satisfacer el estándar en cualquier período, la tasa a la cual puede banquear los permisos en el momento t viene dada por:

$$a(t) = \ell(t) - E(K(t)), \quad (2.8)$$

que son las unidades que la empresa emite por debajo del estándar. En el momento T , cuando finaliza el programa, la empresa debe satisfacer el estándar sin utilizar permisos: $E(K(T)) \leq \ell(T)$. El sistema de permisos se introduce para permitir a la empresa escoger su propia senda de acumulación de capital para reducir la contaminación y cumplir un estándar más estricto ℓ_2 . Es un intermedio entre un sistema con completa flexibilidad temporal, donde la empresa sólo debe satisfacer ℓ_2 en el último período T y un sistema sin flexibilidad temporal, donde la empresa debe satisfacer el estándar $\ell(t)$ en cualquier momento. Resumiendo, la empresa debe solventar el siguiente problema de optimización dinámica restringido: minimizar el valor presente de los costes de inversión durante todo el programa menos el valor residual del capital para

el control de la contaminación y los permisos en el último período,

$$\min_{a,I} \left\{ \int_0^T e^{-rt} [C(I)] dt - [v_k K(T) + v_a A(T)] e^{-rT} \right\} \quad (2.9)$$

sujeto a las siguientes restricciones,

$$\dot{A}(t) = a(t) \quad (2.10)$$

$$\dot{K}(t) = I(t) - \delta K(t) \quad (2.11)$$

$$a(t) = \ell(t) - E(K(t)) \quad (2.12)$$

$$A(t) \geq 0 \quad (2.13)$$

$$I(t) \geq 0 \quad (2.14)$$

$$A(0) = 0; \quad K(0) = k(\ell_1) \quad (2.15)$$

$$E(K(T)) \leq \ell(T) \quad (2.16)$$

Cuando la política ambiental viene dada por el programa de estandars de (2.1) a (2.2), el estándar $\ell(t)$ es discontinuo en s . Esto implica que se puede dividir el problema de optimización en dos partes para aplicar el principio de máximo. Sin embargo, las condiciones de optimalidad de primer orden en

ambos períodos son similares. Pueden reescribirse de la siguiente forma (ver Apéndice A):

$$\lambda_1 \leq C'(I) \quad I \geq 0 \quad I[C'(I) - \lambda_1] = 0 \quad (2.17)$$

$$\lambda_2 = \frac{\dot{\lambda} - (r + \delta)\lambda_1}{E'(K)} \quad (2.18)$$

$$\mu = r\lambda_2 - \dot{\lambda}_2 \quad (2.19)$$

$$\mu \geq 0 \quad A \geq 0 \quad \mu A = 0 \quad (2.20)$$

y las condiciones terminales,

$$\lambda_1(T) \geq v_K ; K(T) \geq k(\ell_2) ; (K(T) - k(\ell_2))(\lambda_1 - v_K) = 0 \quad (2.21)$$

$$\lambda_2(T) \geq v_a ; A(T) \geq 0 ; A(T)(\lambda_2(T) - v_a) = 0 \quad (2.22)$$

La ecuación 2.17 se refiere a la inversión óptima en capital para el control de la contaminación. Excepto para soluciones de esquina, el valor sombra de una unidad adicional de capital para el control de la contaminación (λ_1) debe ser igual a los costes marginales de inversión. La segunda ecuación, (2.18) asocia el valor sombra de un permiso en el banco (λ_2) con el control de la contaminación de la empresa. Cuanto más ha invertido la empresa en capital

para el control de la contaminación, más costoso es en términos de capital reducir la contaminación más allá (dado que $E'(K) \leq 0$) y, por tanto, mayor es el valor de un permiso en el banco. El valor sombra de un permiso en el banco (λ_2) es positivo (i.e. se valora tener permisos en el banco) cuando el valor sombra del capital para el control de la contaminación no aumenta, o crece a una tasa inferior al tipo de interés corregido por la depreciación ($(r + \delta) \lambda_1$). Las ecuaciones 2.19 y 2.20 asocian el stock de permisos en el banco con su valor sombra. Si este valor sombra se reduce en términos reales (i.e. $r\lambda_2 - \dot{\lambda}_2 > 0$), entonces de (2.20) se obtiene que $A = 0$ – no es óptimo mantener un stock positivo de permisos. Por otro lado, si una solución óptima se caracteriza por cantidades positivas de permisos en el banco, el valor sombra de los permisos debe aumentar exactamente con el tipo de interés. A lo largo de una senda óptima el valor sombra de un permiso en el banco nunca debe crecer a una tasa mayor que el tipo de interés. Esto se deduce de (2.20). Si aumentase más rápido, la empresa querría banquear un número infinito de permisos, de forma que no habría solución óptima.

Lemma 1 *La empresa nunca valora de forma negativa un permiso adicional en el banco:*

$$\lambda_2 \geq 0 \quad \forall t \in [0, T] \tag{2.23}$$

Esto es razonable ya que la empresa puede decidir utilizar el permiso en cualquier momento y no incurre en costes si lo guarda en el banco.

Demostración: Suponga que ésto no se cumplirá para todo t , de modo que $\lambda_2(t_1) < 0$ para cierto $t_1 \in [0, T]$. De la ecuación (2.19) y (2.20) se deduce que $\dot{\lambda}_2 < 0$ para todo $t \geq t_1$. Esto contradice la condición terminal $\lambda_2(T) \geq v_A \geq 0$.

La ecuación (2.18) implica entonces que a lo largo de una senda óptima, el valor sombra del capital para el control de la contaminación crece como mucho a la tasa $(r + \delta)$. Además si $\lambda_2 = 0$ para cierto t_1 , entonces $\lambda_2 = 0$ para todo $t \geq t_1$. De (6.18) $\dot{\lambda}_2(t_1) = -\mu_1 \leq 0$ y se dedujo que $\lambda_2 \geq 0$. Por lo tanto, $\dot{\lambda}_2(t_1) = 0$. El mismo razonamiento se aplica para todo $t \geq t_1$ y se obtiene que $\lambda_2 = 0$ para todo $t \geq t_1$.

Ahora se demuestra que este sistema del banqueo es siempre ventajoso para la empresa comparado con una política de comando y control. Considere una empresa a la que no se le permite el banqueo de permisos, pero está sujeta a una política de estándar más estricta: debe satisfacer el estándar $\ell(t)$ en cualquier momento. En términos de un sistema de permisos, no se le permite utilizar ningún permiso. Esto equivale a añadir la restricción:

$$a(t) \geq 0 \tag{2.24}$$

al problema de minimización del coste de más arriba. Las condiciones de

primer orden para el problema de CAC y su especificación formal se muestran en el Apéndice. Inmediatamente se hace evidente que permitir a una empresa banquear los permisos para su posterior uso reduce el total de gastos de la empresa en control de la contaminación. Posibilitar el uso de permisos implica eliminar la restricción (2.24) del problema de decisión de las empresas. La solución óptima con permisos será al menos tan buena como la solución óptima bajo una política de comando y control. Probablemente es mejor, originando ahorro de costes, dado que la empresa puede suavizar su inversión.

Supóngase ahora que $S(K(T), A(T)) = 0$ (o $v_k = 0$ y $v_a = 0$), es decir, que no hay valor de control de la contaminación ni permisos después de T . La empresa empieza invirtiendo a una tasa mayor que $I = \delta k(\ell_1)$ (or $\dot{K} = 0$) en el período s_1 , con $0 \leq s_1 < s$. Antes de dicho período estaba invirtiendo a una tasa $\delta k(\ell_1)$ para compensar la depreciación. A partir de s_1 el stock de capital aumenta. La empresa contamina por debajo del nivel estándar y acumula permisos. En el período s , se impone el estándar más estricto ℓ_2 , aun cuando la empresa no ha acumulado todavía suficiente capital para reducir la contaminación y satisfacerlo. La empresa utiliza sus permisos banqueados para cubrir emisiones demasiado altas, al tiempo que continua invirtiendo a una tasa elevada y construye capital para el control de la contaminación. En el período s_2 , con $s < s_2 \leq T$, la empresa ha acumulado suficiente capital y

su contaminación satisface el estándar estricto. Reduce sus inversiones para invertir sólo por la depreciación y no utiliza más permisos. En el período T , finaliza el programa y la empresa recibe el valor residual del capital para el control de la contaminación y de los permisos, si lo hay. Es una senda óptima para valores residuales suficiente bajos.

Si v_k o v_a es elevado, la empresa continuará invirtiendo en capital para el control de la contaminación aunque satisfaga el nuevo estándar más estricto. Por lo tanto, la definición de la senda óptima dependerá de la definición de los objetivos de la política o de la política posterior al programa.

Se puede comparar la senda óptima bajo la política de permisos descrita más arriba (ver *figura 6*) con la estrategia de inversión cuando la empresa se enfrenta a una política CAC estándar rígida (ver *figura 7*). La senda óptima bajo una política de comando y control viene dada por:

$$(i) I(t) = \delta k(\ell_1) \text{ para } t < s_3 \text{ para todo } s_3 \in [0, s),$$

$$(ii) I(t) > \delta k(\ell_1) \text{ para } s_3 \leq t < s \text{ tal que en } s, K(s) = k(\ell_2),$$

$$(iii) I(t) = \delta k(\ell_2) \text{ para } s < t \leq T.$$

Esta senda es una solución posible al problema de optimización (2.9), pero no satisface las condiciones de primer orden. Esto no sorprende; permitir a la empresa banquear los permisos mejora su flexibilidad a la hora de planear sus

gastos de inversión. Aun en el marco altamente simplificado que se utiliza, el banqueo de permisos supone ahorro de costes. En realidad, debido a variaciones en los costes de ajuste en el tiempo, pueden esperarse incluso mayores ahorros de costes derivados de la política de banqueo.

2.1 Impuesto sobre emisiones en períodos finitos

En principio, para un regulador con información perfecta sobre los costes de control de la contaminación de las empresas, es posible fijar un sistema de impuestos sobre emisiones que conduzca a la empresa a la misma senda de inversión que hubiera seguido bajo el programa de permisos descrito más arriba. El regulador debe calcular la senda óptima de inversión y fijar un impuesto sobre emisiones igual al valor sombra de los permisos banqueados, λ_2 , para cualquier período. En el caso de un sistema de impuestos sobre emisiones, la empresa debe pagar un impuesto, τ , por cada unidad de emisiones. De este modo, también paga de forma explícita por las emisiones que están por debajo del estándar. Ésto contrasta con el sistema de permisos que se acaba de describir, donde la empresa sólo paga un coste de oportunidad implícito. El problema de optimización que la empresa debe resolver bajo impuestos es minimizar el valor presente de la corriente de costes de control de la contaminación más el impuesto sobre emisiones menos el valor residual del capital para



el control de la contaminación y el exceso de reducción de emisiones (que de nuevo representa las expectativas de la empresa sobre el posterior desarrollo de la política).

$$\min_I \left\{ \int_0^T e^{-rt} [\tau E(K) + C(I)] dt - [v_k K(T)] e^{-rT} \right\} \quad (2.25)$$

sujeto a las restricciones 2.10 a 2.16. Las condiciones de optimalidad para la empresa son:

$$C'(I) \leq \tilde{\lambda}_1 \quad I \geq 0 \quad I[\tilde{\lambda}_1 - C'(I)] = 0 \quad (2.26)$$

$$\tau = \frac{\tilde{\lambda}_1 - (r + \delta)\tilde{\lambda}_1}{E'(K)} \quad (2.27)$$

y las condiciones terminales:

$$\tilde{\lambda}_1(T) \geq v_k; \quad E(K(T)) \leq \ell(T); \quad [\tilde{\lambda}_1(T) - v_k][E(K(T)) - \ell(T)] = 0 \quad (2.28)$$

Suponiendo que existe una solución interna, estas condiciones equivalen a las de un óptimo bajo el sistema de permisos, (2.17) a (2.22), cuando el impuesto se fija tal que

$$\tau(t) = \lambda_2(t), \quad (2.29)$$

donde λ_2 es el valor sombra de los permisos de la sección 2. Si el regulador fija unos impuestos iguales a dicha cantidad, la senda de inversión escogida

por una empresa optimizadora sujeta a dichos impuestos es la misma que la escogida por una empresa sujeta al sistema de permisos banqueables descrito en la sección 2.

Se podría concluir que es posible llegar a los mismos resultados con un impuesto que con un sistema de permisos. Pero nótese que para que sea posible es necesario que el regulador conozca perfectamente la función de costes de la empresa. Si éste no es el caso, es imposible para el regulador calcular el nivel de impuestos correcto. Por otra parte, el impuesto debe ajustarse cada período para seguir la senda óptima. Por el contrario, para alcanzar la senda óptima de inversión en el sistema de permisos, sólo es necesario que el regulador fije el nivel de estandars, ℓ_1 y ℓ_2 . Esta diferencia en exigencias de información es una distinción muy conocida entre los impuestos y los permisos, ver por ejemplo Baumol y Oates (1988).

3 Préstamos de emisiones

Se puede dar un paso más allá del sistema descrito y dar a la empresa más flexibilidad. Considere una empresa que debe cumplir con la política ambiental definida por el programa (2.1) a (2.2), descrito más arriba, y suponga ahora que el regulador concede a la empresa en el período 0 suficientes permisos

para cumplir con el programa de emisiones. Esto otorga a la empresa total libertad para distribuir sus emisiones en el tiempo, o en términos formales, elimina la restricción $A \geq 0$ (aunque se mantiene el requerimiento de que $A(T) \geq 0$). Prestar emisiones se define como permitir a la empresa contaminar por encima del nivel estándar en cierto período t aunque no tenga stock de permisos guardados, a condición de que lo compense después con reducciones de contaminación por debajo del estándar. La estructura arriba descrita y formalizada más abajo permite la política de préstamos de emisiones.

Se denota por $B(t)$ el balance total de permisos de la empresa, tal que:

$$B(0) = \int_0^T \ell(t) dt$$

Las emisiones reducen este stock:

$$\dot{B}(t) = -E[K(t)] \tag{3.1}$$

de forma que:

$$B(t) = L - \int_0^t E[K(s)] ds$$

nos da el stock de permisos que la empresa posee en el momento t .

Al final del programa la empresa debe cumplir el estándar más estricto, $\ell(T) = \ell_2$ y por tanto debe cumplirse que $K_T \geq k(\ell_2)$. La empresa también

debe haber pagado por sus "préstamos": se exige que $B(T) \geq 0$. Como en la sección 2, la empresa empieza con un capital $K(0) = k(\ell_1)$ en $t = 0$. En resumen, la empresa debe resolver el siguiente problema de optimización dinámica restringido:

$$\min_I \left\{ \int_0^T e^{-rt} [C(I)] dt - [v_k K(T) + v_b B(T)] e^{-rT} \right\} \quad (3.2)$$

sujeto a las siguientes restricciones:

$$\dot{B}(t) = -E(K(t)) \quad (3.3)$$

$$\dot{K}(t) = I(t) - \delta K(t) \quad (3.4)$$

$$B(T) \geq 0 \quad (3.5)$$

$$I(t) \geq 0 \quad (3.6)$$

$$B(0) = L; \quad K(0) = k(\ell_1) \quad (3.7)$$

$$E(K(T)) \leq \ell(T) \quad (3.8)$$

Las condiciones de primer orden son:

$$C'(I) \leq \lambda_1 \quad I \geq 0 \quad I[\lambda_1 - C'(I)]_{29} = 0 \quad (3.9)$$

$$\lambda_3 = \frac{\dot{\lambda}_1 - (r + \delta)\lambda_1}{E'(K)} \quad (3.10)$$

$$\dot{\lambda}_3 = r\lambda_3 \quad (3.11)$$

junto con las condiciones terminales:

$$\lambda_1(T) \geq v_K, \quad E(K_T) \leq l_T, \quad [\lambda_1(T) - v_K][l_T - E(K(T))] = 0 \quad (3.12)$$

$$\lambda_3(T) \geq v_b, \quad B(T) \geq 0, \quad B(T)[\lambda_3(T) - v_b] = 0 \quad (3.13)$$

Dado que la empresa siempre necesita mantener algunos permisos para justificar sus emisiones finales, se deduce que $B(t)$ siempre será positivo.

Lemma 2 *La empresa nunca valora de forma negativa un permiso adicional en le banco:*

$$\lambda_3 \geq 0 \quad \forall t \in [0, T] \quad (3.14)$$

Demostración:

Podemos resolver la ecuación (3.11) para λ_3 :

$$\lambda_3(t) = e^{r(t-T)}\lambda_3(T)$$

λ_3 es el valor sombra de una unidad añadida a B , el stock de permisos disponibles para la empresa, el cual no puede ser negativo en T los permisos

de contaminación tienen cierto valor residual no negativo. La empresa siempre puede guardarlos y recibir este valor residual. O, de otro modo, puede utilizarlos y ahorrarse algunos costes de inversión. Si $v_B > 0$ entonces de la condición terminal (3.13) se deduce que $\lambda_3(T) > 0$. Dado que $\lambda_3(t) = e^{-rt} \lambda_3(T)$, se obtiene que $\lambda_3(t) > 0$ para todo t .

De la ecuación (3.10) se obtiene entonces que a lo largo de una senda óptima, debe cumplirse que $\dot{\lambda}_1 < (r + \delta)\lambda_1$. Lo que significa que λ_1 , el valor sombra de una unidad adicional de capital para el control de la contaminación, no debe crecer demasiado rápido. La senda final óptima depende, otra vez, de la función de valor residual. Si v_K es suficientemente alto, la empresa invertirá más que lo que requeriría el estándar. Si v_K es suficiente bajo, digamos $v_K = 0$, entonces $K(T) = k[\ell(T)]$ y la empresa acumula justo el suficiente capital para satisfacer los requerimientos en T . La senda óptima dependerá del tipo de descuento y de la forma de $E(K)$.

Finalmente, siempre que $\ell_1 < \ell_2$ y, tal y como hemos supuesto, la empresa tiene una función de emisión convexa y costes de ajuste $E''(K) > 0$ y $C''(I) > 0$, es relativamente barato invertir en el estándar más bajo (estándars laxos) y más caro hacerlo en los más estrictos. Por lo tanto, para la empresa no es óptimo pedir prestado en la primera fase del programa, ello implicaría que la empresa deja que su capital se deprecie. Así pues, a lo largo de ℓ_1 , la senda



óptima viene determinada por la inversión para mantener el stock de capital.

Durante el segundo período, donde ℓ_2 es obligatorio, la empresa deberá invertir más. Esto ahorra algunos costes, ya que demorar la inversión es siempre más barato, pero también supone mayores costes de ajuste. Una inversión suave es más barata si la empresa presenta una función de costes de inversión convexa. Por lo tanto, a lo largo de $t \in [s, T]$, la empresa distribuirá su inversión para alcanzar ℓ_2 : con préstamos de emisiones durante $[s_1, s_2)$ de modo que estará por encima del estándar para ese período, y creando un stock de capital mayor que el requerido por el estándar para compensar la sobreutilización de permisos durante $[s_2, T]$.

Resumiendo, los préstamos de emisiones tienden a retrasar la inversión en reducción de la contaminación. Sólo cuando el estándar se convierte en más estricto, la empresa empieza a crear o aumentar su stock de capital para el control de las emisiones. Durante este tiempo, la empresa está tomando prestadas emisiones frente a futuras reducciones por encima del estándar final. La tasa de inversión en el segundo período depende de la duración del período, de los costes de ajuste y de la tasa de descuento. En realidad, cuanto mayor es el tipo de descuento, menores son los costes de ajuste o mayor es la duración del primer período, más tarde y más lentamente la empresa crea su stock de capital. Finalmente, la función de valor residual , junto con la tasa de concesión

de préstamos de emisiones en el primer período, determinará la posición final de la empresa respecto del estándar.

Al comparar la dinámica de las políticas de banqueo y de préstamos de emisiones se puede concluir que la empresa podría incurrir en los mismos costes netos de reducción de la contaminación. Sin embargo, el banqueo es la política preferida tanto en términos de distribución de las emisiones en el tiempo, al reducirse antes la contaminación, como en términos de irreversibilidad, ya que tomar prestadas emisiones en el presente frente al futuro puede dar lugar al comportamiento "contamina y cierra" de las empresas.

4 Programa competitivo de transferencia de emisiones con período finito

En esta sección sólo se considera la transferencia de permisos. Considere de nuevo una empresa que minimiza el valor presente del flujo de costes en control de la contaminación en el período $[0, T]$. Durante todo el período está sujeta a cierto estándar de emisión $\ell(t)$ pero puede exceder este estándar en cierto t si compra suficientes permisos de otras empresas. Si la empresa contamina por debajo del estándar ahorra algunos permisos que puede venderlos en el mismo período a otras empresas en un mercado de permisos competitivo. El precio de

mercado de un permiso viene dado por $p(t)$. Sea $y(t)$ la cantidad de permisos que la empresa vende o compra en el mercado en el período t . Entonces, $y(t)$ viene dado por:

$$y(t) = \ell(t) - E(K(t)), \quad (4.1)$$

la diferencia entre el estándar y la tasa de contaminación de la empresa. Si $y(t) > 0$, la empresa es un vendedor neto de permisos y si $y(t) < 0$, la empresa es un comprador neto de permisos. La empresa invierte en capital para el control de la contaminación con el propósito de reducir su tasa de emisiones, aumentando los ingresos de las ventas de permisos, si la empresa es vendedor neto, o reduciendo los costes de las compras de permisos, si la empresa es comprador neto. Al final del período se exige que:

$$E(K(T)) \leq \ell(T),$$

por lo tanto $y(T) \geq 0$. La posibilidad de transferir permisos también puede conceder a las empresas cierta flexibilidad en la temporalidad de sus inversiones. Esta flexibilidad es amplia cuando las empresas en el mercado de permisos difieren en el stock inicial de capital, los costes de ajuste o la tasa de depreciación. Por ejemplo, una empresa que se enfrenta a unos costes de ajuste casi lineales tiene incentivos para demorar sus inversiones hasta el último período. Hasta que no tiene suficiente capacidad para satisfacer el estándar, la

empresa compra permisos de otras empresas con funciones de costes de ajuste más convexas.

El ahorro de costes de esta política se deriva de la eficiencia asignativa temporal, ya que todas las empresas deben cumplir el estándar al final del programa. La eficiencia asignativa completa se alcanza si las empresas pueden mantener su posición neta en el mercado de permisos más allá del período T .

Las empresas deben pagar sus compras de permisos si son compradores netos y recibir algunos beneficios si son vendedores netos. Se considera el mismo programa estándar especificado en la sección de más arriba. El problema de control para la empresa se convierte en:

(FaltaEquation4.2)

sujeto a.....

$$\dot{K} = I(t) - \delta K(t) \tag{4.2}$$

$$y(t) = l(t) - E(K(t)) \tag{4.3}$$

$$I \geq 0 \tag{4.4}$$

$$K(0) = k(\ell_1) \text{ y } K(T) \geq k(\ell_2) \tag{4.5}$$

La principal diferencia con el modelo de banqueo es que las empresas deben vender el exceso de reducción de emisiones al precio de mercado. Las condiciones de primer orden se obtienen en el Apéndice y pueden resumirse como sigue:

$$C'(I) \leq \lambda_1 \quad I \geq 0 \quad I[\lambda_1 - C'(I)] = 0 \quad (4.6)$$

$$\dot{\lambda}_1 = \lambda_1(t)(r + \delta) + E'(K)p(t) \quad (4.7)$$

con las condiciones de transversalidad:

$$\lambda_1(T) \geq v_k; \quad E(K(T)) \leq \ell(T); \quad [\lambda_1(T) - v_k][E(K(T)) - \ell(T)] = 0 \quad (4.8)$$

De la ecuación(4.6), se deduce que el precio sombra del capital para el control de la contaminación debe igualar al menos el coste marginal de inversión a lo largo de una senda óptima. Si se supone una solución interna , entonces $\lambda_1 = C'(I)$. Diferenciando ésta respecto al tiempo y reescribiendo (4.7) se obtiene:

$$\dot{I} = \frac{C'(I)(r + \delta) + p(t)E'(K)}{C''(I)} \quad (4.9)$$

Se cumple que $C'(I) > 0$, $C''(I) > 0$, $p(t) \geq 0$ y $E'(K) \leq 0$. Por lo tanto, $C'(I)(r + \delta) > -p(t)E'(K)$ implica que la inversión aumenta con el tiempo.

Dado que $E''(K) > 0$, se deriva que cuando el precio de los permisos, p , es constante y no demasiado elevado de forma que $C'(I)(r + \delta) > -p(t)E'(K)$ se cumple para cierto $K(t^*)$, podemos concluir que la inversión aumenta de forma monótona para todo $t \geq t^*$. Adicionalmente, una función de inversión constante implica que:

$$C'(I) = \frac{p(t)E'(K)}{(r + \delta)} \quad (4.10)$$

es decir, el coste marginal de inversión iguala el valor marginal presente del capital adicional para el control de la contaminación. La empresa aumenta la inversión si los costes marginales de inversión son menores que el valor presente del coste marginal de la última unidad de contaminación reducida. En ese caso, la empresa reduce las emisiones y vende en el mercado los permisos que no necesita. La empresa paga un coste de oportunidad por cada unidad que emite. Paga siempre para reducir la contaminación si los costes marginales son menores que los beneficios marginales; paga siempre para comprarla si los costes son elevados y la empresa debe cumplir el estándar.

Las dinámicas del capital de inversión vienen determinadas por el precio de los permisos. Primero, si el precio de los permisos aumenta con el tipo de interés $p(t) = e^{rt}p(0)$, entonces $\dot{\lambda}_1 = (r + \delta)\lambda_1 + e^{rt}p(0)E'(K(t))$ determina la tasa de inversión de la empresa en capital para el control de la contaminación.

Segundo, si el precio de los permisos es constante (decrece en términos reales) $p(t) = p(0)$, entonces $\dot{\lambda}_1 = (r + \delta)\lambda_1 + p(0)E'(K(t))$ determina la inversión en control de la contaminación. Finalmente, si el precio de los permisos aumenta en términos reales $p(t) = e^{(r+\alpha)t}p(0)$, donde α es una constante positiva, dado que la empresa no puede guardar permisos para su posterior utilización o venta, el precio sombra del control de la contaminación aumentará y la empresa aumentará la tasa de inversión: el que lo haga para comprar menos permisos o para vender más permisos, depende de la posición neta de la empresa en el mercado.

Un horizonte temporal limitado en mercados de permisos indica que, dado que los permisos no tienen validez después T , el precio del permiso debe reducirse con el tiempo y llegar a ser cero cuando el programa alcanza el último período. Nótese que el precio del permiso actúa como el valor residual de un permiso en el último período. Cuando no se espera que los permisos sean válidos después de T , $p(T) = 0$, es decir, el valor sombra de la inversión por encima del valor requerido por el estándar final será cero. Por lo tanto, la posición final de la empresa en inversión en capital para el control de la contaminación dependerá exclusivamente de sus expectativas sobre límites de contaminación futuros más estrictos. En realidad, la definición de programas de permisos con horizontes temporales finitos, donde los permisos vencen de

forma explícita en el último período o la débil definición del programa que induce a las empresas a creerlo así, hará desvanecer cualquier incentivo a invertir más allá de lo que requiere el estándar.

5 Conclusiones

Este estudio utiliza un modelo de control óptimo con horizontes temporales finitos para caracterizar a las inversiones en reducción de la contaminación de las empresas cuando el gobierno define los objetivos de la política de medio ambiente con períodos de ajuste. Se han combinado varias normas sobre transferencia intertemporal de emisiones para comparar las sendas de inversión en control de la contaminación de las empresas en un marco dinámico con horizontes temporales finitos. Se demuestra como la distribución intertemporal de emisiones, aun a través de la política de "banqueo" simple, supone un ahorro de costes para la empresa.

Se han obtenido trayectorias óptimas de inversión de las empresas cuando la política de bancoo les permite decidir su propia distribución intertemporal de emisiones. Comparado con un marco estándar de comando y control, los ahorros de costes que se derivan del bancoo justifican la inversión más temprana de la empresa. Este resultado se cumple cuando los costes de ajuste

aumentan con los niveles de inversión. Un impuesto pigouviano podría determinar las mismas sendas de inversión óptimas del banqueo si el impuesto se ajusta periódicamente. Sin embargo, requiere información perfecta sobre los costes de control de la contaminación de la empresa y ajustes del tipo impositivo en el tiempo. Finalmente, las sendas de inversión en un mercado de permisos puro, donde cualquier exceso o déficit de permisos debe ser eliminado de forma instantánea, dependen de la senda del precio de un permiso.

Se hacen necesarios algunos comentarios sobre las implicaciones de estos resultados en relación con el fracaso del Acid Rain Program en las industrias de electricidad de los EEUU. El Programa establece un mercado de permisos de emisiones para alcanzar un estándar de contaminación global en dos etapas temporales. Aunque durante la primera etapa se han dado pocas transferencias entre las empresas participantes, el programa ha incentivado el control de la contaminación por parte de las empresas y el cumplimiento de estándares futuros de emisiones. El reducido nivel de transferencias y los bajos precios de los permisos podrían compensarse con el éxito de la política de banqueo. Si las empresas ya han avanzado el primer estándar de contaminación del programa fijado para el primer período, banquear ahora permisos para demorar la inversión hasta el segundo período, no solo es la actuación óptima de la empresa sino que también supone ahorro de costes, cualquiera que sea el desarrollo del

precio del permiso. Además, las expectativas que tienen las empresas sobre los cambios futuros en la tecnología, especialmente en una industria que se caracterice por elevada inversión y costes irreversibles, puede también apoyar adicionalmente este retraso de la inversión. En este sentido, la política de banqueo aumenta la eficiencia dinámica de los permisos transferibles, entendida como los incentivos que los permisos dan a las empresas que contaminan para invertir en innovación y como la dirección que toman las actividades de innovación.

References

- [1] Baumol, W.J. and W.E. Oates *The theory of environmental policy*, second edition, Cambridge University Press, Cambridge.
- [2] Biglaiser, G., J.K. Horowitz and J. Quiggin (1995) "Dynamic pollution regulation" *Journal of Regulatory Economics*, 8, pp: 33-44.
- [3] Burtraw, D. (1996) "*The SO₂ emissions trading program: cost savings without allowance trades*" *Contemporary Economic Policy*, 14, pp: 79-94.
- [4] Cronshaw, M.B. and J.B. Kruse (1991) "Temporal properties of a market for emission permits with banking" *Mimeo*, University of Colorado, Boulder.
- [5] Dales, J.H. (1968) *Pollution property and prices*. Toronto: University of Toronto Press.
- [6] EPA, Office of Policy Analysis (1985) *Costs and Benefits of reducing lead contain in gasoline: final regulatory impact analysis III-2*.
- [7] Feichtinger, G. and R.F. Hartl (1986) *Optimale kontrolle okonomischer prozesse*, Ed. de Gruyter, Berlin.
- [8] Hartl, Richard F. (1992) "Optimal acquisition of pollution control equipment under uncertainty" *Management Science*, 38, 5, pp: 609-622.

- [9] Kete, N. (1992) "The US acid control allowance trading system" in *Climate change: designing a tradable Permit system*. OECD documents.
- [10] Kort, P.M. (1989) *Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems*, Ed. Springer-Verlag.
- [11] Kort, P.M. (1996) "Pollution control and the dynamics of the firm: the effects of market based instruments on optimal firm investments" to appear in *Optimal Control Applications and Methods*. (I have subst. it for his CenTER paper 1993, as he has suggested)
- [12] Kort, P.M., P.J.M. van Loon and M. Luptáčík (1991) "Optimal dynamic environmental policies of a profit maximizing firm" *Journal of Economics*, 54 (3), pp: 195-225.
- [13] Milliman S.R. and R. Prince (1989) "Firm incentives to promote technical change in pollution control" *Journal of Environmental Economics and Management*, 17, pp: 247-265.
- [14] Mishan, E.J. (1980) "How valid are economic evaluations of allocative changes?" *Journal of Economic Issues*, 14, pp: 143-161.
- [15] Montgomery, W.D. (1972) "Markets in licenses and efficient pollution control programs," *Journal of Economic Theory*, 5, pp: 395-418.

- [16] Padrón, N. *Transferable discharge permits permits for european environmental policy*, MS. Thesis, Department of Agricultural Economics, University of Wisconsin, Madison.
- [17] Tietenberg, T.H. (1985) *Emissions trading: an exercise in reforming pollution policy*, Ed. Resources for the Future, Washington, D.C.
- [18] Rubin, J. and C. Kling (1993) "An emission saved is an emission earned: an empirical study of emission banking for light-duty vehicle manufacturers" *Journal of Environmental Economics and Management*, 25, pp: 257-274.
- [19] Xepapadeas, A.P. (1992) "Environmental policy, adjustment costs, and behavior of the firm" *Journal of Environmental Economics and Management*, 23, pp: 258-275

ndice

6 Trayectoria óptima para el banqueo

Considere el problema de optimización dado por las ecuaciones 2.9 a 2.16. Éste es un problema de control óptimo con dos variables de estado, K y A , dos variables de control, a y I y una restricción de estado pura, ecuación 2.13. Para obtener las condiciones de optimalidad para el problema de control

óptimo se aplica el principio de máximo de Pontryagin para los dos intervalos $[0, s]$ y $[s, T]$ (Ver Feichtinger y Hartl, 1986). Para cada intervalo encontramos que el Lagrangiano viene dado por:

$$L = -\lambda_0 C(I) + \lambda_1(t)(I - \delta K) + \lambda_2 a(t) + \mu_1 A(t) + \mu_2(t)[E(t) - \ell(t) + a(t)] + \mu_3(t)[-E(t) + \ell(t) - a(t)] \quad (6.1)$$

Aquí $\lambda_0 \in R$, $\lambda_0 \geq 0$, $\lambda_i(t)$ son dos variables co-estado y $\mu_j(t)$ son tres multiplicadores dinámicos de Lagrange. Las condiciones necesarias para una solución óptima son:

$$-\lambda_0 C'(I) + \lambda_1(t) \leq 0; \quad I \geq 0; \quad I(\lambda_1 - C'(I)) = 0 \quad (6.2)$$

$$\lambda_2(t) + \mu_4 - \mu_5 = 0 \quad (6.3)$$

$$\dot{\lambda}_1 = \lambda_1(t)(r + \delta) - (\mu_4 - \mu_5)E'(K) \quad (6.4)$$

$$\dot{\lambda}_2 = \lambda_2(t)r - \mu_1 \quad (6.5)$$

$$\mu_1 \geq 0; \quad \mu_1 A(t) = 0 \quad (6.6)$$

$$\mu_4 \geq 0; \quad \mu_4(E(K) - \ell + a) = 0 \quad (6.7)$$

$$\mu_5 \geq 0; \quad \mu_5(-E(K) + \ell - a) = 0 \quad (6.8)$$

$$E(K) - \ell + a = 0 \quad (6.9)$$

en los puntos de discontinuidad de τ , puede haber un salto η en λ_2 y debe cumplirse que:

$$\eta(\tau) \geq 0 \quad A(\tau) \geq 0 \quad \eta(\tau)A(\tau) = 0 \quad \lambda_2(\tau^-) = \lambda_2(\tau^+) + \eta(\tau) \quad (6.10)$$

Estas condiciones deben cumplirse para el período $[0, s]$ y además:

$$K(0) = k(\ell_1); \quad A(0) = 0 \quad (6.11)$$

$$K(s) = K_s; \quad A(s) = A_s \quad (6.12)$$

Para el período $[s, T]$ las condiciones de 2.17 a 6.8 deben cumplirse y de forma adicional:

$$K(s) = K_s; \quad A(s) = A_s \quad (6.13)$$

$$\lambda_1(T) \geq S_K; \quad E(K(T)) \leq \ell(T); \quad [\lambda_1(T) - S_K][E(K(T)) - \ell(T)] = 0 \quad (6.14)$$

$$\lambda_2(T) \geq S_A; \quad A(T) \geq 0; \quad [\lambda_2(T) - S_A]A(T) = 0 \quad (6.15)$$

Las condiciones de primer orden pueden reescribirse utilizando (6.3) para sustituirlo por $(\mu_4 - \mu_5)$ y suponiendo que $\lambda_0 \neq 0$:

$$\lambda_1 \leq C'(I); I \geq 0; I(C'(I) - \lambda_1) = 0 \quad (6.16)$$

$$\dot{\lambda} = (r + \delta)\lambda_1 + \lambda_2 E'(K) \quad (6.17)$$

$$\dot{\lambda} = r\lambda_2 - \mu_1 \quad (6.18)$$

$$\mu_1 \geq 0 \quad A \geq 0 \quad \mu_1 A = 0 \quad (6.19)$$

junto con la condición de discontinuidad (6.10) y las condiciones de (6.11) a (6.15).

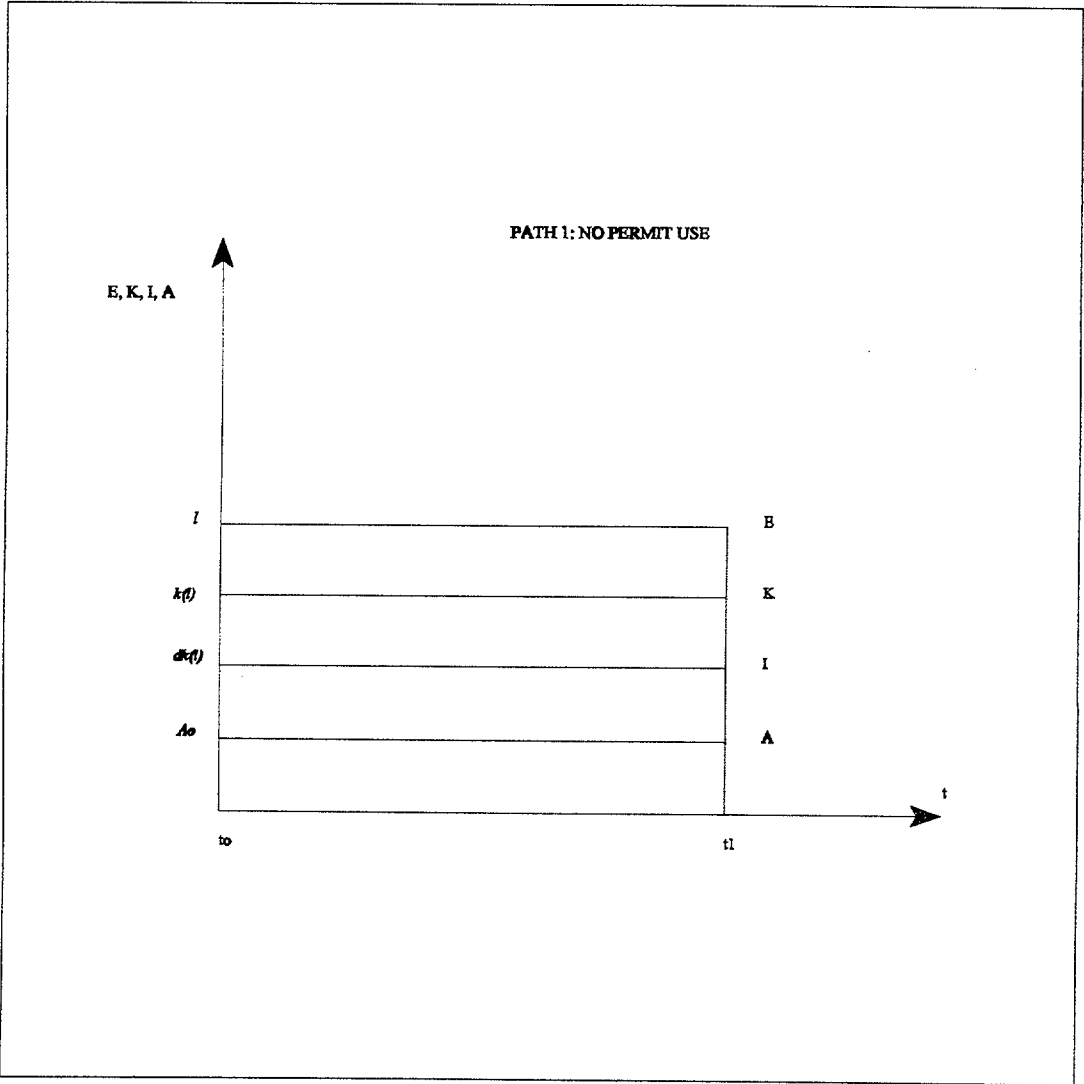


Figure 1. No permit use.

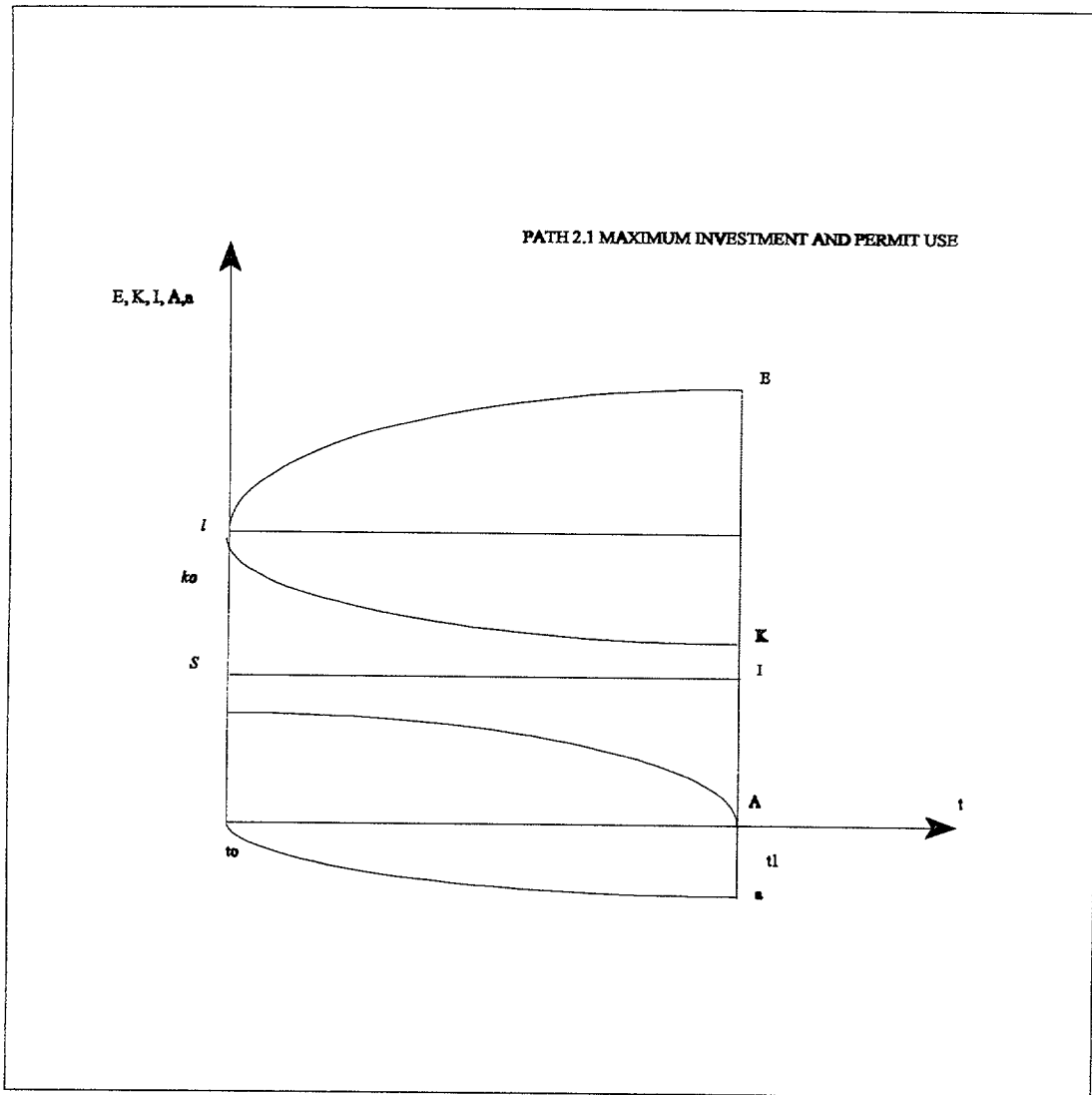


Figure 2. Maximum investment with permit use.

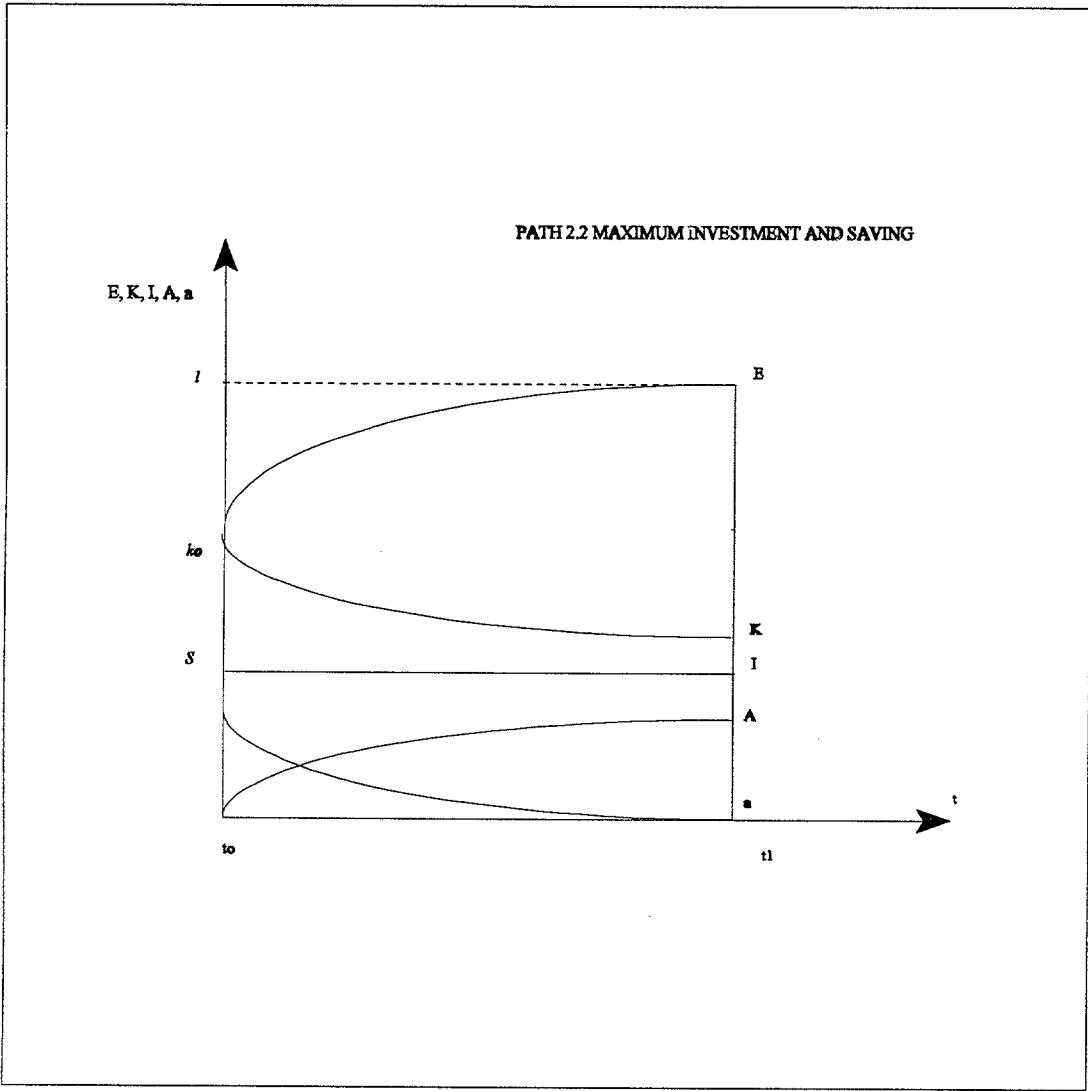


Figure 3. Maximum investment with permit use.

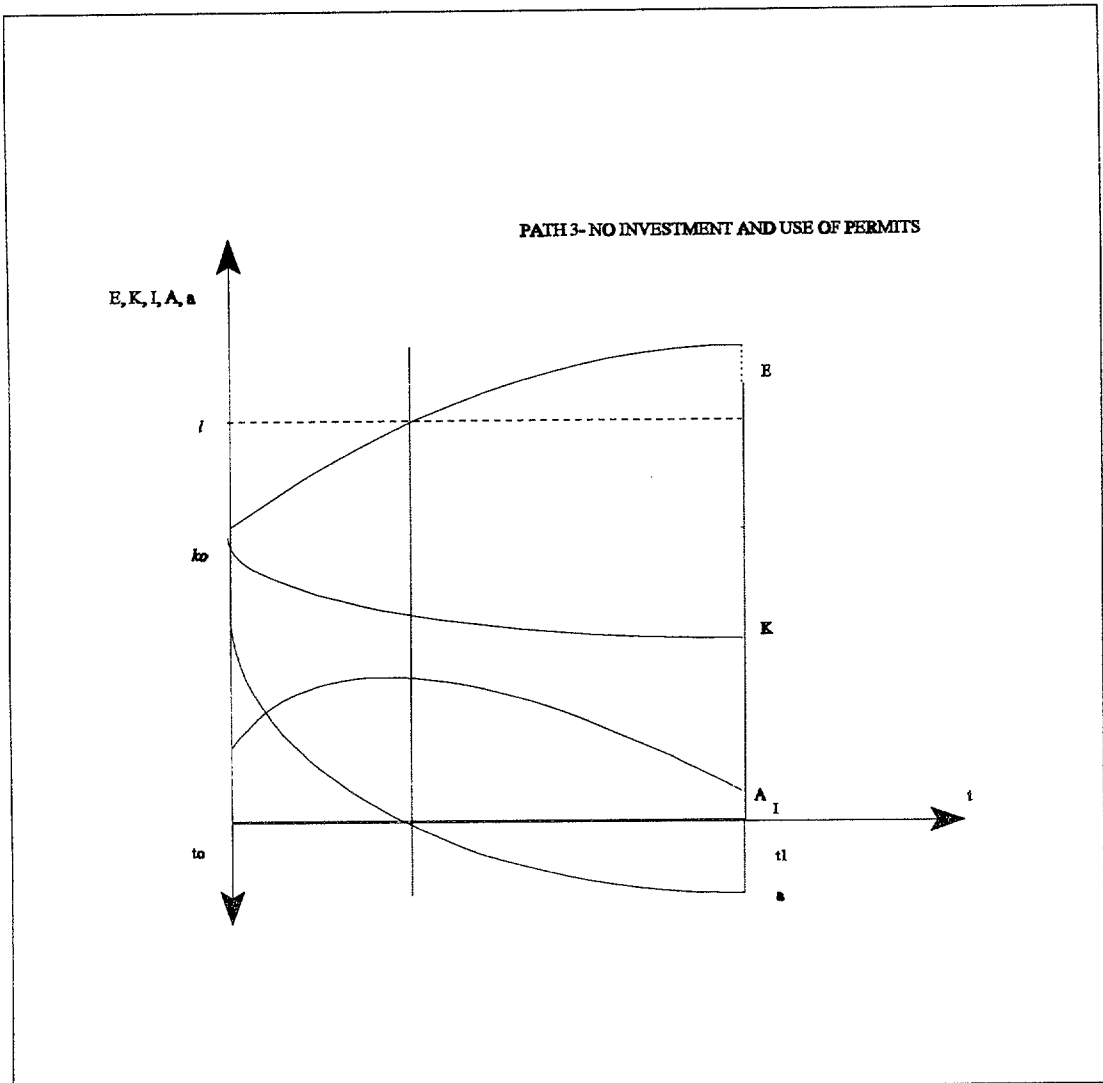


Figure 4. No investment with permit use.

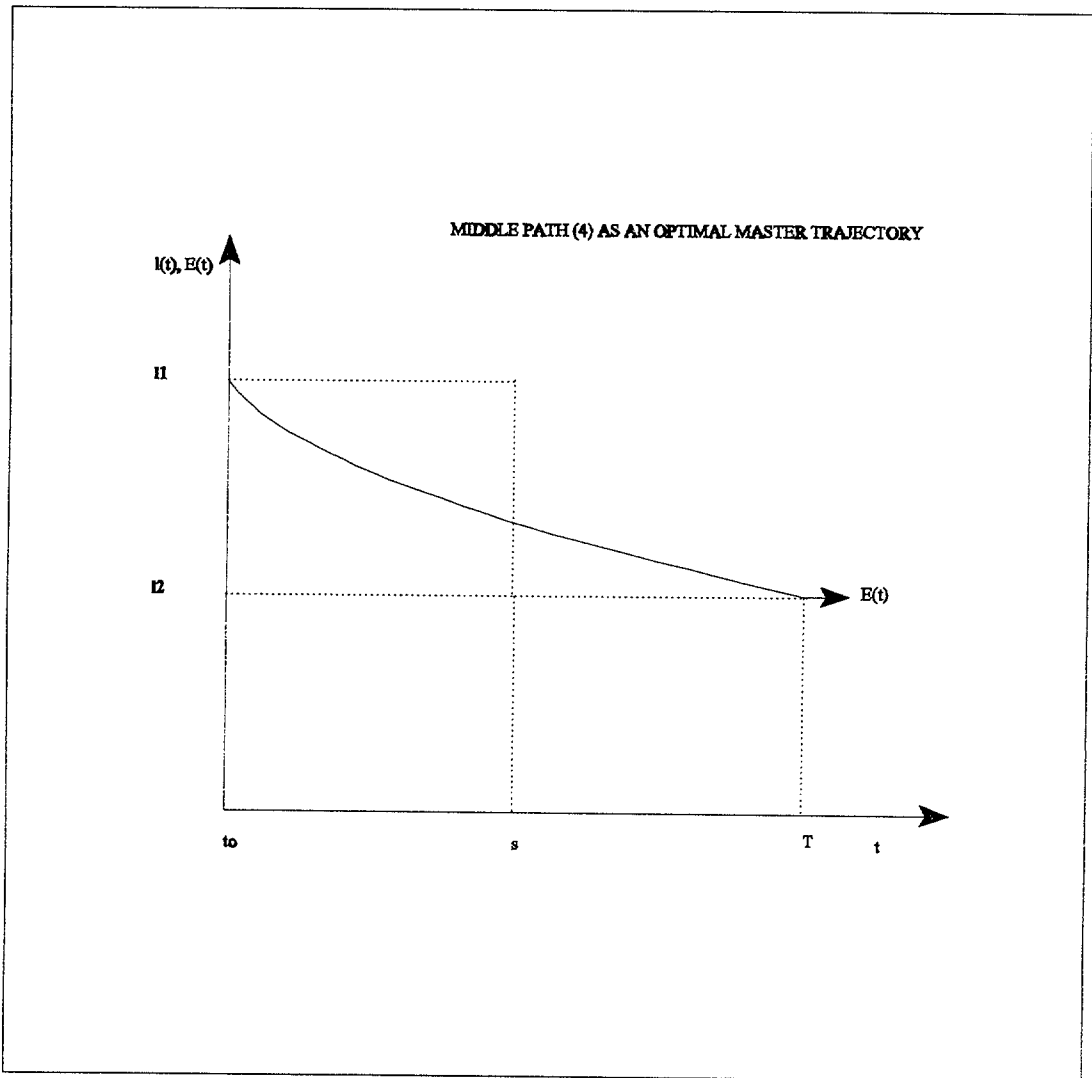


Figure 5. Middle path as an optimal trajectory.

Capítulo 3

The Spanish Power System (SPS): technology
structure and institutional framework

Resumen

The Spanish Power Sector (SPS) is the main contributor to acid rain and greenhouse emissions in the country. The technology structure is characterized by a relatively old fossil-fuel fired stations, a limited capacity of nuclear power and climate-conditioned hydropower capacity. Energy and other social objectives have largely limited the adoption of new, more efficient, technologies. On the other hand, the sector faces a complex regulatory framework, inherited from its monopoly and public service features. The so called Legal and Standard Framework (SLF) defines a complex set of rules determining firms' incentives towards efficient actions and their profits.

The implementation of environmental policy limiting acid rain (sulphur) depositions within this framework has enhanced the conflicts between government objectives.

1 Introduction

Short and long run electricity planning is increasingly determined by serious environmental problems related, in general, to all energy activities. The design of pollution regulation within a price-regulated market, under a singular institutional framework and market structure, must consider additional effects on price and welfare in an already distorted market. The environment can be introduced as a second dimension of regulation.

On the one hand, correcting previous economic distortions usually derives great environmental benefits (ie. eliminating national coal subsidation or increasing technical efficiency of plants). For this reason, we analyze first the structure of the market, input-related policy issues and efficiency incentives of firms within the current price rules. Our conclusions here are directed to characterize the spanish electricity industry in terms of economic efficiency.

On the other hand, although environmental regulation has been implemented during the last decade, there has only been a little improvement in pollution levels. In effect, there are numerous limits to improve the situation. In the next chapter, we use the results obtained in this work to specifically an-

alyze firm's incentives for pollution abatement environmental regulation, and alternative policy measures are proposed.

The Spanish Electricity System (SES) has gone through a deep process of transformation since the Stable Legal Framework (SLF) was introduced in 1985. This set of rules was aimed to increase efficiency rates in the system, reduce electricity prices through increasing competition, and allow the financial saneation of the firms. However, market features of the SES, inherited from an early monopoly structure, a confusing regulatory framework and the size and power of firms has limited the implementation of any change in the industry.

Most rules implicit in the current regulatory framework of the industry are directed to introduce a pricing scheme for a public service covered by a number of private and public firms. This pricing scheme aims, in principle, to guarantee the recovery of investment done by electricity firms in the presence of incomplete information on firm's production costs at the same time that impels efficiency of firms.

The SLF has a complex legal and economic design. As a result, the characterization of firms' incentives is not an easy task. Though several efforts have been made to analyze legally and quantitatively the impact of these set of rules, the complexity of the system (and incentives to hide information) gives no clue about firms' behavior.

Our work is organized as follows. We first analyze the singular features of electricity market that calls for regulation in modern market economies. Second, we review the role of the theory of economic regulation in the presence of information asymmetries and adverse selection problems in specifically present in the SES. Third, we describe the complex rules within the SLF and its similarities with YC and PC regulation. Some conclusions are derived in terms of current firm's incentive schemes. Finally, we describe the shy proposals of deregulation for this industry and its welfare and environmental implications.

2 The electricity industry

Electricity is a vital product of modern economies that is generally nonstorable.¹ On the one side, demand fluctuates according to time of day and year, weather conditions and randomly. On the other side, supply is subject to unpredictable outages and specific technical conditions. In any case, equilibrium between supply and demand must be maintained continuously and through out the par-

¹This feature must be qualified. Electric storage heaters use off-peak power to produce heat at other times. Besides hydropower is also stored by pumping water uphill at night to produce electric power the following day, thereby effectively storing some night-time electricity.

ticular supply system.

The structure of the electricity industry is composed of five vertically related segments or stages of production:

1. supply of energy inputs,
2. generation,
3. transmission,
4. distribution,
5. supply to final consumers.

These segments, usually simplified to three of them – leaving out inputs and consumer service, – have to be considered as interdependent parts of the same activity. The different techniques and inputs used to produce mechanic energy is the origin of what are called electricity generation technologies.

The main energy inputs are fossil fuels (coal, gas, oil and orimulsion²), nuclear fuels and renewable resources (from traditional water power to new geothermal power).

In terms of technologies, ordering them by input costs, electricity generation is traditionally produced by: hydrologic plants (that uses the water falls

²Produced from bitumen.

at a zero cost of water); gas turbines (with high input cost but relatively low capital or technological cost); and thermal or steam plants (from nuclear reactors, with low input cost and extremely high capital cost, to fossil fuels – coal, fuel and natural gas – with low input cost (gas being the most expensive input) and high capital costs). New technologies are combined cycleplus renewable energy technologies....

Besides electricity, steam generation results in a number of emissions to air and derive important environmental impacts. Renewable input technologies may also have specific land and ecological effects. Nuclear technologies, besides high risk of nuclear accidents and its catastrophic environmental and human consequences (such as Chernobil accident in 1991), derives highly-dangerous-toxic and foreverlasting waste (Yarrow, 1988). Finally, fossil fuels use causes not only serious problems of resource depletion but also causes emissions of pollutants (mainly carbon dioxide, sulphur dioxide and oxides of nitrogen - CO_2 , SO_2 , and NO_x) that contributes to the most serious environmental problems of the planet in the next century: climate change and acid rain.

Electricity systems typically contain a mix of plant types, usually determined by input availability and technological position of the region. However, efficient systems will optimally mix technologies according to variability of demand, relative energy costs and capital costs, including environmental costs.

Nowadays, regional plant mixes are the result of shortsight planning and non-efficiency concerns, uncontrolled demand growth and non environmental constraints of the last three decades. Concern about greenhouse gases and acid rain, determines that short run decisions about technology are mainly related to *correction measures*, while long run decisions are driven by *new-cleaner technologies development and demand control*.

Transport or transmission of electricity is done by high voltage networks, that connect all utilities and even nearby countries to allow energy exchanges. It determines the scale economies of serving to a whole market. The electricity network plays an important role in the electricity system as it allows total independency of producers and consumers, implying no direct physical trade. Generator G supplies power into the general system at one location (or “node”) on the system, and buyer B withdraws some power at another. Besides, power flows cannot be directed along particular paths in the transmission system, but they are allocated by nature according to physical laws³.

It is essential that a balance between supply and demand be maintained through out the system continuously, as physical laws of electricity requires that the sum of energy demanded must always equal the energy produced minus all

³Electricity flows according to Kichoff’s laws, “essentially following the path of least resistance” (Hogan, 1992, 215).

looses in transport at any moment in time⁴. This paramount need for electrical equilibrium not only implies that generation capacity in each moment must be greater than demand needs, but it also calls for close minute-by-minute coordination between generation and transmission. This coordination of all activities within a selected configuration of the system to reach continuous and secure supply is a major reason for traditional vertical integration of both activities. If economies of scope are large enough, then generation and transmission might jointly have natural monopoly conditions, even when generation itself does not (Armstrong et al., 1994).

Finally, the distribution of electricity is aimed to transport high to low voltage energy alternators and it is characterized by capital intensity, sunk costs, and natural monopoly cost conditions in any given area⁵. Distributors usually undertake retail or direct supply to consumers in their respective areas. All retail services such as acquisition of bulk power, marketing and billing can be carried out by any company and be potentially competitive.

Features of the electricity market, that justify the regulatory needs, can be summarized as follows. First, technical and market conditions besides high capital costs of the activities yields to a highly vertical integrated industry,

⁴Nonlocalized power outages (blackouts, etc.) can happen otherwise.

⁵As in other services such as water supply and telecommunications, it would be inefficient to duplicate wires (pipes).

creating barriers to entry. Second, transport and distribution technical conditions imply monopoly features, highly related to economies of scale of the networks. Third, generation activities end up in an oligopoly situation with collusion problems and strategic behavior that have to be addressed by a regulator. Fourth, the nature of public service of electricity supply, the need of a continuous equilibrium of supply and demand, the impact of electricity price in distributional policies and industrial growth, as well as environmental externalities associated with the inputs used in generation and with electricity transmission, justifies the need of regulation for this sector. Finally, we have to consider that energy, in general, has very important socio-economic effects: it is an instrument of economic and industrial policy (price levels and dumping issues), and the electric tariff has important effects on income distribution.

3 Regulation of electric utilities

The electricity industry can be characterized by a multiproduct structure (generation, transport and distribution), vertical integration (derived from technical features as well as capital investments – sunk costs), monopoly features, uncertainty, and market failures such as environmental externalities. It is generally accepted that market forces do not guarantee that complete decentralization of the industry will satisfy a desired equilibrium.

Regulatory intervention of the electricity sector has been traditionally justified on the rationale of a natural monopoly, arguing its capital intensity and the presence of increasing returns to scale. The main consequence of a somewhat simplistic view of all phases of production has been a vertically integrated structure consisting in a franchise monopoly over a geographic area where all three activities are integrated into a one production entity. This structure has, in different countries, led to multiple models from national unified systems, with a unique public or private firm, to multiple regional or national firms with different level of interrelation ⁶.

In the presence of asymmetric information – a constraint characterized by firms having private information on their activity that the regulator does not have – the government’s problem is how to guarantee some return to firms’ investment, while inducing them to take efficient actions, and to satisfy other objectives – such as security of supply at a reasonable price. Two types of informational constraints are generally present in the electricity market. On the one hand, adverse selection arises because firms have more or better information about some exogenous variable (i.e. inputs, technology management). On the other, moral hazard arises because firms can take discretionary actions – *efforts* – to affect some endogenous variable, such as production costs, quality

⁶Recent experiences of vertical desintegration, with the introduction of competition in specific phases of electricity industry are the US and British electricity sector.

or pollution levels.

The type of contracts usually developed to address these informational constraints has been some type of cost-plus contracts, where prices are defined to cover the operating cost of firms and to retribute capital such that future capital investments are guaranteed. These pricing rules – from cost-of-service to rate of return – tend to limit informational rents derived by firms but do not induce firms' efficiency. However, this trade-off between informational rents and efficiency is reduced within new incentive schemes that introduce some connection between firms revenue variations and their efficiency gains. On the extreme of these new contracts, price-cap or fixed price establishes a temporal limit of electricity price and breaks the even proportionality between revenue variations and cost variations of firms ⁷.

Yardstick competition, also called relative performance evaluation, is another type of contract that connects firm's revenues with their actions to become more efficient. By linking cost-reimbursement rules of one firm to other firms facing similar technology, the government reduces the information asymmetry about firm's cost.

The rest of the chapter further characterizes the Spanish Power System regulatory framework and technological structure.

⁷See Joskow, P.L. and Schmalensee, R. (1986) and Laffont and Tirole (1992)

4 The Spanish Power System (SPS)

The structure of the SPS has been recently characterized by Castro and Rodriguez (1995). It is conformed (99%) by ten private firms with generation and distribution capacity and one public firm with only generating capacity. Transport of electricity through the high voltage network is responsibility of Red Electrica de España (REE), a firm participated by all big firms of the sector with a majority public share of capital. The structure of technology (1993) was: 17% hydalucity production (with 39% of total capacity); 39% of nuclear production (with 17% of total capacity); 43% of coal production (with 25% of total capacity); and, 1% production of fuel-gas (with a 19% of total capacity).

The distribution of production by firms has recently evolve, impeled by the finantial saneation of small firms, towards a duopoly dominance of the public firm, ENDESA, which owns almost all coal units, and a big private firm, IBERDROLA, which controls almost all hydropower production. Together, they are responsible of almos 90% of total output of the system.

The current regulatory framework of the industry was established in 1987 by the “Stable Legal Framework” (SLF), that defines the economic environment of utilities activities, the process to determine their revenues - described

in the following section,- and creates a “central or integrated dispatch of electricity” similar to other systems energy pools. While short run decisions on production are managed by the pool planer (REE), based – teoretically – on a strict marginal cost criteria, long run decisions are driven by a National Energy Plan, with a global or integrated perspective of all capacity to capture economies of scale.

The central dispatch of energy allows the planer to exploit in a unified way all generation capacity, in order to guarantee continuous supply at the minimum aggregated cost. In this sense, the unified exploitation simulates a market of perfect competition in generation. The supply is composed by all different units of production with limited capacity, ordered by the operational marginal costs, while the demand reflects the different clients connected at each time to the system. Every hour, the central planer of production (REE) assigns to every unit the individual power production needed to cover demand, and computes their costs (pool system of energy exchange among different systems).

The retribution of utilities is done through the definition of *Standard Costs*, a complex evaluation system of fixed and variable costs determined by individual technical characteristics of existing plants in 1987. New plants have been characterized using the same criteria. The firms are retributed by their

standard total cost and not by their real costs of production. The unified tariff of electricity is determined by aggregate standardized costs of total annual output by all firms. The basic premise of this average price determination is the coverage of all costs incurred and to guarantee the revenues that cover firms' standard costs.

Although the revenue determination process has other complex elements, the basic role of the regulatory scheme is played by the standard costs. This reference is introduced by the regulator in order to gain production efficiency (at a loss of informational rents). A first look into this reference system derives many similarities to a Yardstick Competition scheme (Shleifer, A. 1985). This relation was first suggested by Laffont and Tirole (1993) and has been recently formalized by Laffont and Crampes (1996).

However, Yardstick or Reference Competition is characterized by the dependence of temporal evolution of firm revenues with the average cost of the rest of homogeneous firms. Therefore, any efficiency gain of the sector is translated into a modification of the firm's reference. In the Spanish regulatory scheme, on the contrary, standard costs are individually determined, eliminating any possibility of competition among producers. Indeed, while the evolution of these costs are linked to price indexes and subject to review, the standard cost could be also interpreted as a maximum price or fixed price

(price-cap regulation) that is annually actualized by price indexes, but independent of the firm or sector real evolution (Castro and Rodriguez, 1995). Differences in modelling spanish framework within both types of regulation seem quite subtle. Given the similarity of results under both incentive schemes we will derive a simple net profit function that will capture firms' incentives to tackle environmental targets.

5 The institutional framework and its economic incentives

The basic economic principles implied by SLF regulatory framework can be modeled as price-cap or as a yardstick competition. In this section we formalize first the pricing rules behind standard cost concept and we analyze current environmental incentives. Second, the system is modelled under both incentive schemes, deriving the conditions under which they are equal or generate the same level of firms' rent seeking efforts.

A firm i develops its producing activities following directions of the manager REE, with a real total cost $RC^i[FC, VC(q^i)]$, a fixed and a variable portion, to derive its output q^i .

The regulator establishes for every firm, as a function of technical characteristics, a standard cost \overline{SC}^i , that will remain unchanged for some period. The regulator decides also the rate of retribution of all plant output with one of the following rules:

$$\hat{p} = \frac{\sum_i \overline{SC}^i}{\sum_i q^i} = \text{Average "Standardized" Cost, for all } i$$

where \hat{p} can be interpreted as a price-cap:

$$\hat{p} = \text{maximum price-cap, for all } i$$

or as an individual reference price if:

$$\hat{p}^i = \frac{\sum_{j \neq i} \overline{SC}^j}{\sum_{j \neq i} q^j} = \text{Average Reference Cost}$$

Therefore, we can define Gross Earnings of firm i as:

$$\bar{\pi}^i = \hat{p}q^i - RC^i[FC, VC(q^i)] \quad (5.1a)$$

Given that for all \hat{p} the firm can derive $0 \leq \bar{\pi}^i \leq 0$, the regulator establishes some transfer payments (positive or negative compensations) to cover the differences between revenues and standard costs:

$$T^i = \overline{SC}^i - \hat{p}q^i \quad (5.1b)$$

This transfer payment is introduced to equalize average costs across the industry or to homogenize distributors revenue structures.

Therefore, net earnings of the firm are defined as the sum of gross earnings plus the positive or negative transfer derived from standard costs by:

$$\pi^i = \bar{\pi}^i + T^i = [\hat{p}q^i - RC^i[FC, VC(q^i)]] + \overline{SC}^i - \hat{p}q^i$$

which is just the difference between real and standard costs

$$\pi^i = \overline{SC}^i - RC^i[FC, VC(q^i)]$$

From this rule we can say that the objective function has changed from profit maximization to maximize the difference between their real costs and their standard costs, creating in principle the highest level of efficiency incentives but giving up all possible rents derived from informational asymmetries.

Given any rule of retribution of costs to the firm, we argue that net earnings of the firm are a function of production level. We can set up the new optimization problem of the firm:

$$Max\pi^i(q^i) = \overline{SC}^i - RC^i[FC, VC(q^i)] \quad (5.2)$$



6 The technology structure

The technical and cost structure of current Spanish electricity system is quite a singular one. Technologically the system (using 1993 data) is dominated by hydropower plants, accounting for almost 40% capacity (13.859 Mw), with an annual production subject to pluviometric conditions (10 to 20% of total output, 16% in 1993). Conventional and mixed hydropower is 85% and pure pump is 15%)

Coal plants account for 25% (10.750 Mw) of capacity (distributed by fuel: national coal (56%); hard lignites (18%); black lignites (13%); and imported coal (12%)). Output generated by these plants reaches almost 45% of total production (distributed by fuel: 50, 20, 14, 16% respectively in the same order).

Nuclear capacity nowadays is 17% (7.878 Mw) generating about 40% of total output in baseload.

Fuel-gas plants, with an average age of 36 years old, accounts for almost 20% (7.766Mw) of capacity (of which only 3% is ready to combine gas, though current gas output is almost none) and it is used only to cover peakload demand of around 1%.

This structure is the result of traditional planning of the sector. Hydropower has been developed as a result of adequate geographic conditions as

well as the need to build water reservoirs to face dry years. Coal technological structure as well as nuclear capacity was developed after the oil crisis in the seventies. As a consequence of oil price increases, fuel-oil units were rule out for new capacity. Currently, the fuel-oil subsystem is maintained for political reasons, as well as national coal plants that maintain coal price subsidation. Imported coal, with higher burning efficiency and lower prices, is relegated to a marginal demand.

The electricity system is currently with an overcapacity of more than 25% and technologically obsolet. The use of modern generating technologies is only now being considered to substitute some old plants, given the overcapacity of the system, though non of them are being retired. Renewable energy is almost neglectible in a country specially conditioned for these options.

In summary, technical structure of the current electricity system is the result of political planing under specific economic, political and technological conditions. This structure, together with a fictitious cost structure analyzed bellow, is determining multiple inefficiencies in the system as well as heavy pollution problems.

Table 1. The order of technologies according to different criterias

By Marginal Cost ↑	By Fixed Cost ↓	By Output ↓	%	By Capacity	%
Hydropower	Hydropower	Nuclear	39	Hydropower	39
Nuclear	Nuclear	National Coal	21.25	Nuclear	17
Imported Coal	Lignit (P)	Hydropower	17	Fuel	16
Fuel-Oil	Lignit (B)	Lignit (P)	8.8	National Coal	15
Lignit (P)	Imported Coal	Imported Coal	6.3	Lignit (P)	4.8
National Coal	National Coal	Lignit (B)	6	Lignit (B)	3.6
Gas	Gas	Fuel-Oil	1.27	Imported Coal	3.3
Lignit (B)	Fuel-Oil	Gas	0.05	Gas	3

If we look at the screening curves resulting in Figure 1 we can see that there is no way to combine total cost curves to obtain an optimal capacity for each technology. However, fixed cost data is not correctly used: we are considering current repayment of investment (depreciation) that for old technologies is quite low already. In anycase, it makes sense to derive the LRMC of a Mw. given these costs in order to compare with new capacity.

If we leave aside fixed costs, we can look at marginal cost ordering and, using the load duration curve, given capacity, obtain optimal distribution of output! Figure 2. This would give the optimal dispatch decision, instead of the optimal investment decision when fixed costs are included.

There are four technologies for which Average Cost is above Marginal Cost (Nu, CI, Fu, Gas). In general we can expect that the level of production gives marginal costs over the average, otherwise plants are being underused! This fact can also be a consequence of increasing returns to scale, where both average and marginal are decreasing over a range of output with the average always above.

Table 2. Real Disponibility vs. Connected Output (1992)

Technology	Power	Real Disponb.	Conected	Lost
Imported Coal	1.314	10.946,7	10.438,5	4.7%
Fuel-Oil 1	5.011	32.640,0	9.706,5	70%
Fuel-Oil 3	912	7.669,9	928,4	77%
Fuel-Oil 4	944	10.823,4	805,4	93%
Fuel-Gas	1320	10.584,4	3.508,8	67%
FUEL-GAS	8.187	61.717,7	14.949,1	75%
National Coal	6.036	47.159,7	37.465,5	21%
Lignit (B)	1.450	11.806,2	10.578,4	10%
Lignit (P)	1.950	15.055,6	14.807,2	1,7%
Nuclear	7.879	60.931,1	56.539,1	7%
Hydropower	13.859	-	-	-
Total	40.675	207.617,1	144.777,8	30%

References

- [1] Bohi R.D. and Burtraw, D. (1991) Avoiding regulatory gridlock in the acid rain program, *Journal of Policy Analysis and Management*, 10, 676-684.
- [2] Bohi R.D. and Burtraw, D. (1992) Utility investment behavior and the emission trading market, *Resources and Energy*, 14, 129-153.

- [3] Castro, F. and Rodriguez, L. (1995) "Aspectos económicos de la configuración del sector eléctrico en España: una falsa competencia referencial?" *Cuadernos Económicos del ICE*, 2, pp:161-183.
- [4] Coggins, J. and Smith V. (1993) Some welfare effects of emission allowance trading in a twice-regulated industry, *Journal of Environmental Economics and Management*, 25, 275-297.
- [5] Crampes, C. and J. Laffont (1995) *Transfers and Incentives in the Spanish Electricity Sector*, forthcoming in *Información Comercial Española*.
- [6] Ebert, U.(1992) Pigouvian tax and market structure: the case of oligopoly and different abatement technologies, *Finanz Archiv*, 49, 153-166..
- [7] Ghosh N.S. and Snyder, D.L. (1988-89) Environmental concerns and resource scarcity: the case of coal, *Journal of Environmental Systems*, 18, 159-71.
- [8] Ghosh N.S. and Snyder, D.L. (1991) Structural changes in US electric utility industry and the scarcity rent of coal in-use, *Applied Economics*, 23, 57-63.
- [9] Innes, R., Catherine, K. and J. Rubin (1991) Emission permits under monopoly, *Natural Resources Modeling*, 5, 321-341.

- [10] Katsoulacos, Y. and A. Xepapadeas (1992) Pigouvian taxes under oligopoly *Working Paper, Athens University*
- [11] Kort, P. (1992) The effects of marketable pollution permits on the firms optimal investment policies, *Discussion Paper, CENTER for Economic Research*.
- [12] Laffont, J. and J. Tirole (1993) *A theory of Incentives in Procurement and Regulation*, MIT Press.
- [13] Oates, W. and D. Strassmann (1984) Effluent fees and market structure, *Journal of Public Economics*, 24, 29-46.
- [14] Requate, T. (1992) Pollution control under imperfect competition via taxes or permits: cournot duopoly, *Working Paper, University of Bielfeld*.
- [15] Schleifer, R. (1985) A theory of yardstick competition, *Rand Journal of Economics*, 16, 319-327.
- [16] Reed, R. and Stevens T. (1993) Electric utility dioxide emission compliance: strategic alternatives and marketable permits, *The Journal of Energy and Development*, 17, 79-99.
- [17] Xepapadeas, A.P. (1992) Environmental policy, adjustment costs, and behavior of the firm, *Journal of Environmental Economics and Management*, 23, 258-275.

- [18] Hogan, W. (1992) Contract networks for electric power transmission.
Journal of Regulatory Economics, 4, 211-42.

Capítulo 4

The trade-offs among economic, energy and environmental objectives in Spanish Power System*

*I would like to thank Daniel Serra for his support and on-line helpful comments. I am grateful to Emmanuel Petrakis for his valuable comments. I have benefited greatly from comments from Luis Rodríguez Romero, Willem van Grohenendaal and Joery van Rompuy. The usual disclaimer applies.

Abstract

The technology mix and short run dispatch of electricity of the Spanish Power System (SPS) is determined by two main constraints. On the one hand, the subsidization of national coal forces steam utilities to use this fuel at a non-competitive price, substituting other, more competitive, technologies. On the other, current concern about global warming and acid rain limits emissions to the atmosphere, mainly of national coal burning utilities.

This paper presents a quantitative study of the cost of the trade-offs among the generation-cost minimization (the economic objective,) the national-coal stock minimization (the energy or social objective) and the minimization of atmospheric emissions such as carbon dioxides and sulphur dioxides (environmental objective). For this purpose, we use multiobjective linear programming with weighting techniques.

It is shown that the environmental objective is closely related to the generation-cost minimization. Indeed, given the current technological mix, and without any abatement technology investment, there is a clear conflict between national coal protection and the rest of policy objectives.

1 Introduction

A number of steam utilities buy and burn low-heating-efficiency and high-sulphur-contain national coal every year as a result of their contracts with the Spanish government. These contracts guarantee the rents of national coal mining, defining yearly quotas and subsidized prices for a non-competitive fuel. The protection of national mining – hard coal, lignites and briquettes – is, therefore, internalized in the costs of electricity production. This form of fuel subsidization implies, first, higher costs of generation in the power system through high fuel prices. However, there are a number of other induced inefficiencies. On the one hand, the electric utilities that have contracted coal quotas are guaranteed enough operation hours during the year in order to use totally or partially their quotas. As a result, other, more competitive, technologies are being substituted within the load duration curve in the short run dispatch of energy. The lower the heating efficiency of the national fuel, the larger the cost of this fuel substitution or vertical fuel forcing.

On the other hand, electric utilities are subject to national sulphur (SO_2) emission rate standards. As no abatement technologies have been adopted

yet, coal plants are allowed to combine local coal with imported coal in order to reduce their sulphur emission rates. This fuel combination – given that imported coals have higher efficiency rates and a lower sulphur content – allows electric utilities to reduce the per output emission rate but it forces them to operate during longer periods along the year in order to burn all their coal quotas. Therefore, current environmental policy results in larger output from coal plants while total emissions are distributed through larger periods of operation along the year. The use of national coal implies both, a higher level of total emissions, although emission rates may be lower, and a higher economic inefficiency.

This paper measures the opportunity cost of short-run fuel forcing derived from national coal quotas, in terms of efficiency losses and in terms of emissions to the atmosphere. We consider the case where no environmental regulation is in place. To focus on the costs of the short run distortions, the generation overcosts due to higher fuel prices are not considered. However, a measure of the fuel total overcost is obtained in a baseline scenario characterized by a total substitution of national with imported coal.

The purpose here is to present a quantitative analysis of the trade-offs among the generation costs, the national coal mining protection and the environmental pollution of the Spanish power sector. In the next section we

describe the adaptation of a standard linear programming (LP) model into a multiobjective LP model. We use a standard weighting technique to find the interior solutions to this three-objective model. Given the parallelism found between the economic objective and the environmental objective, the latter is left out from the multiobjective function to apply the min-max technique developed by Zeleny (1973). The resulting opportunity costs between the economic and energy objectives are presented through a trade-off curve, measuring, simultaneously, pollution levels associated to each weight.

The paper is organized as follows. The model defining the three objectives and the set of constraints is described in the next section. Section 3 presents the main results. Section 4 concludes, giving some intuition derived from the dataset used and directions for future research. The sources of the data and a detailed description of LP weighting technique are included in the Appendix.

2 The model

The model replicates a centralized short-run dispatch of power generation where a number of units using different technologies are available (Turvey and Anderson, 1977 and Soldatos, 1991). The central dispatch, in principle, follows a marginal cost criteria to determine output from each unit at each

time period. Some of these units use national coal at a non-competitive price. In exchange, the centralized dispatch guarantees them enough operating hours to burn their coal quotas, forcing this technology to operate on the baseload of the (load) duration curve. On the other hand, national hard coal, briquettes and lignites have a high sulphur content. The larger the quota contracted by the unit, the larger the amount of emissions. The higher the sulphur content of the fuel, generally associated with lower heating efficiency rates, the larger the rate of SO_2 emissions to the atmosphere per unit of output.

A multiobjective linear programming model is used to generate the trade-offs between generation costs, national coal stocks and pollution. Therefore, decision makers face a multiobjective problem defined by the following significant three criteria:

1. the economic criterion: generation-cost minimization, given the technology mix;
2. the energy or social criterion: minimization of national coal stocks, given current production;
3. the environmental criterion: minimization of sulphur emissions to the atmosphere, without any explicit abatement action (such as scrubbers or imported coal).

These objectives involving generation costs Z_C , national coal stocks Z_U , and SO_2 emissions Z_E are defined respectively as follows:

$$Z_C = \sum_{i=1}^I \sum_{h=1}^H c_i \theta_h K w_{ih} \quad (2.1)$$

$$Z_U = \sum_{u=1}^U [Y_u - (\sum_{j \in u} \sum_{h=1}^H \frac{\alpha_j}{\beta_u} K w_{jh})] \quad (2.2)$$

$$Z_E = \sum_{i=1}^I \sum_{h=1}^H \gamma_i K w_{ih} \quad (2.3)$$

where:

c_i is the unit operating and maintenance cost and fuel cost ($ptas/Kwh$);

$K w_{ih}$ is the amount of power generation by unit per hour (Kwh);

θ_h is the length of duration of each hour group within a year (h);

Y_u is the annual national-coal quota contracted by utilities ($Tons$);

α_j is the heating need of the coal unit ($kcal/Kwh$);

β_u is the heating power of the type of coal used ($kcal/Ton$);

γ_i is the SO_2 emission rate of the unit (gr/Kwh).

and,

i denotes the unit, group or plant ($i = 1, \dots, 89$), within which $j \in i$

is the subset of coal units in the power system ($i = 44, \dots, 78$);

u denotes the power utility to which the unit is associated, and which, in the case of coal utilities, contracts the national coal quotas

($u = 1, \dots, 21$); and,

h denotes the hour group ($h = 1, \dots, 9$).

The three objectives are assumed to be linear functions of the energy generated. The reason for using a linear form of generation cost curve is that each unit will be operated on a horizontal line of marginal constant generation-cost curve.

A multiobjective LP model has a set of power generation constraints such as instant demand pattern, technological conditions and installed generating capacity. For the purpose of this study, a simple specification of technological constraints has been selected. This simplification underestimates the technical problem at hand. However, the model replicates the current load duration curve and unit and total costs of generation and its calibration is done in the neighborhoods of the current values.

The amount of power generated must instantly satisfy total demand of each hour group within a year of 8760 *hours*:

$$\sum_{i=1}^I \sum_{h=1}^H \theta_h K w_{ih} \geq D_h \text{ for all } i, h. \quad (2.4)$$

where D_h denotes total demand in each hour group. The nine hour groups used in this model is the usual order of power demand load curve used by the electricity planner in Spain.¹

Additionally, a peakload demand margin has been introduced:

$$\sum_{i=1}^I \theta_h K w_{ih} \geq D_h [1 + m] \text{ for } h = 1. \quad (2.5)$$

where m is the (deterministic) margin of reserve capacity over mean expectations.

The constraint on generating capacity replicates the maximum and continuous generating capacity of units:

$$K w_{ih} \leq \omega_i K_i \quad (2.6)$$

where ω_i and K_i denote the instantaneous utilization rate and the generating capacity of a power plant (barras de central?), respectively.

The data set is described in appendix.

¹In general, the 8760 hours of demand within a year are grouped according to maximum power needs within a number of periods.

3 The results

The above model was applied to Spanish power sector, simulating the short-run (annual) dispatch of power in 1995, to generate the trade-offs among the three objectives defined above: generation-costs, national coal stocks and sulphur emissions. The results are summarized below. The opportunity cost among the different objectives can be calculated by the method developed by Thampapillai and Sinden (1979).

The objective function solved is:

$$\min_{Kw} Z[w_1, w_2, w_3] \tag{3.7}$$

$$s.t : AKw \geq b \tag{3.8}$$

where w_1, w_2 and w_3 are the weights assigned to each objective, A is a matrix, and Kw and b are column vectors. The problem in (3.7) to (3.8) is a single objective optimization problem for which diverse solution methods exist. The optimal solution to the weighted problem in (3.7) to (3.8) is a noninferior solution for the multiobjective problem as long as all weights are nonnegative. The weighting technique is described in the appendix.

As shown in Figure 1 there is direct relationship between the economic objective and the environmental objective. Above the minimum values of

both objectives, the minimization of generation costs implies the minimization of sulphur emissions, given the current technology mix.

<Figure 1 about here>

Given this parallelism, at least within all intermediate weights, it was decided to obtain the opportunity costs of national coal quotas in terms of the economic objective and compute, simultaneously, the associated emission levels. The weighting technique to obtain the values of the objectives is described in the appendix.

Figure 2 presents the trade-off curve based on these values of the generation cost and the coal stock for each level of weight associated to the objectives, w_1 and w_2 , respectively, *ie.* $w_1 + w_2 = 1.0$. The weights $w_1 = 0.0$ and $w_2 = 1.0$ imply that one the coal-stock minimization criterion is being considered. On the other hand, $w_1 = 1.0$ and $w_2 = 0.0$ imply that only the generation-cost minimization criterion is being considered. Note that generation cost declines sharply over the range $0.0 \leq w_1 \leq 0.1$ (or $1.0 \leq w_2 \leq 0.9$) but changes smoothly over the range $0.1 \leq w_1 \leq 1.0$ (or $0.9 \leq w_2 \leq 1.0$).

<Figure 2 about here>

Table 1 presents the opportunity cost of national coal stocks. This oppor-

tunity cost measures how much the generating cost is raised to decrease in one tonne the stock of national coal. Indeed, turning over the meaning of the national coal stock, the opportunity cost measures how much the generating cost is raised to use one additional tonne of national coal.

<Table 1 about here>

Note that the lower generation cost is associated with the use of 15,722 thousand tones of national coal (13,226 T.T. of quota). Therefore, given the capacity of coal plants and no substitution or combination with imported coal, the power system would optimally use that quantity of the national fuel. The opportunity cost of an additional tonne of national coal used is 20.000 pesetas. As more coal is used, the opportunity cost raises smoothly at a rate of 10.000 pesetas per tonne until the level of national coal use at 27,125 thousand tons. Increasing the use of national coal above that level increases substantially the generation cost per tonne of fuel. At the limit, the last tonne of coal used in the power system has an associated incremental cost of 600.000 pesetas.

The reason for this significative change in slope is to be found in the replacement of other energy sources with a lower generation cost. As shown in Table 2 in order to use the maximum amount of fuel that national coal plants can burn during a year period, a significative substitution of other cheap tech-

nologies, such as nuclear and foreign lignites must be undertaken. However, this substitution is mainly concentrated in the fuel-oil plants for lower levels of national coal use.

National guaranteed coal is paid to mining firms at a range of 7.000 to 11.900 pesetas per tonne, depending of the type of coal. Given that the opportunity cost accounts for the fuel price, we can conclude that, in the short-run, there is a range of national coal quota which is "optimal". Indeed we may conclude that the short run technological mix of the power system is designed to use national coal bellow the 27,00 thousand tones.

<Table 2 about here>

<Figure 4 about here>

Figure 3 shows the relationship between the opportunity cost of national coal with the sulphur emissions level. At a glance, this relation is rather smooth too, except for the two extreme values of the multiobjective function. Moving from the lowest to the highest quota level, along the intermediate points of the trade-off curve, there is a continuous substitution of national hard coal and briquettes for fuel-oil, which have a similar sulphur emission ratio. This is because black and brown lignite units have a lower generating cost than the hard and briquette coals. Therefore, the most polluting coals are used first.

At the highest opportunity cost, however, the total substitution of national coals for foreign lignites, oil and nuclear technologies induces a sharp sulphur increase until a maximum of 2.944,79 million tones of SO_2 . Table 3 presents the resulting measures for different pollutants and for each weight combination of weights.

<Table 3 about here>

There are numerous sources of monetary valuation of sulphur emissions damage in Europe. Given that we have not found any specific measure of damage caused by Spanish emissions, we will take the same value used to determine the effects of a sulphur tax in the electricity industry in Lanbandeira (1996).² Therefore, for a figure of 0.0882 pesetas per tonne of SO_2 , the damage associated to each tonne of national coal for the range of national-coal quotas goes from 164 to 260 million pesetas. Obviously, this is just a rough measure of the environmental opportunity cost of national coal. Monetary valuations of environmental damage should be carefully interpreted. Moreover, if they were to be considered, the benefits of national coal mining should be also included.

²The value used in that study is the average unit damage costs from SO_2 emissions for the UK, including health, forest and buildings damage costs.

4 Conclusions and further research

In this study we have evaluated the trade-off among three objectives: the generation-cost minimization, the national-coal stocks minimization and the minimization of sulphur emissions. For this purpose LP programming with weighting techniques has been used. This approach provides a better insight into the decision processes.

We found a close relationship between the generation-cost the sulphur emissions minimization. Given that the environmental effects are specifically analyzed in the following chapter, we focus on the distortions of national coal use in the short run dispatch of electricity. Fuel forcing in this study is driven by the multiobjective function. The higher the weights put in the national coal use, the higher the generation cost of the system.

Currently, vertical fuel forcing for national coal is driven by environmental policy, as we show in the next chapter. Using the present study as a reference, the results show how the opportunity cost of the national coal policy is significantly increased with current environmental policy.

References

- [1] Amagai, H. and Leung PingSun (1991) "The trade-off between economic and environmental objectives in Japan's Power Sector." *The Energy Journal*, 12, pp: 95-104.
- [2] Turvey, R. and Dennis Anderson (1997) *Electricity economics: essays and case studies*, The World Bank; John Hopkins University Press.
- [3] Cohon, J.L. (1978) *Multiobjective Programming and Planning*. New York: Academic Press.
- [4] Labandeira-Villot, X (1996) "Market instruments and the control of acid rain damage." *Energy Policy*, 24, pp: 841-854.
- [5] Soldatos, P.G. (1991) "The long-run marginal cost of electricity in rural regions" *Energy Economics*, July 1991, pp: 187-198.
- [6] Thampapillai, D.J. and J. A. Sinden (1979) "Trade-offs for multiple objective planning through linear programming." *Water Resources Research*, 15, pp: 1028-1034.
- [7] Zeleny, M. (1973) "A concept of compromised solutions and the method of the displaced ideal." *Computers and Operative Research*, 1, pp: 479-496.

A. Technique for generating the trade-off

The multi-objective LP model is defined as follows:

$$\begin{aligned}\min Z_1 &= f^1(X) \\ \min Z_2 &= f^2(X) \\ \min Z_3 &= f^3(X) \\ \text{s.t.} & : AX \geq b, X \geq 0\end{aligned}$$

where X and b are column vectors and A is a matrix.

First, the pay-off matrix is derived as follows:

1. Solve the minimization problems individually under the given constraints in order to find the optimal solution for each of the objectives. The optimal solution that minimizes the i th objective is defined as $X_i = (X_1^i, X_2^i, \dots, X_n^i)$.
2. Substitute the optimal solution that minimizes the i th objective for the other objectives in order to obtain the associated value of each objective: $Z_1(X^1)$ with $Z_2(X^1)$ and $Z_3(X^1)$; $Z_2(X^2)$ with $Z_1(X^2)$ and $Z_3(X^2)$; and,

$Z_3(X^3)$ with $Z_1(X^3)$ and $Z_2(X^3)$. That is $Z_j(X^i)$ for $i, j = 1, 2, 3$. These values gives the pay-off matrix.

The diagonal elements of the pay-off matrix $Z^* = (Z_1^*, Z_2^*, Z_3^*)$ are called the ideal solution, i.e. $Z_1^* = Z_i(X^i)$, for $i = 1, 2, 3$. The maximum values of the pay-off matrix are called the nadir solution, i.e. $N_1^* = \max Z_j(X^i)$, for $i, j = 1, 2, 3$.

Now, to obtain the values of each objective derived for each level of weight, the min-max technique developed by Zeleny (1973) is used:

$$\begin{aligned} \min Z & : \\ \text{s.t. } w_1[Z_1(X) - Z_1^*]/[N_1^* - Z_1^*] & \leq Z \\ w_2[Z_2(X) - Z_2^*]/[N_2^* - Z_2^*] & \leq Z \\ w_3[Z_3(X) - Z_3^*]/[N_3^* - Z_3^*] & \leq Z \\ w_1 & = (1 - w_2 - w_3) \\ AX & \geq b, X \geq 0 \end{aligned}$$

where Z is the distance from the ideal solution, (Z_1^*, Z_2^*, Z_3^*) , and w_1, w_2 and w_3 are the weights given to each objective. A description of this multiple criteria decision making analysis can be found in Amagai and Leung (1991),

for the solution technique see Cohon (1978).

Table 1**The Opportunity Cost of National Coal Quotas**

		Generation Cost	Coal Quota Excess	Opportunity Cost
W1	W2	(T.Million Ptas)	(Over 28,948 T.Tons)	(Million Ptas/Tonne)
0.0	1.0	492.61	242.00	
0.1	0.9	311.34	545.27	0.60
0.2	0.8	296.71	717.50	0.41
0.3	0.7	295.01	1,015.88	0.26
0.4	0.6	292.76	1,361.04	0.18
0.5	0.5	291.03	1,822.29	0.13
0.6	0.4	290.07	2,531.45	0.09
0.7	0.3	285.45	3,113.77	0.07
0.8	0.2	281.25	4,351.73	0.05
0.9	0.1	274.98	6,293.33	0.04
1.0	0.0	263.09	13,226.00	0.02

Table 2
Fuel substitution

		Power Sources							
					National Coal				
		Foreign	Oil	LNG	Hard and	Black	Brown	Nuclear	Hydro (*)
W1	W2	Lignites			Briquettes	Lignites	Lignites		and I.P.
0.0	1.0	1,405.40	503.26	0.25	39,382.16	9,540.43	12,822.54	50,860.95	27,050.98
0.1	0.9	4,955.40	6,192.85	0.25	29,894.56	5,213.11	9,395.44	58,862.95	27,050.98
0.2	0.8	8,469.63	1,953.26	0.00	29,513.51	5,211.77	7,794.43	61,571.95	27,050.98
0.3	0.7	8,507.09	2,424.44	0.00	28,813.86	5,214.57	7,838.64	61,715.95	27,050.98
0.4	0.6	8,947.55	2,820.23	0.00	27,983.53	5,217.68	7,829.62	61,715.95	27,050.98
0.5	0.5	8,832.30	4,011.92	0.00	26,830.28	5,269.26	7,854.85	61,715.95	27,050.98
0.6	0.4	8,680.65	6,374.12	0.00	25,671.39	5,216.12	7,890.11	61,715.95	27,050.98
0.7	0.3	8,947.55	5,517.33	0.00	23,830.16	5,214.91	9,288.66	61,715.95	27,050.98
0.8	0.2	8,947.55	6,003.25	0.00	21,201.91	5,209.92	11,435.92	61,715.95	27,050.98
0.9	0.1	8,947.55	9,699.88	0.00	16,882.00	5,214.03	12,055.14	61,715.95	27,050.98
1.0	0.0	8,947.55	19,058.43	1,915.68	6,049.26	5,654.83	11,172.85	61,715.95	27,050.98

Table 3**Total emissions to the atmosphere: estequeometric measures**

W1	W2	SO2	CO2	NOx	Part.
		(Million Tons/Year)			
0.0	1.0	2,944.79	87.31	295.50	51.93
0.1	0.9	2,246.84	52.10	185.75	33.51
0.2	0.8	1,937.55	49.64	180.40	31.20
0.3	0.7	1,901.80	49.47	178.77	30.88
0.4	0.6	1,997.28	49.42	177.37	30.46
0.5	0.5	1,871.96	49.33	175.06	30.05
0.6	0.4	1,866.34	49.22	172.63	29.61
0.7	0.3	1,947.36	49.37	170.23	29.38
0.8	0.2	2,086.75	49.60	166.69	29.19
0.9	0.1	2,148.81	49.35	158.55	27.71
1.0	0.0	2,091.27	47.75	136.53	23.20



Relationship among the three objectives Z_G (generation cost), Z_C (coal quotas) and Z_E (SO₂ emissions): ideal solutions.

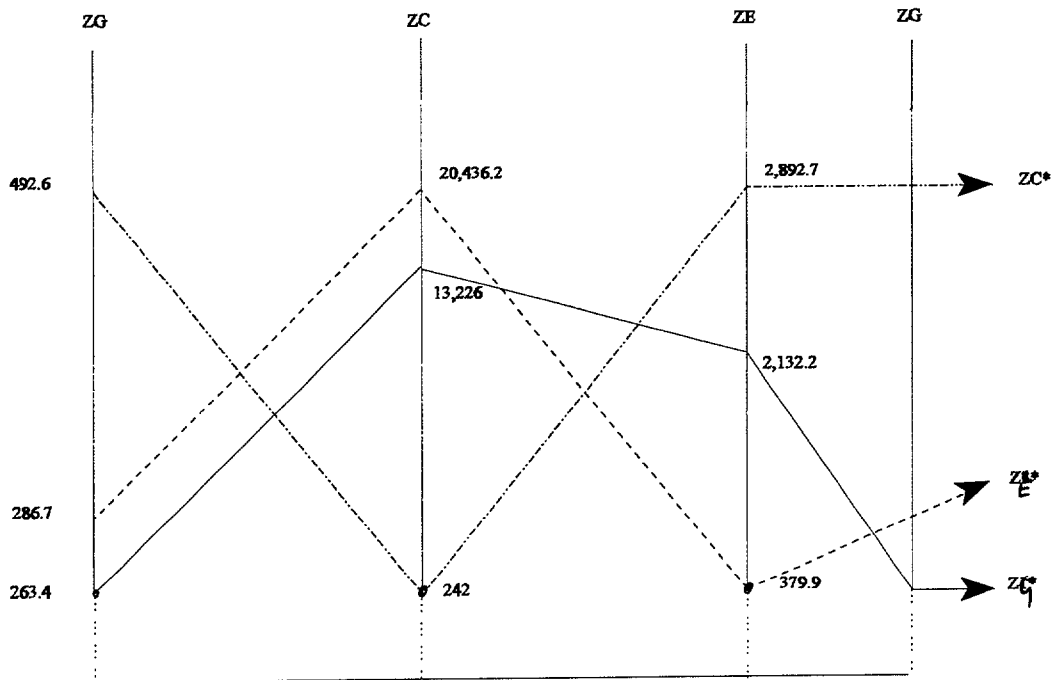


Figure 1 (1)

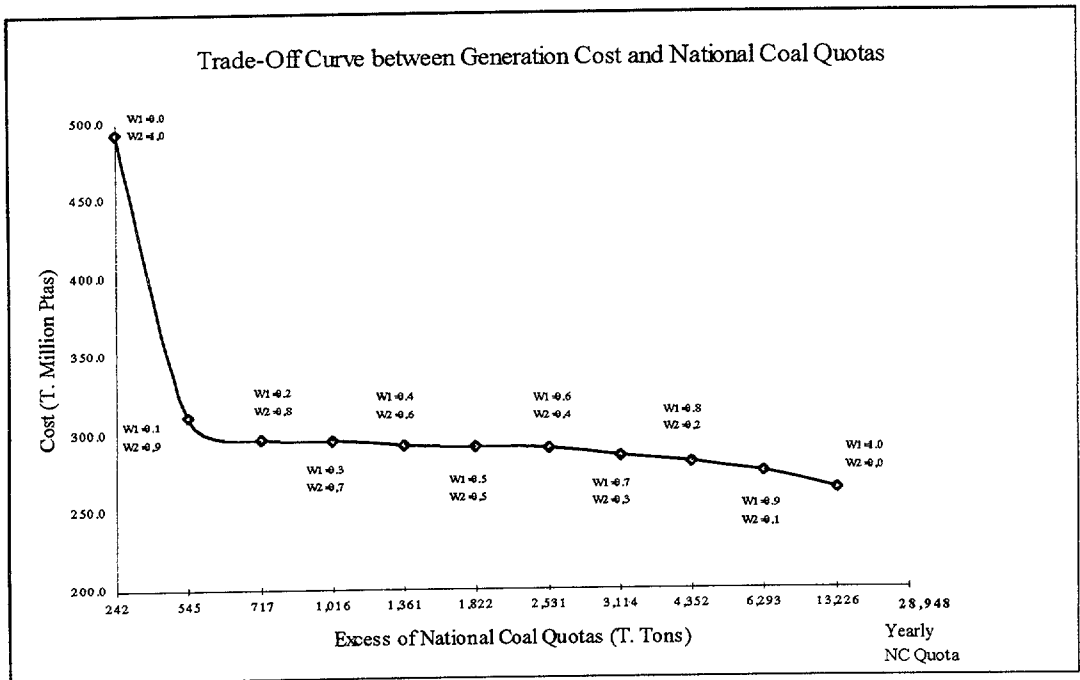


Figure 2

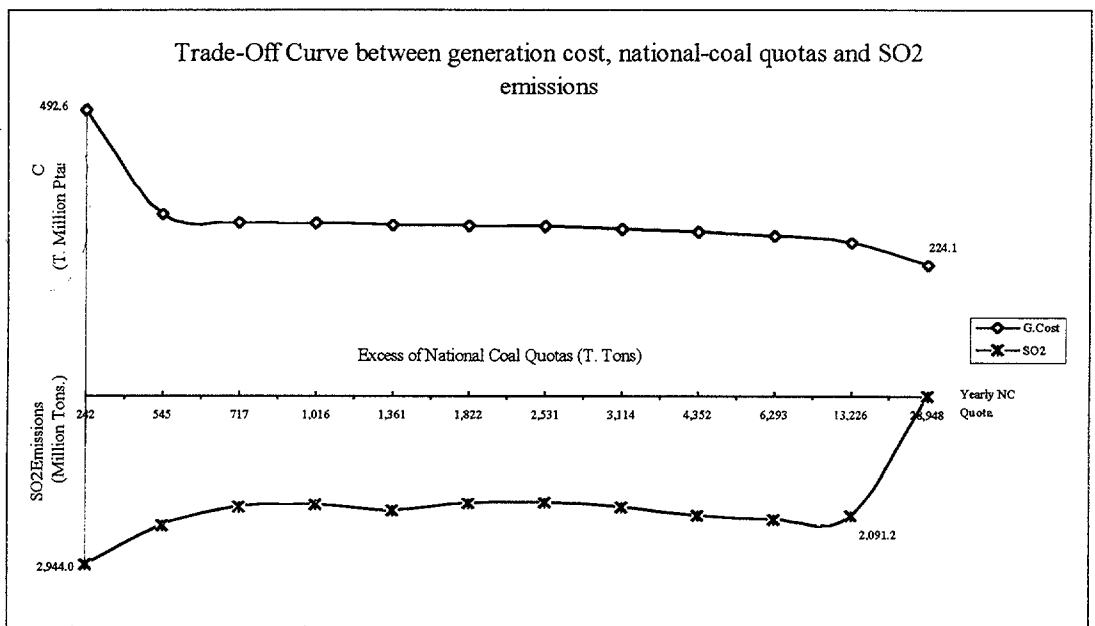
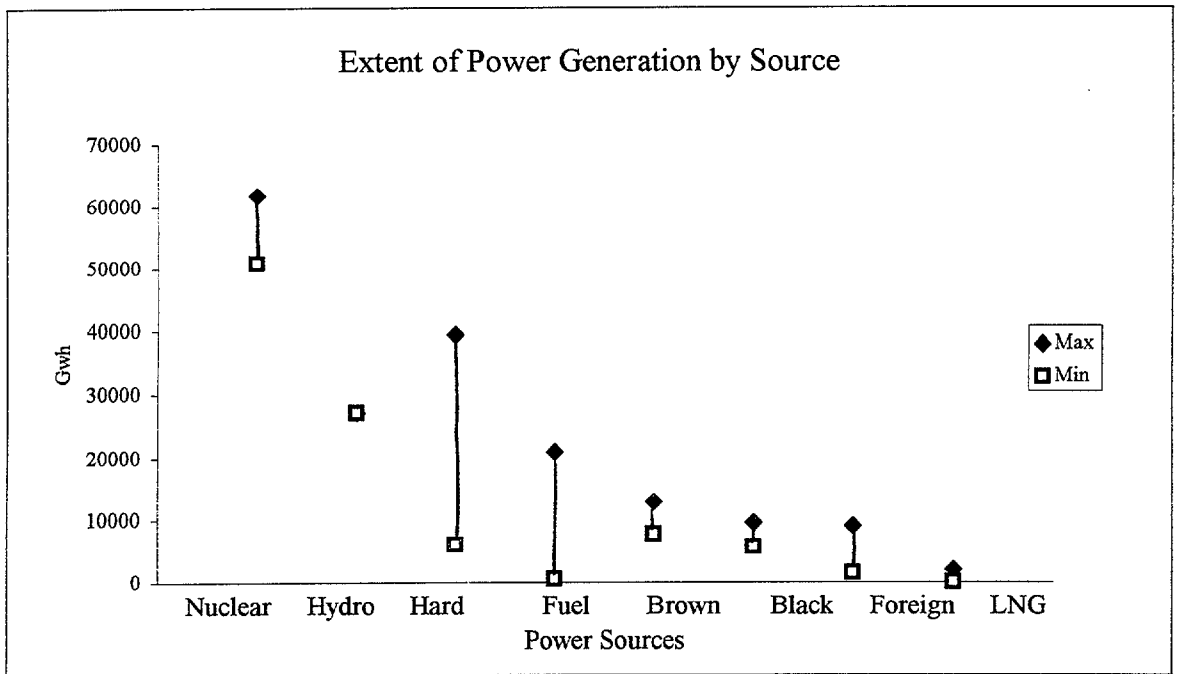


Figure 3



: Figure 8/

Capítulo 5

The (non-) cost-effectiveness of environmental
policy: the case of the Spanish Power System

(SPS)*

*I am grateful to Luis Rodriguez Romero for his guidance and comments on this study and to Daniel Serra, for his unvaluable contribution to my linnear programming skills. Thanks are also due to Xavier Labandeira, Kahjen Tallury, Joery van Rompuy, Willem van Groenendaal and Emmanuel Petrakis. This work would have never been finished without the data provided by the CSEN.

Abstract

The significant contribution of the power sector to Spanish acid rain and greenhouse emissions has been traditionally justified on the basis of the protection of national-coal mining (soft coal, anthracites and lignits, with high-sulphur content and low-heating efficiency rates). While desulphurisation technologies and new, more efficient, fossil fuel technologies are spreadly used in other countries facing similar energy constraints, conventional “coal-combination” has been the main source of control by the industry.

This study shows how sulphur emission standards have increased the efficiency losses associated to the national-coal quotas’ policy in the power sector while emissions to the atmosphere have not been significantly reduced. Using a linear programming model we replicate the short-run dispatch of electricity, introducing coal quotas and environmental constraints. The results of the simulations indicate that the individual emission standards force the use of larger quotas and induce lower levels of efficiency in production and abatement. Quantitative measures of the costs of current abatement policy are obtained. Finally, the simulation of a Sulphur Permit Market measures the potential costs-savings from a market-based approach to reduce global and individual emission levels, with and without technological investments.

1 Introduction

Environmental policy instruments are generally analyzed and ranked in terms of cost-effectiveness. Given an externally determined desired level of pollution abatement there are alternative mechanisms that induce markets to achieve this goal at the minimum cost to society. This chapter evaluates the cost-effectiveness of environmental policy in an industry where input prices do not reflect the true opportunity cost to the economy of input consumption. As a result, there is an inefficient allocation of production factors in the industry. Moreover, the distortion of relative factor prices favor the use of a high-polluting and low-efficiency input, inducing higher levels of the environmental external effect. The implementation of abatement policies in distorted markets may induce further efficiency losses while avoiding the correction of the true source of the external effect.¹

¹We have found numerous cases where removing input or output market subsidies would yield significant environmental improvements, most of them in strategic sectors such as agriculture, transport and energy, which are also characterized by their serious contributions to environmental pollution. Nonetheless, governments avoid the correction of relative prices and introduce policies that causes larger efficiency losses.

The use of national coal is the main source of environmental pollution (SO_2) of Spanish electricity industry. National lignites and briquettes, which have low heating efficiency and high sulphur content, are subsidized to protect national mining areas. Some power utilities buy coal quotas from mines at a non-competitive price. In exchange, the SPS guarantees them enough operating hours during the year to use partially or totally their quotas. These contracts distort the power dispatch in two ways. First, the power system is using a non-competitive fuel, forcing coal power utilities to burn expensive national coal instead of foreign coals at lower prices. Second, these utilities are running for longer periods than it would be optimal otherwise, given marginal costs, in order to burn the maximum quantities of the so called "guaranteed coal". Therefore, subsidization of national mining is internalized in the electricity price with a double source of costs: first, higher costs through higher input prices and, second, higher costs induced by the non-optimal dispatch. Moreover, environmental externalities associated to the industry are also higher.

Recently, national regulation has limited sulphur emissions from fossil-fuel plants (Royal Decree 646 of 1991, which gave formal effect to the LCP Directive, 88/609/CEE).² Emission reductions have been achieved not with desulphurizing technology or with fuel switching, as it is usually claimed in some

²Individual sulphur standards are defined by daily and monthly concentration or emission rates (mg/Nm^3 of SO_2).

studies on the power sector, but through what we call “fuel-combination”. National-coal quotas are burned together with cleaner imported coals, reducing the rate of emissions per unit of output but increasing total output of coal plants along the year. The same amount of national coal has been used, the same amount of sulphur has been emitted to the atmosphere but dispersed in longer periods of time. Moreover, other emissions such as greenhouse gases (carbon dioxides and nitrogen oxides) – which depend mainly on the heating efficiency rate – may have increased, not only because of the larger amount of output of national-coal plants, but due to the lower temperatures needed to burn the coal combination. The lower the emission rate standard to a plant, given a quota of national coal, the larger the output. The larger the output from a fuel-forced technology, the higher the distortions in the short run dispatch and, therefore, the higher power generation costs.³

There might be even more implications in terms of efficiency: the higher the sulphur content of the fuel that the utility must burn (usually with lower burning efficiency) the longer the plant must be connected to the network, but also, the lower their production efficiency (ratio of output per unit of input), the larger their output in order to burn the stock of national coal.

Indeed, electric utilities who must buy guaranteed coal use the less efficient

³Currently, the following tech. adoptions are planned: With limestone and gypsum, Teruel and Compostilla III; with sea water, Unelco and Almería II.

units first to burn the “guaranteed coal”. Given that quotas can be considered as sunk-costs, current environmental regulation might not only be increasing the amount of pollution in a year cycle but it might also be increasing the net profits of national-coal plants ⁴. Therefore, the most polluting firms might be the first benefited from environmental regulation.

The implications are serious in terms of proposing stringent emissions regulation or even alternative market based instruments. Any proposal in order to impel firms abatement must consider coal policy restrictions and firms’ economic incentives. The exclusive reliance on comand-and-control environmental policies, which set compulsory rules defining the level of emissions and/or the technical processes of production, fails to secure cost-effective solutions and adequate technological progress. Current standard limits, combined with a weak monitoring system, have induced large static inefficiencies, identified in the short-run dispatch of electricity, as well as dynamic inefficiencies, hamper-

⁴As we have argued in Chapter 3, where we analyzed firms’ incentives under current pricing rules, steam generating plants have very low variable real costs. In fact, the only variable cost of these plants is fuel costs. Standarized cost fully accounts for the price of the total imported coal costs. On the other hand, it is plausible to assume that coal fired plants present non-decreasing returns to scale.

The lower fuel and other, if any, variable costs with respect to standarized - repayment - cost, the bigger the net rent per kilowatt produced and the higher their incentive to be longer periods conected to the grid.

ing technological developments, from pure abatement devices to substitution of new more efficient technologies.⁵

Market or incentive based mechanisms, on the other hand, sets directly a price for pollution either achieving the first best solution, eliminating the externality, or attaining the minimum cost or cost-effective solution of an externally determined environmental objective. Information and considerable theoretical difficulties have traditionally favored the second best approach, within which the use of taxes and pollution markets yields, in the absence of no uncertainties, equivalent results in the grounds of efficiency and distributional effects (Weitzman, 1974; Baumol and Oates, 1988; Pezzey, 1992).

However, any sound environmental policy must consider existing institutional framework. Government commitment to reduce emissions is the first source of policy effectiveness as it eliminates possible conflicts between agencies – lets say, the environmental regulator and the industry regulator, or the supranational european agency and the national agency. If the overall efficiency losses of current environmental policy are larger than it would be otherwise with alternative measures, even maintaining other social objectives such as national coal subsidies, it is time to evaluate the *status quo* distribution

⁵These effects are constantly argued and formally defended in the literature (Tietenberg, 1985; Baumol and Oates, 1988; Milliman and Prince, 1989).

of costs and benefits of such policy.

The objective of this study to measure the short-run production inefficiencies, and to show how current environmental policy increases these inefficiencies. This overall objective is translated into the following goals. First, to evaluate the generation costs and emissions by-product of short run dispatch of electricity due to national coal use, without any environmental restriction. We measure both, the pure fuel cost of a non-competitive source of energy and the costs of distorting the short run dispatch. Second, to evaluate the costs of short run dispatch distortion and total emissions when current environmental policy is introduced. Third, to simulate the use of market based environmental policy instruments, aimed to impel firms to reach global emission goals, increase production efficiency and reduce firms's output rents derived from national coal quotas.

In order to organize the different hypothesis and the results, three different models are built upon a traditional linear programming model of short run dispatch of electricity. Each model has different scenarios where alternative assumptions are made. The models and scenarios are represented in the following table:

The paper presents a systematic marginal cost approach to estimate the costs of emissions reduction within the Spanish Power System (SPS) that faces

a coal-forcing vertical constraint. We first measure the effects of current environmental policy on generation costs by replicating the central dispatch of electricity with a linear programming model. Coal plants are forced to buy a quota of national coal each year at a non-competitive price while, in exchange, the central dispatch guarantees them enough operating hours to burn their fuel quota. The total cost of satisfying the demand by using a non-competitive fuel and the substitution of other competitive technologies serve as a quantitative measure of the opportunity cost of national coal subsidies. The sulphur standard limits then the rate of emissions of national-coal plants. These plants combine national coal with imported coal in order to reduce the ratio of sulphur emissions per unit of output. As a result, coal plants also increase the total amount of output sent to the market in order to burn their coal quota. We show how vertical national-coal forcing can be driven by current sulphur emission standards and obtain a quantitative measure of the additional costs of electricity generation when the abatement option is limited to this coal combination. Marginal abatement costs grows at an increasing rate with the emission standard, as the substitution of other more competitive technologies increases, while sulphur emissions are only distributed along the year, and carbon dioxide and nitrogen oxides emission ratios increase. However, as the emission reduction approaches current emission standards emissions decrease sharply. The reason is that some plants are not able to burn any of their

coal quotas. Given that electric utilities have not introduced any technical option to remove sulphur emissions this result implies that some plants might be "flushing" away their quotas, not only in the literal sense of washing coal, but implying that some utilities might be only burning imported coal.

One of the most interesting contributions of the linear programming model is the design of a consumption coefficient for coal plants as a function of two variables: first, a rate of substitution between national and imported coal determined by the emission standard; and second, the rate of heating efficiency of the plant. This consumption coefficient allows the simulation of imported coal needs of each plant depending on the sulphur emission standard and its heating efficiency incentives. It is shown that if the plant derives any rent from increasing production (i.e. due to increasing returns to scale or informational rents) national coal quotas give them the lowest incentive to be efficient, strictly in the production process as well as in the abatement technique of fuel combination.

The evaluation of current standard policy shows an aggregate cost in the power system of an additional 3% (about 8.8 thousand million pesetas). Sulphur inmission rates in short-period measures are reduced but total emissions are dispersed geographically and temporaly. The precise extent to which environmental emissions and damage have been affected by current policy is

beyond the scope of this study. A more complete model with a geographic mapping of acid depositions and more precise emission coefficients of plants would be needed. However, our results based on estequeometric measures of pollutant contain in fuel show that total emissions have not been significantly reduced.

Considering the low effectiveness of current environmental policy this study proposes alternative regulation in the form of economic incentives. Two instruments are analyzed, nammely emission taxes and transferable emission permits. The reason for this alternative is that if the power system does not consider any technical investment to reduce emissions (lets say, to avoid an increase of capital costs and therefore of the electricity tariff) there are still sources of cost-savings for the SPS. Indeed, we show that a shadow price over plant's total emissions will create a trade-off between the reduction in the sulphur emission ratio and the increase in output. Therefore, a market based incentive induces higher levels of efficiency of abatement and production actions of the plant.

The rest of the chapter is organized as follows. Next section reviews some important issues related to the SPS technical structure and institutional framework. It describes the main problems to tackle the industry environmental problems, specially those related to the acid rain depositions and it compares



the situation with respect to other states power systems. Section 3 presents the linear programming model and the different hypothesis tested to measure the overall costs of current environmental policy. Section 4 analyses the effects of market incentive based mechanisms. We focus on the design of a Sulphur Permit Market with the most simple rules to measure the potential cost savings from a cost-effective approach. However, the effects of a sulphur uniform tax and technical investment are also explored. Section 5 concludes.

2 The Spanish Power System: short-run electricity planning and acid-rain depositions

Short-run decisions in the electricity market are, in principle, driven by a strict marginal cost criteria: given the expected demand in each hour period, a marginal costs order decides which available plant is connected to the network at any moment and for how long it will remain serving the market. This decision is called the dispatch of electricity, which is generally subject to a set of power generation constraints.

The dispatch of electricity in Spain is managed by REE (Red Eléctrica de España), a firm participated by all big firms and the public sector, owner of the high voltage network. The major constraints of the short-run cycle dispatch in

Spain appear in the form of “fuel-forcing.” First, about 55% of the energy produced comes from technologies whose output must be taken: hydropower and nuclear plants. While nuclear (39.2%) and flowing hydro (17%) plants cover baseload demand for efficiency reasons, pumping hydro plants must be used in peakload periods for water resource management. Second, another 22% of the energy produced is currently coming from coal plants using national coal (hard coal, briquettes and lignits) not for efficiency reasons, given that subsidies make this fuel non-competitive as compared with other fuel sources such as imported coal. “Coal forcing” is a rent-guarantee for the power utilities that have contracted coal quotas with the regulator. This vertical constraint introduces a non-technical distortion into the system, inducing output substitution from other, more competitive, fuels and increasing, as a result, total costs of the short-run power dispatch.

Present pollution regulation for electricity producers consists of SO₂ daily and monthly inmission standards for existing and new capacity determined in the 1988 EC Large Combustion Plant Directive (Directive 88/609/EEC, further referred to as the EC-LCPD).⁶ Both CO₂ and NO_x emissions remain

⁶Spanish government also agreed to further SO₂ reductions from 1980 baseline in 1991. Total allowed emissions are determined now by the current international agreements. Spain has agreed in the “UN Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Further Reduction of Sulphur Emissions”, United Nations Economic Commission

unregulated. To levy environmental taxes is not popular. Besides, quote systems gives much more flexibility to a set of firms being already controlled for non-environmental reasons. The positive results of the US Acid Rain Program for electric utilities must, at least, induce to some analysis of the advantages and disadvantages of such a system within the spanish electricity system. We propose the evaluation of a general emissions license system, where all firms are endowed and need permits to produce electricity, and a restricted emissions license system where only polluting sources are involved.

3 The model

The objective of this study is to find the optimal cost schedule for different scenarios that consider alternative technology assumptions and environmental policy rules. For that purpose, we model the objective function of the regulator as to minimize total costs of satisfying a demand schedule through a centralized dispatch of electricity, given a number of technical, energy and environmental constraints. The model is built upon the traditional optimization methods for electricity planning (Turvey and Anderson, 1977; Soldatos, 1991 and Hobbs, 1995) introducing environmental dispatch restrictions.

for Europe, Geneva, 1994.

The model describes the short-run electricity planning, replicating the decision of a centralized regulator on electricity dispatch. We first describe the objective function, which captures all available technical capacity for power production.⁷ Then, we introduce those technical and energy constraints which have significant impact in the optimization problem, simplifying an important set of technical restrictions that characterizes the technical complexities electricity system. Even though the model underestimates, up to some point, the technical problem, its calibration gives strong results. A sensitivity analysis has been undertaken to set the the scope of the technical parameters.

In order to organize the different hypothesis and the results, three diferent models will be built upon a traditional linear progaming model of short run dispatch of electricity. Each model has a number of scenarios where alternative assumptions are made. The models and scenarios are represented in the following table:

⁷The model does not take into account metering and monitoring costs.

MODELS AND SCENARIOS FOR E.E.E. TRADE-OFFS.			
	Model	Scenario	Hypothesis
1	BASEMOD	Reference Scenario	total substitution of NC
2	COALMOD	Scenario 1: no fuel forcing	optimal NC quotas (with no IC)
		Scenario 3: with EU standards	
3	ENVMOD	Scenario 2: standards forcing NC	IC abatement option
		Scenario 4: forcing fuel EU standards	“Flushing” NC
		Scenario 5: acid rain permit policy	Trade-off between per unit and total emissions
4	POOLMOD	Scenario 6: abatement technology option	Benefits of investment: does it pay to use IC?

The Basemod serves as the minimum cost schedule, baseline or reference scenario. It is assumed that all coal plants can substitute national by imported coals at no technological adjustment cost. Therefore, it will overestimate cost-savings derived from input substitution.

The Coalmod replicates current technical structure, forcing coal plants to use national coal at current fuel costs. The optimal cost schedule in Scenario 1 gives the maximum amount of national-coal quotas that plants would use at current factor prices. Scenario 3 introduces the LCPD sulphur emission limits, which are mainly binding for national coal plants. It is assumed that plants cannot reduce their emission rates through the imported coal combination. Therefore, the optimal cost schedule gives the maximum amount of national coal quotas that would be used under current environmental policy.

The Envmod simulates alternative environmental and energy restrictions. Scenario 2 finds the maximum emission limit which plants can comply with when they are forced to burn all their quotas, while scenario 4 finds the maximum amount of national coal when LCPD standards are binding and plants are allowed to reduce their emission rates through coal imports. Scenario 5 simulates different designs of an emission permit market. A global emission limit is determined for steam plants, which is freely distributed to them according

to alternative criteria. Even though the optimal permit system is not found, we estimate significant cost-savings derived both from the economic trade-off between decreasing emission ratio and increasing total output and the flexibility introduced by permit trading between the lowest and the most competitive plants. Indeed, the permit price acts as a shadow price of national-coal quota. Within this scenario we compute the optimal cost schedule of a sulphur tax...

Finally, the Poolmod introduces the possibility of technical investment to reduce sulphur emissions. Technical options have been decided based on the latest cost estimations for two types of actions: first, the annualized fixed cost of converting the largest fuel-oil plants in natural gas plants; and secondly, the fixed and marginal costs of installing the most common sulphur scrubbers (Dry/wet..) in national coal plants. A precise investment planning model must consider each plant specific features to design the optimal technical option. The usual informational obstacles of the SPS has limit our investment planning to the use of current average cost per kilowatt of capacity, the average increase in marginal cost of production and the average sulphur reduction of that scrubbing option. These measures, however, are particularized for three ranges of installed capacity of each production unit (ECN, ABB, Assian Investment Bank...). The optimal abatement investment planning which depends on the environmental goals, has not been fully exploited. However, we measure

the cost of attaining current emission standards when abatement investment is allowed. The hypothesis tested is whether the full cost of current coal-imports' abatement option compensates the cost of abatement investment?

For the representation of the model we use the following conventions:

3.1 The Objective Function: minimizing total variable costs

Total variable costs are defined as the full operating, maintenance and fuel cost of all available units (i) to produce electricity in each hour group (h) during one year period. Lets denote with cv the variable cost per available capacity or “disponibility” of each unit, kw . The parameter θ defines the number of hours in each hour group. Then, total variable costs are:

$$\sum_{i=1}^N \sum_{h=1}^H (cv[i]Kw[i, h])\theta[h]$$

The objective function of the centralized dispatch is:

$$Min \sum_{i=1}^N \sum_{h=1}^H (cv[i]Kw[i, h])\theta[h] \quad (3.1)$$

where:

$cv[i]$ is the operating cost of each unit.

$Kw[i, h]$ is the instant output of each plant i , in each hour-group h .

$\theta[h]$ is the parameter measuring the duration of each hour group.

The objective function is subject to the following set of technical constraints:



3.1.1 Instant power demand

The plants in operation $[i]$ must be sufficient all time to meet the instant power demand in each hour group. If D denotes the demand of electricity:

$$D[h] - \sum_{i=1}^N Kw[i, h]\theta[h] \leq 0 \text{ for all } h = 1, \dots, H. \quad (3.2)$$

3.1.2 Capacity constraint

Total output can't exceed total capacity of all available plants. We define the parameter α as the instantaneous utilization rate, accounting also for maintenance and plant faults. Production or installed capacity of each unit is measured by $X[i]$.

$$\sum_{i=1}^N Kw[i, h] - \alpha[i]X[i] \leq 0 \text{ for all } i, h. \quad (3.3)$$

3.1.3 Peak load margin

The system must guarantee peak power supplies to an acceptable probability limit. We define m as the (deterministic) margin of reserve capacity above mean expectations. Peak load hour period is considered to be $h = 1$.

$$D[h](1 + m) - \sum_{i=1}^N Kw[i, h] \leq 0 \text{ for } h = 1. \quad (3.4)$$

3.1.4 Nonnegative decision variables

All decision variables must be nonnegative.

$$Kw[i, h] \geq 0 \text{ for all } i, h. \quad (3.5)$$

3.1.5 Hydropower capacity

There are two options in order to account for hydropower plants. First, we can consider electricity demand in one period, net of total output of hydro plants during the average hydrologic year. Second, we can introduce hydropower plants, y , into the set of available capacity, i , subject to seasonal and maximum reservoirs capacity constraints. Let H denote the upper limit of the hydro energy available in any period t for each vintage v .

$$\sum_{h=1}^H Kw[y, h]\theta[h] \leq H \text{ for } i = y \text{ (Hydro)} \quad (3.6)$$

In order to replicate current hydro fuel forcing, hydropower has been limited to 1993 hydrologic year.⁸

⁸Considering Spanish pluviometric variability, an interesting exercise would be to simulate the cost and emission schedule of national-coal quotas under a dry and humid scenario.

3.2 Basemod Model

The base model represents the reference cost schedule to compare the rest of scenarios. The main assumption here is that coal plants can completely substitute national coal with imported coal at the competitive prices in the international market, at no additional cost.⁹ The model simulates the minimization of generation costs in 3.1 subject to ?? to 3.6. We can state the problem of the central dispatch as:

$$\min_{Kw} \sum_{i=1}^N \sum_{h=1}^H cv[i]Kw[i, h]\theta[h] \quad (3.7)$$

$$D[h] - \sum_{i=1}^N Kw[i, h]\theta[h] \leq 0 \quad (3.8)$$

$$Kw[i, h] - \alpha[i]X[i] \leq 0 \quad (3.9)$$

$$D[h](1 + m) - \sum_{i=1}^N Kw[i, h] \leq 0 \quad (3.10)$$

$$H[t] - \sum_{h=1}^H Kw[y, h]\theta[h] \leq 0 \quad (3.11)$$

$$Kw[i, h] \geq 0 \quad (3.12)$$

⁹We do not consider that Spanish import will affect the international price. Given the amount of coal substituted, it is implicitly assumed that the supply of foreign coals is significantly elastic.

3.3 Coalmod Model

The coal model introduces an additional constraint for electric utilities currently using national coals. The national coal contracts are introduced in the form of vertical fuel forcing. Lets define: a for the heat consumption. of the coal unit (te/Mwh); b_1 for the heat capacity of national coal used ($Kcal/Ton.$); and, Y_1 for the annual quota assigned to the unit (Ton). Then, the production function of a coal plant can be described by:

$$\sum_h Kw[i, h]\theta[h] \geq \frac{b^1[i]}{a[i]}Y_1[i] \quad (3.13)$$

which states that total generation of plant i must be enough to burn the total coal quota assigned to that unit.

3.3.1 Scenario 1: How much national coal?

National coal quotas are assigned to the utility, which may have a number of units to burn its quota. In order to consider the scope of the contract, equation 3.13 is modified in the following terms: first, the dispatch distributes the coal quota among all available plants of the electric utility according to unit's marginal costs; and second, the utility can have a stock of national coal quota. We define Z as the amount of coal that any utility will not use during a complete cycle (a year) while the index u denotes the electric utility.

Rearranging terms, equation 3.13 becomes:

$$Y_1[u] \leq \sum_h \sum_{i \in u} \frac{a[i]}{b^1[u]} Kw[i, h] \theta[h] + Z[u] \text{ for } u = 1, \dots, 15. \quad (3.14)$$

Adding equation 3.14 to the basemod above 3.7 we obtain the minimum generation cost of short-run dispatch with national coal subsidies. Marginal costs consider the higher prices of national coal. Scenario 1 computes the maximum amount of coal quotas burned by plants while satisfying the minimization of generation costs objective at current marginal costs.

Scenario 3, on the other hand, simulates the cost schedule and national coal use under the assumption that national-coal plants must comply with LCPD sulphur standards while no abatement option is allowed, that is, they cannot combine national with foreign coals. The emission limit is described within the following model.

3.4 Envmod Model

3.4.1 Scenario 2 and Scenario 4: Introducing environmental policy

Under the coal model, current coal quotas are not totally used by electric utilities unless the dispatch is forced. There are two options to force the load curve to take the maximum amount of output from coal units. Firstly,

the national-coal stock, $Z[u]$, can be forced to be zero; and secondly, as it is shown bellow, the emission limit in the form of a rate of sulphur per unit of output could have the same result. Indeed, only when environmental policy is introduced, the load curve takes the maximum output from coal units. The reason is that the emission standard reduces the consumption coefficient of the coal units. At current marginal cost order, a number of units are able to increase their total output.

Scenario 2 and 4 consider the current environmental sulphur emission limit with coal imports as the only abatement option. In order to describe the current abatement option of coal plants, plants are able to burn a combination of national and imported coal. Therefore, a new constraint for emissions rate and a transformed coal-consumption function are introduced.

The production of electricity results in a number of pollutant by-products. To measure these emissions we use estequeometric coefficients associated to each unit, in general, and to each type of fuel used, in particular for national coal units. Total emissions associated to each unit are denoted by $E[p]$, where p stands for the pollutant type: sulfur dioxide (SO_2), carbon dioxide, (CO_2), nitrogen oxides (NOx) and volatile organic compounds (VOC) also referred to as *particles*. Let γ be the vector of emission coefficients of noncoal units. Then, the emission production function for plant i of pollutant p is decribed

by the following equation:

$$E[i, p] = \gamma[i, p]Kw[i, h]\theta[h] \text{ for } i = \textit{noncoal} \text{ and } p = SO_2, CO_2, NOx \text{ and } Part.$$

The abatement option Coal-utilities' emissions are computed as a function of pollutant content in the coal used. As only acidrain emissions will be analyzed, non-sulphur emissions are measured by the emission coefficient currently associated to each plant. However, if imported coal is used as a sulphur abatement option, total emissions are measured by:

$$E[i, SO_2] = s_1[u]Y_1[u] + s_2Y_2[u] \text{ for all } u. \quad (3.15)$$

where Y_2 stands for imported coal, while s_1 and s_2 are the emission ratios associated to the sulphur content of each type of coal, national and imported coal respectively. Each utility uses a combination of national coals with different qualities and heating power. In order to simplify the problem, a weighted average of the different coals contracted by each utility is used to compute its emission ratio.

We now modify the fuel consumption or production function of coal plants. Lets define b_2 as the heating capacity of imported coal. A plant producing output combining both inputs, with different power capacity, has the following

consumption function:

$$Kw[i, h]\theta[h] \geq h_1[i]Y_1[i] + h_2Y_2[i] \quad (3.16)$$

where h stands for both consumption coefficients: $h_1 = \frac{b_1}{a_1}$ and $h_2 = \frac{b_2}{a_1}$.

Combining equation 3.15 and 3.16.

$$Kw \geq \frac{(h_1 - \frac{s_1}{s_2}h_2)}{(1 - \frac{h_2}{s_2}e)} Y_1 \quad (3.17)$$

where e equals the ratio between total emissions and total output, nammely, the sulphur emission ratio of each unit:

$$e = \frac{E}{\sum_h Kw\theta}$$

The right hand side of the equation 3.17 states the new consumption coefficient associated to a coal unit combining her national coal quota with imported coal needs. This coefficient is a function of the consumption ratios of both fuels used by each unit, the emission ratio associated to each fuel, and the resulting emission coefficient. Note that whenever the emission coefficient e equals s_1 (the emission ratio associated to national coal) 3.17 equals equation 3.13. Indeed, only when there is an emission limit with $e < s_1$, the plant will use any imported coal to reduce its sulphur emission ratio.

Given both coal types emissions rates ($s_1 \geq s_2$) and consumption rates ($h_1 \leq h_2$), 3.17 must satisfy:

$$s \geq \frac{s_2}{h_2}$$

that is, the emission standard s (gr/kwh) cannot be lower than the rate of the less polluting input, the imported coal. This condition will be met in the definition of the standard s .

Finally, the production function must be modified to account for the fact that it is the electric utility the entity that has an assigned national coal quota. Therefore, equation 3.17 can be transformed into the two following constraints:

$$y_1[i] \leq \frac{(1 - \frac{h_2}{s_2} s[i])}{(h_1[i] - \frac{s_1[i]}{s_2} h_2)} \sum_h Kw[i, h] \theta[h] \quad (3.18)$$

$$Y_1[u] \leq \sum_{i \in u} y_1[i] + Z[u] \quad (3.19)$$

where $y_1[i]$ is the amount of the quota assigned to the utility u burned by unit i . Note that $y_1[i]$ is an increasing function of the emission standard. Therefore, the tighter the limit s , the higher the amount of output produced by the power unit i . In other words, the lower the standard, the higher the amount of power generation needed to burn the same amount of coal. In this sense, equation 3.18 states that the emission standard lowers the heating power of each unit of national coal.

Adding constraints 3.18 and 3.19 to the base model above, we obtain the Envmod. Different hypotheses are then simulated using an individual emission standard for each unit \hat{e} , and a unique abatement option, the combination of a more efficient and less polluting coal with national lignits. As the results bellow will show, introducing an environmental standard directly minimizes the stock of national coal Z .

The emission standard There are several specifications of an emission standard. The standard can define a global emission limit, such that the individual or total sum of emissions of all available plants do not exceed that limit S , for each pollutant p :

$$\sum_{i=1}^N \sum_{h=1}^H Kw[i, h]\gamma[i, p] \leq S[p]$$

$$\sum_{h=1}^H Kw[i, h]\gamma[i, p] \leq S[i, p]$$

Alternatively, the agency may introduce a limit s on the rate of emissions per unit of output:

$$e[i, p] \leq s[p, i] \tag{3.20}$$

Current emission standards are sulphur inmission rates in the form of 48 hours and monthly concentrations of sulfur in the air, that is, miligrams of

sulphur per normal cubic meter (mg/Nm^3). However, there is a direct relationship between this inmission rate and a maximum rate of sulphur per unit of output, which is fully described in the appendix.

Scenario 4 uses the rate of sulphur emissions associated to the LCPD inmission standards as in equation 3.20. The results show that for these emission limits there are a number of plants which are not able to use any amount of national coal.¹⁰ Therefore, we find the maximum (lax) uniform emission standard that maximizes the use of national coal in scenario 3.

Scenario 2 simulates the dispatch of electricity when the current environmental standards are introduced but plants are not allowed to use imported coal to reduce short run emission concentrations.

3.5 The results

Before describing the results, there are some aspects about the data used to run the simulations that should be stressed. First, we have considered the whole set of available steam power plants in the SPS, including nuclear capacity, and taking hydropower output as the total outuput of the average hydrologic year.

From all available capacity, some plants have had long stops in the last years.

¹⁰Indeed, this is currently the situation of Escatron, which must use only imported coal.

However, it has a contract of national coal quota.

Therefore, a clearcut has been undertaken to consider just the plants available in 1993, which was an average hydrologic year. On the other hand, fuel-oil plants are not able to run in full capacity along the load duration curve. In order to replicate the current situation as close as possible, we have limited the total amount of output derived from fuel-oil in each hour period to 1993 output. Else?

Table 2 summarizes the main figures of the reference or baseline scenario to scenario 4. The first three columns reports total generation costs in thousand million pesetas, the amount of national coal used by the power system and total amount of sulphur emissions, respectively. The overestimated savings from using foreign coals can be measured as the difference from scenario 0 and 1. The power system could save about 86,700 million pesetas (28% of total costs) by using imported coal at international competitive prices, which means that each tonne of national coal used is currently costing about 3.64 million pesetas per ton. Moreover, each ton of national coal contributes about 98.2 tons of SO_2 , considering the full sulphur content of the coals included in the national quotas.

Scenario 2 considers current sulphur emission standards for hard coal and briquet plants while limiting the rate of emissions from black and brown lignites to 100 *gr/kwh*. At this emission limit coal plants use the maximum

amount of national coal combined with imported coals. That is, given the heating-efficiency ratios and sulphur content in fuel, coal plants produce the maximum possible output with those standards. As a result, for each thousand tons of SO_2 removed, 6.411 tons of national coal are additionally burned by coal plants. Each additional ton of national coal increases generation costs by 1.94 million pesetas. In terms of abatement, each ton of SO_2 removed costs to the power system about 12.45 pesetas per ton.¹¹

Scenario 3 simulates the dispatch of electricity when current emission standards limit the emission rates of coal plants but no abatement action is taken. The cleaner and more expensive national coals can be used but plants are not able to burn any amount of brown or black lignites. As a result, the total generation cost increases by 11,526 million pesetas (3.7%) with respect to scenario 1. Each ton of coal substituted increases generation costs by 6.94 million pesetas while it decreases sulphur emissions by 657,819 tonnes SO_2 . Therefore, the change from scenario 1 to scenario 3, that is the introduction of current standard policy with no abatement action but the substitution of dirty with clean coals gives a marginal abatement cost of 0.094 pesetas per ton, leaving without use about 6 million tonnes of, mainly, brown and black national lignites.

¹¹Note that the measure we use for emissions damage in the following section is 88.2 pesetas per ton of SO_2 .

Finally, scenario 4 simulates the dispatch of electricity with the above standard policy but allowing the combination of national coals with imported coals. Indeed, this scenario could easily replicate the current situation. The lowest level of emissions is reached, however, about 10 million tones of national coals are left unused while coal plants produce the maximum possible output. This result means that with current inmission standards, power plants that buy guarranteed coals are not able to use about one third of their quotas in order to comply with the regulation.

	m.ptas.	t.to.	t.to.			From:
Hypothesis	TC	NCq	SO2	GC	SO ₂	
Baseline 0	224,116	0	246,542	m.ptas/to	t/to	
Scenario 1	310,800	23,764	2,585,779	↑3.64	↑98.2	0 to 1
Scenario 2	318,840	27,903	1,940,208	↑1.94	↓155.9	1 to 2
				↑3.39	↑69.5	0 to 2
Scenario 3	322,326	22,105	1,494,456	↑4.44	↑56.4	0 to 3
				↑6.94	↓657.8	1 to 3
Scenario 4	322,726	18,014	1,090,326	↑4.54	↑46.8	0 to 4

Table 2

Main results:

1. The consumption of national coal quotas is vertically forced by the sulphur emission standard policy:
2. At current sulphur standards, the most polluting plants are not using their coal quotas
3. The rate of substitution between national and imported coals is a function of the emission standard and the heating efficiency of the plant:
 - the tighter the standard, the larger the output from coal plants
 - the lower the efficiency rates of plants, the larger the output
4. The emission standard increases generation costs (3%) and decreases the rate of emissions (20%), however:
 - total depositions are dispersed along the year (Europe)
 - total CO_2 , NO_x and COV increase: longer periods at lower efficiency rates (IC at low temperature)
5. The source of the conflict between the economic, the energy objective and the environmental objective is to be found in the combination of environmental policy and firms' incentives: wrong abatement choice.

4 Sulphur Permit Market

One of the contributions of this study is the simulation of a sulphur permit market for the Spanish Power System. A permit market can, in theory, achieve a cost-effective allocation of abatement activities. The reason is straightforward: whenever regulated firms are asymmetric, the ones with high abatement costs can buy permits to emit from low abatement cost firms. The former will buy emission permits until the cost of the permit equals the benefit from avoiding an emission reduction. The latter will find in their interest to reduce their emissions until the cost of the last unit reduced equals the benefit from selling non-used permits. If market signals appear properly and firms exert no market power in the permit market, all opportunities for trade will be exploited and the final allocation of permits will give the minimum-cost allocation of a global emission limit among firms (Montgomery, 1978 and Padron, 1991).

In the present setup, the most polluting utilities abatement costs are zero, as they are able to reduce the emission rate by increasing the amount of output along the year. Moreover, some plants might be deriving "abatement benefits" from current abatement option. On the other hand, less polluting and more competitive firms might be facing a reduction in their benefits due to the fuel substitution that takes place in order to use the national coal. Even though the central dispatch model is not able to capture these effects at the firm

level, it allows the simulation of a minimum-aggregated-cost schedule for an abatement target.

A permit system starts with the distribution of a global emission target among firms in the form of permits. Here an emission permit gives the firm the right to emit a tonne of sulphur in one year. Therefore, total emissions of the plant are limited by the initial permit distribution. Aggregate emission reduction costs of a rate-of-emission's standard are determined by two types of substitution in the power system. First, there is a substitution among coal plants as the ones using high sulphur-containing coals have lower marginal production cost than the less polluting coal plants. This implies a substitution of the hard coals and briquettes by the brown and black lignites and a lower total generation-cost. Second, as the emission standard becomes tighter, other competitive technologies, mainly fuel-oil, are substituted to allow coal plants to burn national coals in longer periods. Therefore, an emission standard increases total production of the most polluting and less efficient units and reduces total production of the less polluting and more efficient units.

On the contrary, limiting total emissions from a coal power plant would create an opportunity cost between the change in the emission ratio and the change in total output. Lets assume that total sulphur emissions of each unit are determined just by the product between the emission ratio and total output

and that regulation comes in the form of an endowment of tonnes of sulphur permits per year binding for all plants. The plants with higher emission ratios have two options in order to be able to use their coal quotas: firstly, if the plant reduces the emission ratio using imported coal then the consumption coefficient is also reduced and output must increase. The more efficient is the plant in reducing the ratio, the lowest the increase in its output. If the decrease of the emission ratio compensates the increase of output, the plant would not need to buy permits. Otherwise, the market price of an emission permit introduces an opportunity cost on the output increase. Indeed, the plant faces an incentive to reduce emissions in the most effective way, that is, increasing its heating and abatement efficiency to the highest level in order to minimize the increase in output. On the other hand, those coal plants with lower emission ratios will also face the highest incentive to increase their heating and abatement efficiency, as the reduction in output has a shadow price of the permit price. At the margin, the permit price equals the marginal cost of emissions reduction of all plants and gives the minimum aggregated cost of achieving an overall target. Moreover, the permit price also measures the output substitution among plants.

Obviously, having all information on firms abatement costs, as it shows the engineering model used in this study, permits the regulator to define an indi-

vidual total-emission limit to each plant and to generate the same allocation of abatement and output that the permit market does. There are however substantial differences between the central dispatch model we use to simulate a permit market and reality. Here, the central dispatch decides the optimal allocation of permits considering plants marginal costs and full information on efficiency ratios as well as on emissions. The results serve only as a guidance of the potential cost-savings of a permit market under important assumptions and there are a number of issues overlooked by the deterministic linear programming approach. In this sense, we stress the aims of the following exercise: once the sources of non-cost-effectiveness of current environmental policy approach have been identified a permit market could reduce efficiency losses while maintaining other social objectives.

Lets define first the most generalized model of a permit market for sulphur emissions and describe afterwards the specific scenarios that have been considered in this study. The model describes a permit market where no abatement investment is allowed, as in the above scenarios, and all plants are endowed with permits. We define P_p as the instantaneous market price for *sulphur* emissions and L^o as the initial distribution of permits to each firm i . The objective function (3.1) becomes:

$$Min_{Kw} \sum_{i=1}^N \sum_{h=1}^H (cv[i, h]Kw[i, h])\theta[h] + P_p(L^o[i] - Kw[i, h]\theta[h]\gamma[i]) \quad (4.21)$$

subject to the set of constraints from ?? to 3.6 and the following market clearing constraints. First, an excess demand drives the permit price to zero:

$$\sum_{i=1}^N \sum_{h=1}^H P_p(L^o[i] - Kw[i, h]\theta[h]\gamma[i]) = 0 \quad (4.22)$$

and total emissions can't exceed permits distributed.

$$\sum_{i=1}^N \sum_{h=1}^H (L^o[i] - Kw[i, h]\theta[h]\gamma[i]) \geq 0 \quad (4.23)$$

Finally, annual total emissions from regulated plants are limited by the definition of total amount permits L (*tones of sulphur*):

$$\sum_{i=1}^N L^o[i] = L$$

4.1 Scenario 6: results

A number of market frameworks have been tested. Even though we have not found the optimal setup for the permit market, we present three variations of the most simple one. We focus on the three following aspects: global emission target, plants involved in the market and the abatement option. First of all, the abatement target chosen is related to current environmental policy. A total amount of 1,000 million tonnes of SO_2 has been distributed among all coal and fuel-oil units, with an equal amount of permits for coal plants (25.000 tonnes)



and for fuel-oil (5.000 tonnes). Therefore, nuclear plants are excluded from the market.

Table 3 summarizes the main results.

Emission Permit Market, for sulphur polluters

1. Shadow price introduces an opportunity cost between the reduction of the emission (and heat-efficiency) ratio and the increase in total output.
2. Regulation of global emissions and plants emission ratio with the greatest flexibility:
 - the instantaneous permit price, assuming a perfectly competitive permit market, is an increasing function of both the emission standard and the permit endowment.
 - when the emission rate standard is left free, the minimum generation cost results by maximizing the rate of substitution between national and imported coal
 - maximizes s or $\frac{h_1}{h_2}$, for net-sellers and net-buyers

Table 3 Sulphur Permit Market

Hypothesis	T.C.	NCq	Pp
NCO and $Lo \in [1, 78]$	263,779	17,209.8	7,143
NCO and $Lo \in [44, 78]$	314,349	24,404.6	860,601
NC1 and $Lo \in [1, 78]$	312,879	22,742.9	7,841

$\sum_i Lo(i) = 1,000 \text{ M.T.}$

4.2 Tax on total emissions

$$t^* = 0.0882 \text{ ptas/Ton. of SO}_2 \text{ (UK damage)}$$

Total generation-cost: 373,561 m. ptas (268,979 m. ptas)

Tax revenues: 26,894 m. ptas

National Coal: 13,120 t. T.

SO₂ : 1,040 t.m. T.

and maximum efficiency rates.

4.3 Poolmod Model

The poolmodel describes the spanish power system when fuel-oil and coal plants have the option of investing in sulphur abatement technologies such as scrubbers. Even though there are several projects already approved and others under construction, there is no information available of their costs or specific technical features. Therefore, this study considers the most generalized technical option for sulphur removal at current international prices. The specific

features and costs are described in the appendix.

A complete study of environmental policy effects on the Spanish Power System should consider both short and long-run decision planning. Short-run decisions are determined by the existing technology structure as a result of past investments and social objectives. The optimal allocation of output is driven by a marginal cost criteria. However, the technology and energy constraints, such as national coal subsidization, distort the optimal allocation of output among available technologies. Environmental policy introduces new restrictions into the given set of plants, while no abatement investment or new technologies are considered in the analysis. Within this framework, the previous scenarios replicates the decision making process of the last decade. The aim of scenario 6 is to measure the potential cost savings from current abatement option, the combination of national with imported coal, with respect to the use of scrubbing technologies. Do abatement investment costs exceed the current inefficiencies imposed on the short-run dispatch?

Electricity least cost investment planning is driven by the following simple formulation. Given a number of available technologies to produce electricity, annualized fixed costs of electric utilities determine optimal capacity and the load period where the plant will be running while marginal costs of production determine optimal duration (number of hours connected to the grid) of each

plant installed. It is the shape of the demand curve what determines the optimal fuel-plant combination. Generally, technologies with higher fixed costs are placed in baseload to cover long periods with lower marginal costs; on the contrary, lower fixed costs plants are placed in intermediate and peakload to cover shorter periods with higher marginal costs.

Abatement investment planning faces a similar decision process. There are a number of available pollution control options for existing plants as well as new generating technologies that can substitute existing capacity while using . In general, abatement investment faces the same trade-off: low levels of investment result in high marginal cost of abatement, while high investment costs technologies derive lower marginal costs of emissions control. Therefore, the decision to be made in terms of least cost abatement investment is quite similar to traditional investment planning models. For this reason, we must take into account that any rule introduced to modify existing plants (i.e. sulphur scrubbers, fuel substitution or an emission standard) will not only affect plant's position in the load curve but also the amount of output they can produce, given marginal cost merit order and other constraints such as vertical fuel forcing. Pollution levels are not only determined by capacity or, equivalently by utilities emission rate, but also by the time period connected to the network or plants' output. Therefore, environmental policy instruments will

have quite different impacts on the merit order of the generating technologies.

The allocation of investment in pollution control and electricity is determined by the following model, which is based on Turvey and Anderson (1977) and Petrovich and Kralj (1993). The objective function includes now the annualized fixed cost of investment in a sulphur removal technology for the power unit and a new variable cost term accounting for its associated marginal cost of production.

We can state the problem of the central dispatch as:

$$\min_{Kw} \sum_{i=1}^N cf[i]X[i] + \sum_{k=1}^2 \sum_{i=1}^N \sum_{h=1}^H cv[i, k]Kw[i, h, k])\theta[h] \quad (4.24)$$

subject to:

$$\begin{aligned} D[h] - \sum_{i=1}^N Kw[i, h, k]\theta[h] &\leq 0 \\ Kw[i, h, k] - \alpha[i, k]X[i, k] &\leq 0 \\ D[h](1 + m) - \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^2 Kw[i, h, k] &\leq 0 \\ H[t] - \sum_{h=1}^H \sum_{k=1}^2 Kw[y, h, k]\theta[h] &\leq 0 \\ Kw[i, h, k] &\leq \beta[k] \Omega \\ \sum_{k=1}^2 \beta[k] &= 1 \\ Kw[i, h, k]_{48} &\geq 0 \end{aligned} \quad (4.25)$$

The structure of the model is fundamentally the same as described above, except for the new index k accounting for the option of installing a scrubber and two additional constraints aimed to avoid nonlinearities while forcing an exclusive decision between the two options. Constraints..., where β 's are binary variables and Ω is an arbitrary number larger than the maximum level of output attainable by any plant, force a choice between the output obtained once investment has taken place and the output obtained without investment for each unit.

5 Appendix

5.1 The data set used

Electric Utilities technical parameters have been taken from the Red Electrica report "Centrales térmicas: seguimiento de combustibles" (1991, 1992 and 1993) and from OFICO "Producciones y consumos en las centrales térmicas" (1.1995 a 12.1995).

The information on national-coal quotas, emission coefficients, fuel prices and other standardized variable costs of steam utilities has been provided by the CSEN:

a) Production and consumption in steam utilities and national coal supply: 1.95-12.95.

b) Resolution on fuel prices (1995 and 1996) and on national coal quotas 1996 of the Ministerio de Industria y Energía.

c) Annual report of polluting emissions of steam power utilities (1995).

Additionally, we have used 1993 load duration curve provided by REE, to test the simulation of the short-run dispatch according to that average hydrologic year.

Information on fuel sulphur content has been provided by the Spanish Minister of Industry and Energy and Unesa.

Information on abatement technology costs have been taken for several sources. The costs transforming fuel-oil utilities into gas-fired was provided by the CSEN, with the analysis of a plant example (Algeciras). The investment cost is estimated in 10,272 pesetas per Kw of capacity, which gives an annualized investment cost of 1,622 ptas/Kw with an additional fixed operation and maintenance cost of 2,220 pts/Kw. The associated variable cost, given 1995 gas prices is 4,760 ptas/Kwh. Desulphuration percentage is a 100%. This option has been included for F1 fuel-oil plants, which are plants over 150 Mw of capacity.

The sulphur scrubber "Wet and Dry" option cost for national coal plants has been adopted from the Assian Investment Bank, which reports on American and German scrubber costs, for plants with less than 100 Mw of capacity; the LSE research report for the British Power System (LSE, 1993), for plants with higher capacity; and the Energy Research Foundation ECN demonstration project for flue gas desulphurization of the AMER plant, for plants over 350Mw.

5.2 Regulation

C. Directive, November 28, 1988, on the limitation of atmospheric emissions of specific pollutants from Large Combustion Plants (LCP over 50Mw). New Plants: less than 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for more than 400 Mw. Specific for Spain: until 1999, new plants are authorized with over 500 Mw using imported fuels: 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, or with national coal, at least 60% scrubbing.

In all countries and cases, the EC allows to burn national lignites or briquettes and be over the limits when the technology is too expensive.

C. Directive, December 1994 (modifies above) for plants btwn 50 and 100.

R.D. 646/1991, de 22 de Abril, establishing new limits on atmospheric emissions from big combustion plants. Limit values for new plants: 2000 and

1700 for solid and liquide, for plants between 50 and 500: the limit decreases with capacity until a min of 400.

References

- [1] Martin, P. (1995) "The external cost fo electricity generation: lessons to be learned from US experience" *ENER Bulletin*, 17.95: 93-111.
- [2] Labandeira-Villot, X. (1996) "Market instruments and the control of acid rain damage: effects of a sulphur tax on the Spanish electricity generating industry" *Energy Policy*, 24 (9), pp: 841-854.
- [3] Turvey, R. and Dennis Anderson (1997) *Electricity economics: essays and case studies*, The World Banck; John Hopkins University Press.
- [4] Cohon, J.L. (1978) *Multiobjective Programming and Planning*. New York: Academic Press.
- [5] Soldatos, P.G. (1991) "The long-run marginal cost of electricity in rural regions" *Energy Economics*, July 1991, pp: 187-198.
- [6] Baumol, W.J. and W.E. Oates (1988) *The theory of environmental policy*, Cambridge University Press, Cambridge.
- [7] Weitzman, M.L. (1974) "Prices vs quantities" *Review of Economic Studies*, 41, pp:477-492.

- [8] Rodríguez, L. and F. Castro (1995) "Aspectos económicos de la configuración del sector eléctrico español: una falsa competencia referencial" Cuadernos Económicos del ICE, 2, pp: 161-113.