



Dimensión territorial de la tributación sobre emisiones en España

Autores y e-mail de la persona de contacto:

Juan Antonio Román Aso

juanromanaso@gmail.com

Departamento: Estructura e Historia Económica y Economía Pública.

Universidad: Zaragoza

Área Temática: Energía, sostenibilidad, recursos naturales y medio ambiente

Resumen:

La internalización del daño ambiental causado por emisiones de GEI (Gases de Efecto Invernadero) es crucial para proteger los recursos naturales y la salud humana. Entre los instrumentos políticos destinados a tal fin, prestamos especial atención al impuesto pioguviano, cuya efectividad depende del marco legal dispuesto para desincentivar la contaminación y estabilizar el equilibrio entre los costes privados y sociales. El objetivo de este trabajo es comprobar empíricamente la efectividad de las medidas fiscales autonómicas en España.

Palabras Clave:

Política ambiental, fiscalidad autonómica sobre emisiones, efectividad.

Clasificación JEL: H23

1. Introducción

De acuerdo con el concepto clásico de fallo del mercado, la contaminación es un claro ejemplo una externalidad negativa, que tiene lugar cuando un agente económico no asume el coste total de su actividad. Con el fin de reestablecer el equilibrio paretiano y equiparar el coste privado al coste social, se han realizado numerosas propuestas. Entre ellas, merece especial atención la de Coase (1960), que recogía la necesidad de establecer una negociación entre los diferentes agentes involucrados. Para ello, los derechos de propiedad sobre el aire tenían que estar claramente definidos y los agentes debían estar dispuestos a negociar. A su vez, el éxito de la negociación dependía en buena medida de la ausencia de free-riders. Estas premisas imposibilitan la negociación e incitan al sector público a intervenir.

La idea de lograr una solución desde el ámbito privado a un problema de la envergadura de la contaminación atmosférica, se materializa actualmente a través del gasto privado en reducción de emisiones. La información económica y empresarial revela que muchas compañías están dispuestas a destinar recursos financieros con el fin de reducir su impacto sobre el medio ambiente. Hay diferentes maneras de explicar este comportamiento, pero es razonable pensar que lo hacen para reducir sus pagos tributarios y también, para publicitar sus estrategias ambientales. La efectividad de esta política de privacidad será examinada en nuestro modelo empírico, junto con la de los instrumentos de intervención pública.

En referencia a éstos últimos y desde un punto de vista teórico, la tributación se percibe como el instrumento más eficaz para incentivar un cambio en la adopción de decisiones privadas y restaurar el equilibrio óptimo de Pareto en el largo plazo. Esta es una gran ventaja con respecto a los instrumentos de regulación, cuyo impacto sólo es relevante en el corto plazo. Además, la política fiscal permite un aumento de los ingresos públicos y facilita una reducción de otros impuestos directos, bajo la hipótesis de neutralidad de los ingresos.

En este punto, resulta conveniente determinar el objetivo principal de esta investigación, que en línea con los postulados teóricos que hemos visto, se basa en examinar si los impuestos por contaminación implementados por varias autonomías españolas (Andalucía, Aragón, Castilla-La Mancha, Galicia y Murcia) son capaces de disminuir el daño del medio ambiente desde un punto de vista empírico. Por esa razón,

se estima un modelo de datos de panel, donde el daño ambiental está representado por la intensidad de la contaminación. El resto del trabajo está estructurado de la siguiente manera. La sección 2 presenta las claves teóricas de los impuestos sobre las emisiones en Europa, así como la revisión crítica de la literatura y en la sección 3, se expone la metodología. Finalmente, las secciones 4 y 5 se destinan a mostrar los resultados y las conclusiones del documento.

2. Aspectos teóricos y revisión de la literatura

La corrección del fallo de mercado es un factor clave en la política ambiental y se ha investigado con frecuencia en la literatura reciente. Por ello, dedicamos una parte de la presente sección a revisar un conjunto de trabajos de diferentes tipos, donde se aborda la cuestión tanto desde una perspectiva política como académica. En este contexto, vamos a hacer especial hincapié en aquellas investigaciones destinadas a evaluar la efectividad de impuestos sobre emisiones y el papel de la descentralización fiscal en España, frente al modelo europeo centralizado. Comenzamos analizando tres tipos de enfoques empíricos: las propuestas tributarias ex-ante, las evaluaciones institucionales ex-post y los modelos econométricos.

En cuanto al primer grupo, podemos encontrar un amplio volumen de trabajos, en los que numerosos autores proponen una notable variedad de tipos de gravamen, destinados a internalizar el daño ambiental. Atendiendo a los metaanálisis de Rodríguez (2002) y Metcalf et al. (2008), seleccionamos las siguientes propuestas.

Dentro de la literatura de equilibrio general, Nordhaus (1996) sugiere un impuesto global de 8\$ por tonelada de CO₂, para reducir las emisiones en un 10%. Por su parte, Dingell (2007), propone un tipo de 50 dólares por tonelada de carbono y prevé una disminución del 13%. En esta línea, Larson (2007) hizo una propuesta de 15\$ por tonelada de CO₂, con incrementos anuales de 10%. El resultado esperado es una reducción acumulada del 25% de los gases de efecto invernadero. Stark (2007) recomienda la aplicación de un 10\$ por tonelada de impuesto sobre el carbono, con aumentos anuales basados en el cumplimiento de los objetivos ambientales. Como resultado, se obtiene una caída de los gases de efecto invernadero en un 46%.

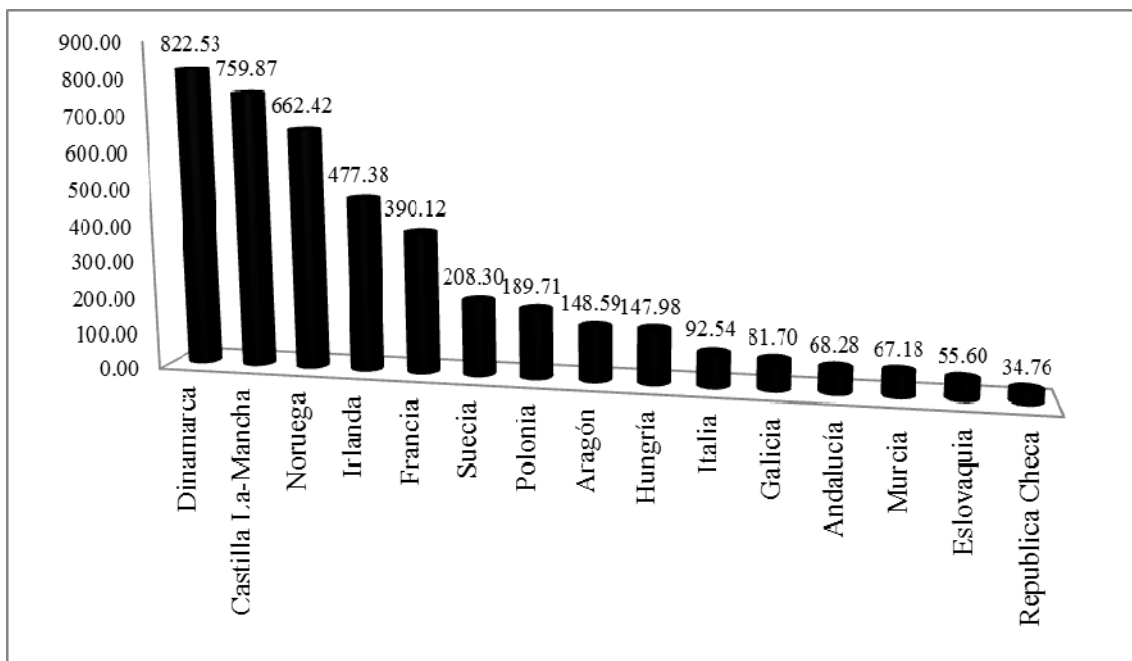
En lo que respecta al equilibrio parcial, Barns et al. (1992) proponen un impuesto de 55\$ por tonelada de CO₂, y Manne (1992) otro, que van desde 58 hasta 133 dólares por tonelada. En ambos casos, el CO₂ predicho cae más de 10%. Por último,

a través de un modelo macroeconómico, Barker y Köhler (1998) especulan sobre el efecto de un impuesto europeo de 16 dólares por barril de petróleo equivalente y pronostican una caída del 10%. Para España, podemos encontrar varias investigaciones, como la realizada por Labandeira y Labeaga (1999), que predicen una disminución en las emisiones de 3% del sector de la electricidad, como consecuencia de un impuesto de 4,81€ por tonelada de CO₂.

La mayoría de los investigadores han encontrado una relación significativa entre la política fiscal y el daño ambiental. Por ello, podemos concluir que los resultados empíricos indentivan el empleo de los impuestos para reforzar los objetivos ambientales. Las técnicas de análisis (equilibrio general y parcial y modelos macroeconómicos) no parecen ser un factor significativo en los resultados finales.

Después de este breve análisis de las propuestas previas, vamos con los impuestos aplicados en algunos Estados europeos (sólo los que aplican un impuesto con una vinculación directa entre los gravámenes y las emisiones), incluyendo las cinco regiones españolas. Por esa razón, se presentan los tipos impositivos efectivos (ingresos públicos en € / emisiones de CO₂ equivalente). Esta variable permite un análisis comparativo de la intensidad a través de los impuestos.

Gráfico 1: Tipos impositivos efectivos (€/Kiloton. CO₂)



Fuente: elaboración propia a partir de EuroStat.

El factor geográfico es fundamental a la hora de explicar las diferencias en la intensidad de la política ambiental, a nivel internacional. Esto se manifiesta claramente en los gravámenes sobre emisiones del Gráfico 1, donde podemos observar que los países del norte de Europa implementan impuestos más altos, como Dinamarca y Noruega, por encima de 500 € / kilotons, mientras que en Europa del Este, los gravámenes son significativamente inferiores.

En cuanto a las autonomías españolas, destaca el tipo impositivo de Castilla-La Mancha, mucho más elevado que el resto y por encima de la media europea. Esto se debe a que los ingresos incluyen tres bases fiscales específicas (emisiones, producción de energía termonuclear y almacenamiento de residuos radiactivos). El resto de los impuestos regionales son notablemente inferiores a la media europea, lo que pone de manifiesto el escaso interés político por la cuestión ambiental. En definitiva, los impuestos sobre emisiones en España presentan dos particularidades: los tipos de gravámenes son muy bajos, lo cual es una desventaja significativa a la hora de reducir la contaminación y se aplican a nivel autonómico. Sobre esta última cuestión, se debe valorar por un lado, que la política fiscal puede satisfacer las preferencias territoriales, pero la falta de coordinación puede reducir la eficacia. En la literatura, encontramos varios trabajos que recomiendan una gestión local de la política ambiental, argumentando que es más eficaz con el fin de resolver problemas específicos (de Roo y Miller, 1997; Lowe y Murdoch, 2003 y Nilsson et al 2009).

En otros países europeos, los impuestos sobre las emisiones no están directamente vinculados con la contaminación como Austria, Bélgica, Finlandia, Alemania, Países Bajos y Reino Unido. Especial atención merece el caso de Suecia, donde se aplica la fiscalidad en ambas vertientes.

Con el fin de examinar la eficacia de los impuestos directos e indirectos, proponemos una breve revisión de la literatura institucional. En este contexto, podemos ver varios informes de distintas organizaciones como el Consejo Nórdico (1999, 2006), la OCDE (2001, 2006), Agencia Europea de Medio Ambiente (2007), Ministerio de Hacienda de los Países Bajos (2007) o el Tesoro Británico (2006), entre otros. Todos ellos confirman la eficacia de los impuestos verdes.

Por último y con el fin de fortalecer nuestra metodología, hemos revisado algunos trabajos que modelizan el impacto econométrico de las variables macro sobre la contaminación. En primer lugar, Larsen y Nesbakken (1996) confirman el impacto de un impuesto sobre la contaminación en Noruega, aunque la intensidad varíe en función

de la fuente de emisión. Por su parte, Millock y Nauges (2003) analizan la eficacia de estos impuestos en Francia, para el período de 1990 a 1999, los autores concluyen sugiriendo una nueva política ambiental, incluyendo subsidios para reducir la contaminación. En Bruvoll y Larsen (2004), se confirma la existencia de un efecto fiscal en la evolución de CO₂ para el período 1987-1994 y 1990-1999, pero menor de lo esperado.

Conefrey et al. (2008) analizan el impacto de un impuesto sobre el CO₂ en la economía irlandesa. El resultado empírico confirma la existencia de un doble dividendo si el gobierno impulsa una reducción en el tipo de gravamen sobre la renta. En esta línea, André, Cardenete y Velázquez (2005) presentan un modelo de equilibrio general para simular el impacto de una Reforma Fiscal Verde en Andalucía. Aceptan el doble dividendo si las cotizaciones a la Seguridad Social se reducen, pero no se cumple en caso de que baje el tipo del IRPF. Lin y Li (2011) estiman un modelo de diferencias en diferencias para comparar la evolución de la contaminación en los países nórdicos con el resto de Europa. Ese documento demuestra que los impuestos estimulan la generación de energía renovable y mejoran la intensidad energética. Sin embargo, sus resultados evidencian un shock negativo en el bienestar social y la competitividad. Por último, el metaanálisis de Baranzini y Carattini (2013) discute sobre el impacto ex-post de los impuestos al carbono, concluyendo que "la política climática debe ser considerada desde una perspectiva integral y que todo el potencial de los impuestos al carbono sólo puede apreciarse con un enfoque integral que incluye todos los aspectos relacionados con la aplicación de este instrumento".

En conclusión, estas investigaciones parecen reflejar la existencia de un impacto ex-post de los impuestos sobre emisiones y el éxito de la política fiscal europea. Ante esta evidencia, y debido a la falta de investigaciones empíricas para los impuestos regionales españoles, vamos a abordar la cuestión con un modelo econométrico. Tras ello, se aplicará un modelo de diferencia-en-diferencias, que complemente los resultados del modelo.

3. Metodología

Una vez revisada la literatura previa, presentamos el modelo econométrico, donde analizamos el efecto de la fiscalidad y de un conjunto de factores de control sobre la contaminación regional. Para ello, empleamos un panel de datos de las autonomías

españolas desde 1995 hasta 2010. Este período se caracteriza por el crecimiento económico y la aplicación de la política tributaria regional (excepto el impuesto de Galicia, 1996). Asimismo, los datos de panel nos permiten estudiar los efectos específicos de espacio y tiempo.

La transformación logarítmica natural implica que los parámetros representan el porcentaje de cambio en la variable dependiente, cuando los factores independientes cambian en 1% (elasticidad). El uso de logaritmos es también una manera de controlar la heterocedasticidad. La forma funcional se define como sigue:

$$\ln(\text{INT})_{jt} = \beta + \beta_1 \ln(\text{TAX})_{jt-1} + \beta_2 \ln(\text{PERM})_{jt} + \beta_3 \ln(\text{EXP})_{jt-1} + \beta_4 \ln(\text{POP})_{jt} + \beta_5 \ln(\text{IND})_{jt} + \beta_6 \ln(\text{RAIN})_{jt} + \beta_7 \text{TREND} + u_{jt} \quad (1)$$

Donde "j" es el número de autonomías (17) y "t" es el número de períodos (16). La variable dependiente se calcula como la relación entre las emisiones de gases de efecto invernadero en toneladas equivalentes de CO₂ y el PIB regional (intensidad de la contaminación, INT). Esta variable se define como las unidades de contaminación necesarias para generar una unidad de PIB y se emplea con frecuencia en los informes técnicos (Instituto Internacional de Estudios Laborales, 2011). Los datos de emisiones (extraídos de la base del Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, MAGRAMA) se obtienen agregando las siguientes fuentes: producción energética, industria, disolventes, agricultura y tratamiento de residuos.

Con respecto a las variables independientes, hemos seleccionado un conjunto de factores asociados a la demografía (población regional), la estructura económica (Valor Añadido Bruto de la industria) y las condiciones atmosféricas (lluvia, como una aproximación de la generación de energía hidroeléctrica) que se espera que estén relacionadas con la contaminación regional. Por otra parte, incluimos el gasto privado en la reducción de la contaminación y una tendencia determinista, como un proxy de la innovación tecnológica. Por último, la intervención pública se captura a través de dos instrumentos: los impuestos y los permisos de emisión (Sistema de Comercio de Emisiones de la Unión Europea). Todo ello, se resume en la Tabla 1.

Tabla 1: Variables independientes

Variable	Descripción	Fuente	Signo Esperado
TAX _(t-1)	Tipo de gravamen _(t-1)	Legislación regional	-
PERM	Permisos EU-ETS/PIB	MAGRAMA	+
EXP _(t-1)	$\Sigma(\text{Gasto e inversión/ PIB})_{(t-1)}$	INE	-
POP	Población	INE	+/-
IND	VAB industrial / GDP	INE	+
RAIN	Pluviosidad/ nº de estaciones.	INE	-
TREND	Tendencia determinista	-	-

En primer lugar, la variable fiscal (TAX) se calcula a través del promedio regional de los pagos tributarios para un conjunto de plantas industriales (las que más contaminan en cada territorio, véase anexo A). Debido al bajo número de contribuyentes, esta variable nos permite aproximar con precisión el coste regional de emitir. Se retarda un período, ya que el efecto puede ser no inmediato y el signo esperado es negativo.

El segundo instrumento de intervención es el Sistema de Comercio de Emisiones de la Unión Europea (PERM). La correlación entre la intensidad de la contaminación y las asignaciones se prevé positiva, ya que el objetivo principal de este sistema es satisfacer las necesidades privadas de emisión y controlar el volumen final. Así, el volumen asignado a cada región debe ser similar al volumen finalmente emitido. Por lo tanto, el mecanismo de mitigación es el precio de mercado al que hacen frente las empresas, si quieren contaminar más allá del nivel asignado.

Con respecto a las estrategias privadas (EXP), es interesante destacar que según la información procedente del INE, las empresas españolas han incrementado sus partidas para la protección del medio ambiente. El aumento en la conciencia social ambiental ha favorecido esta estrategia privada que permite publicitar estas medidas, proyectando una imagen de sostenibilidad y mejorando los beneficios en el largo plazo. La variable se retarda un período, debido a que estas medidas puede tardar en tener efecto.

En referencia al resto de variables de control, comenzamos con la población regional (POP), cuyo impacto se espera que sea positivo, bajo la hipótesis de que una expansión demográfica incrementa la contaminación, a través de un aumento en la demanda de energía. Sin embargo, esta premisa puede no cumplirse en caso de la energía renovable no se encuentre subutilizada. Además, el efecto sobre la intensidad dependerá también del crecimiento del PIB y, por consiguiente, el signo de la población (POP) es difícil predecir.

En cuanto a la composición del PIB, nuestro modelo incluye el Valor Añadido Bruto de la industria regional (IND). Se espera que el coeficiente sea positivo, ya que las economías industrializadas necesitan un mayor volumen de emisiones para generar una unidad de PIB, aunque dicha hipótesis dependerá de la capacidad de la tecnología para cambiar el proceso de producción.

A su vez, nuestro modelo incorpora dos variables asociadas con la tecnología: el nivel de precipitación (RAIN) y la tendencia determinista (TREND). La primera de ellas se incluye a consecuencia de que la última reforma de la legislación energética modificó algunas cuestiones importantes en materia de energía renovable, como podemos ver en el Real Decreto 661/2007. Uno de los cambios principales es el que establece la prevalencia de las fuentes de energía renovables en el comercio al por mayor.

Es decir, en caso de que la demanda de mercado se cubra por la energía nuclear y renovable, no será necesario generar energía en plantas térmicas, cuyo proceso es altamente contaminante¹. Esto puede llevarse a cabo si un aumento de las precipitaciones implica un cambio positivo en la generación hidroeléctrica. Por último, y siguiendo a Le Lannier (2010), incluimos una tendencia determinista, como un proxy de la evolución exógena de la tecnología.

4. Resultados

Con el fin de seleccionar la metodología de estimación más precisa, contrastamos la existencia de heterocedasticidad, autocorrelación y correlación espacial. En primer lugar, vamos a implementar el test de Wooldridge, cuya hipótesis nula, que recoge el supuesto de que la varianza sea constante, se rechaza. De la misma manera, la hipótesis

¹ Las plantas de energía nuclear tienen un proceso muy largo de puesta en funcionamiento y cierre, por lo que también tienen prevalencia.

nula de no autocorrelación determinada por prueba de Wald también es rechazada. A su vez, en un panel de datos, la existencia de correlación espacial entre los residuos es muy frecuente ($\text{Corr}(u_{it}, u_{jt}) \neq 0$). Para contrastar este problema, la literatura empírica sugiere emplear el método propuesto por Pesaran (2004). En este caso, la hipótesis nula de no correlación no se rechaza.

Sin embargo, la correlación absoluta media de los residuos es de 0.559, que es un valor muy elevado. Por lo tanto, parece haber cierta evidencia de la existencia de correlación espacial, lo que contradice el resultado del test. Este hecho puede ser consecuencia del reducido tamaño muestral, lo que afecta negativamente a la consistencia de la prueba de Pesaran.

El rechazo de las hipótesis generales econométricas implica que los resultados por MCO no son adecuados y por esa razón, las estimaciones se realizan con las técnicas de Driscoll-Kraay y de Prais-Winsten que son robustas a heterocedasticidad, autocorrelación tipo AR (1) y correlación espacial.

En ambos modelos, el signo y la significatividad de los parámetros se mantienen constantes (con excepción de los gastos privados), lo que confirma la consistencia de nuestros resultados. En cuanto a las estimaciones individuales, cabe destacar el impacto negativo de la variable fiscal (TAX) sobre la contaminación. De acuerdo con esta evidencia, los impuestos regionales parecen ser necesarios a la hora de mitigar la contaminación, en línea con otras investigaciones previas como Larsen y Nesbakken (1996) y Bruvoll y Larsen (2004). Además, Lin y Li (2011) observan una disminución de las emisiones de los países que han implementado una Reforma Fiscal Verde. Por otro lado, varios metaanálisis (Bosquet, 2000; Andersen et al. 2001 o Patuelli et al 2005) y los informes institucionales (véase el cuadro 3) han alcanzado conclusiones similares.

Si comparamos nuestros resultados con los obtenidos en Millock y Nauges, (2003) para Francia, podemos recalcar que nuestra elasticidad no es significativamente inferior (entre -0,0024 y 2,1878, dependiendo de los contaminantes). Sin embargo, la reducción de la contaminación atmosférica ha sido considerablemente más alta en Francia durante el período 1990-1999 y, recientemente, el gobierno francés ha aprobado una reforma ambiental para fortalecer la eficacia de impuestos. En Enevoldsen et al. (2007), se comprueba que todos los insumos energéticos son sensibles a los impuestos

sobre el carbono para los países escandinavos y que la elasticidad varía entre -0.42 y -0.62 (con la excepción del gas natural y la electricidad, con una menor elasticidad).

Tabla 2: Estimación de (1) por Driscoll-Kraay y Prais-Winsten

	Driscoll-Kraay	Prais-Winsten
ln(TAX) _(t-1)	-0.0740129** (-3.00)	-0.0932775* (-1.77)
ln(PERM)	0.1239937* (2.13)	0.0868458* (1.85)
ln(EXP) _(t-1)	0.064736** (2.38)	0.0424515 (0.96)
ln(POP)	0.2958797** (2.33)	0.3124671** (2.20)
ln(IND)	1.159832*** (3.82)	1.188523*** (3.39)
ln(RAIN)	-0.2162387*** (-3.74)	-0.1967879** (-2.20)
TREND	-0.0110936 (-0.29)	-0.0107498 (-0.34)
Cons.	0.2637881 (0.16)	-.1158698 (-0.08)
R ²	0.8232	0.7885
Joint significance test (p-value)		0.0000
Wooldridge test (p-value)		0.0224
Wald test (p-value)		0.0000
Pesaran test		0.9778

Note: *Significance at 10%. ** Significance at 5%. *** Significance at 1%.

En definitiva, dada la baja elasticidad fiscal y el reducido número de contribuyentes (debido al intento de simplificar la gestión), los impuestos regionales parecen ser implementados con la finalidad de obtener ingresos y reducir el déficit público. Por esa razón, es conveniente discutir acerca de la idoneidad de una política descentralizada, aunque permita a los gobiernos autonómicos responder a las preferencias territoriales.

El sistema de comercio de emisiones (PERM) influye positivamente en la contaminación, lo cual es consistente con la hipótesis teórica y está en línea con investigaciones previas de Laing et al. (2013) y Martin et al. (2012), si bien, su importancia es menor de la esperada. Sin embargo, es altamente recomendable emplear este instrumento de manera coordinada con la política fiscal, ya que los impuestos generan un shock negativo en las emisiones asignadas, y una vez superado el límite, el precio de mercado será el instrumento atenuante.

De acuerdo con la Agencia Internacional de la Energía (2010), el mecanismo de los derechos de emisión es esencial para incentivar el desarrollo tecnológico, en la lucha contra los efectos potenciales del calentamiento global. Por ello y frente a este reto, el nuevo marco legal transfiere la responsabilidad de la asignación a la Unión Europea. De este modo, se evita que los gobiernos nacionales pudieran aplicar la asignación atendiendo a intereses particulares. Además un 40% de derechos de emisión se subastan desde 2013.

En lo que se refiere a las estrategias privadas, puede resultar sorprendente que la variable tenga el signo opuesto al esperado en la estimación Driscoll-Kraay y no sea significativa en la de Prais-Winsten. No obstante, dicho resultado puede ser consecuencia del papel residual que ocupa en la política ambiental, probablemente, debido a que la estrategia empresarial responde a la búsqueda de los beneficios fiscales recogidos en las diferentes legislaciones autonómicas. Por otra parte, el creciente papel de la iniciativa privada en los acuerdos ambientales voluntarios evidencia la necesidad de modelizar este instrumento en investigaciones futuras, con mayor dimensión temporal. En este contexto, Camisón-Zornoza y Boronat-Navarro (2010) muestran que la autorregulación es más eficaz que las medidas coercitivas. En la misma línea, Sunnevåg (2000) sostiene que los impuestos de contaminación hacen más difícil la inversión en tecnología, y por lo tanto, es necesario promover acuerdos voluntarios, ya que proporciona flexibilidad a las empresas, a la hora de establecer determinados objetivos ambientales.

En referencia a factor demográfico, el coeficiente implica que el crecimiento de la población (POP) afecta positivamente a la intensidad, debido al aumento en el consumo de energía. Por lo tanto, esto parece indicar que las energías renovables se encuentran infrutilizadas y tienen un amplio margen de incremento productivo y mejora de eficiencia energética. Además, el aumento de la intensidad se debe al hecho de que el

crecimiento del PIB ha sido significativamente menor que la propia contaminación (Intensidad = Contaminación / PIB), lo que refleja la necesidad de promover actuaciones efectivas.

Por su parte, el Valor Añadido Bruto de la industria (IND) se relaciona positivamente con la intensidad de acuerdo con la hipótesis inicial. Por lo tanto, una economía industrializada necesitará más contaminación para generar actividad económica (esto puede cambiar a través de innovación y nuevas tecnologías, cuya función también se examina en este modelo). En este contexto, y teniendo en cuenta que las diferencias espaciales en el valor agregado de la industria llevan a una contaminación diferenciada, las preferencias ambientales entre las regiones pueden variar. Por ello, la descentralización podría ser la solución de *second best*².

Por su parte, el nuevo reglamento sobre la generación de energía renovable, modelizado con la variable lluvia (RAIN) es significativo, lo que hace patente la importancia de incentivar un aumento de la generación de energía a partir de fuentes renovables (todavía infrautilizadas) y de llevar a cabo un mejor control de la generación térmica. Por último, la tecnología exógena (TREND) no muestra un efecto significativo.

Con el fin de fortalecer nuestra investigación empírica, vamos a llevar a cabo un análisis experimental de diferencia-en-diferencias, para estudiar cómo evolucionan las emisiones atmosféricas en todas las regiones después de la aplicación de la política fiscal. La forma funcional se describe como sigue:

$$(INT)_{jt} = \beta_0 + \beta_1 DB_{jt} + \beta_2 DT_{jt} + \beta_3 DBDT_{jt} + u \quad (2)$$

Donde DB es una variable dicotómica, que toma un valor de uno, si la observación corresponde a una región que tiene un impuesto sobre las emisiones (Andalucía, Aragón, Castilla-La Mancha, Galicia y Murcia) y cero en caso contrario. DT toma uno para el período 2006-2010, cuando ya se habían aprobado todos los impuestos regionales de emisiones y cero en caso contrario. DBDT es el resultado de la interacción entre DB y DT.

Dicha interacción nos permite analizar la existencia de diferencias espaciales en la intensidad de la contaminación. Una imposición efectiva debería determinar un punto

² Aunque también se deben tener en cuenta otros factores.

de inflexión para las regiones que lo aplican, de tal forma que la intensidad media, después de la aplicación de impuestos de emisiones, tiene que ser menor que antes. Por otra parte, esta reducción debería ser considerablemente más alta que el promedio nacional. En este punto, vamos a exponer los resultados de la estimación de nuestro modelo de diferencia-en-diferencias (2), arriba mencionado:

$$(INT) = 0.7035412 + 0.1190159 \cdot DB - 0.2370578 \cdot DT - 0.0435677 \cdot DBDT \quad (3)$$

(23.83)*** (9.70)*** (-5.34)*** (-3.17)***

Tabla 3: Diferencia-en-Diferencias

	T=0	T=1	Diferencia
Grupo tratamiento	$\beta_0 + \beta_1$	$\beta_0 + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3$	$\beta_2 + \beta_3$
Grupo control	β_0	$\beta_0 + \beta_2$	β_2
Diferencia-en-Diferencias			$\beta_3 = \mathbf{-0.0315538}$

Como podemos observar, DB está positivamente relacionado con la variable dependiente, y por lo tanto, la intensidad de la contaminación es mayor en aquellas regiones donde se implementa el impuesto sobre las emisiones. Esto se debe al hecho de que las regiones donde el daño ambiental es superior están más interesadas en las políticas de corrección fiscal. Por otro lado, también encontramos que la intensidad ha caído en términos generales desde 1995 hasta 2010, ya que DT es negativo. Por último, esta reducción ha sido mucho más fuerte para el grupo de tratamiento, ya que DBDT también es negativo. En resumen, podemos concluir que la hipótesis inicial se debe aceptar, y está en línea con la evidencia econométrica (Tabla 2).

5. Conclusiones e implicaciones políticas

En la literatura sobre el cambio climático, existe un amplio consenso sobre la necesidad de reducir la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Para lograr este propósito, la mayoría de los autores sugieren una intervención coordinada para evitar las consecuencias de un escenario *business-as-usual*.

Algunos países europeos han aprobado diferentes instrumentos fiscales para internalizar el daño ambiental. En España, esta tarea se ha delimitado al ámbito competencial de los gobiernos autonómicos, dibujando un esquema heterogéneo y no

armonizado. Asimismo, la intensidad fiscal en la aplicación de las figuras tributarias autonómicas no ha sido especialmente elevada, y numerosos supuestos de exención y no sujeción han acabado por desvirtuar el objetivo corrector.

Sin embargo, y a pesar de todos los condicionantes legales, que parecen aminorar la estrategia correctiva, la fiscalidad tiene cierta efectividad en la reducción de la contaminación. Por tanto, el efecto potencial ante una posible reforma de la fiscalidad sobre emisiones es muy superior al estimado.

Con respecto a las estrategias privadas, se observa que en contra de la hipótesis inicial, no es eficaz, ya que se implementa para obtener deducciones fiscales. Además, cabe destacar la importancia diferencial de la producción de energía renovable (se aproxima con la generación hidroeléctrica), lo que nos lleva a concluir sobre la necesidad de modificar la estrategia del Estado en materia energética, a través del fomento de las fuentes limpias.

Volviendo a la efectividad de la fiscalidad autonómica y como se citó previamente, la evidencia empírica (véase el cuadro 2 y la ecuación 3) revela que la política fiscal cumple la finalidad para la que fue aprobada, y nos lleva a afirmar que la descentralización puede ser la solución de *second best*, capaz de adaptar las políticas a las preferencias territoriales. Sin embargo, la naturaleza global de la contaminación hace que una solución internacional sea deseable, pero la integración política o la coordinación entre los distintos países es muy difícil de lograr. Por ello, sería recomendable buscar la mayor coordinación política posible dentro del contexto nacional. En cualquier caso, la elección óptima también podría alcanzarse a través de una gestión descentralizada con un impuesto mínimo central, con el fin de garantizar un nivel de calidad ambiental, para todo el Estado. Por tanto, se propone una reforma fiscal orientada a reforzar la expansión geográfica y el aumento en el número de contribuyentes.

En resumen, el sector público debe implementar políticas que regulen eficazmente el impacto de la actividad económica sobre el medio ambiente. De acuerdo con nuestros resultados, la intervención pública ha tenido cierto éxito hasta ahora, pero todavía tiene un margen de mejora para garantizar el cumplimiento de los objetivos de calidad del medio ambiente.

Referencias

- Andersen, M; Dengsøe, N. & Pedersen, A. (2001): "An Evaluation of the Impact of Green Taxes in the Nordic Countries". Nordic Council of Ministers.
- André F.; Cardenete, M.A. & Velázquez, E. (2005): "Performing an environmental tax reform in a regional economy. A computable general equilibrium approach". *The Annals of Regional Science*, 39(2), pp. 375-392.
- Barker, T. & Köhler, J. (1998): "Equity and Ecotax Reform in the EU: Achieving a 10 per cent Reduction in CO₂ Emissions Using Excise Duties". *Fiscal Studies*, 19, pp. 375-402.
- Barns, D.; Edmonds, J.; & Reilly, J. (1992): "Use of the Edmonds-Reilly Model to model energy-related greenhouse gas emissions". *OECD Publishing*, 113.
- Bosquet, B. (2000): "Environmental tax reform: does it work? A survey of the empirical evidence". *Ecological economics*, 34(1), pp. 19-32.
- Baranzini, A. & Carattini, S. (2013). Taxation of emissions of greenhouse gases: The environmental impacts of carbon taxes. *Global Environmental Change. Bill Freedman (Ed.), SpringerReference*.
- Bruvoll, A. & Larsen, B.M. (2004): "Greenhouse gas emissions in Norway: do carbon taxes work?" *Energy Policy* 32, pp. 493–505.
- Camisón-Zornoza C, Boronat-Navarro M, 2010, "Does regulation perform better than self-regulation? An analysis of Spanish environmental policies" *Environment and Planning C: Government and Policy* 28(4), pp. 733 – 758.
- Coase, R. (1960): "The Problem of Social Cost". *Economic Analysis of the Law*.
- Conefrey, T.; Gerald, J.; Valeri, L. & Tol, R. (2008): "The impact of a carbon tax on economic growth and carbon dioxide emissions in Ireland". *ESRI working paper*, 251.
- de Roo G, Miller D, 1997, "Transitions in Dutch environmental planning: new solutions for integrating spatial and environmental policies" *Environment and Planning B: Planning and Design* 24 (3), pp. 427 – 436.
- Enevoldsen et al. (2007): "Decoupling of industrial energy consumption and CO₂-emissions in energy intensive industries in Scandinavia", *Energy Economics*, 29, pp. 665-692.
- European Environment Agency (2007): "Greenhouse gas emissions, trends and projections in Europe". EEA Report No 5/2007.

- Finance Ministry of Netherlands (2007): “The Netherlands at the Brussels Tax Forum” 2007.
- Gago, A. & Labandeira, X. (1997): “La imposición ambiental: Fundamentos, Tipología Comparada y Experiencias en la OCDE y en España”. *Hacienda Pública Española*, 141/142, pp. 193-219.
- HMT (HM Treasury) (2006): “The climate change levy package”, London.
- International Energy Agency (2010): “Energy Technology Perspectives 2010”, OCDE, Paris.
- International Institute For Labour Studies (2011): “The double dividend and environmental tax reforms in Europe” EC-IILS Joint discussion paper series no. 13.
- Labandeira, X. & Labeaga, J. (1999): “Combining Input-Output and microsimulation to assess the effects of carbon taxation on Spanish households”. *Fiscal Studies*, 20(3) pp. 303-318.
- Laing, T., Sato, M., Grubb, M., and Comberti, C. (2013): “Assessing the effectiveness of the EU emissions trading system”. Working Paper 126, Centre for Climate Change Economics and Policy.
- Larsen, B.D. & Nesbakken, R. (1997): “Norwegian Emissions of CO₂ 1987-1994: A Study of Some Effects of the CO₂ Tax”. *Environmental and Resource Economics* 9, pp. 275-290.
- Le Lannier, A. (2010): “Enforcement of Yardstick Contracts & Consistency in Performance Rankings: An Application to the Water Industry in England and Wales”. Discussion Paper Series.
- Lin, B. & Li, X. (2001): “The effect of carbon tax on per capita CO₂ emissions”. *Energy Policy* 39, pp. 5137–5146.
- Lowe P, Murdoch J, 2003, "Mediating the 'national' and the 'local' in the environmental policy process: a case study of the CPRE" *Environment and Planning C: Government and Policy* 21(5), pp. 761 – 778.
- Manne, A. (1992): “Global 2100: alternative scenarios for reducing carbon emissions”. *OECD Publishing*, 111.
- Martin, R., Muûls, M., & Wagner, U. (2012): “An evidence review of the EU Emissions Trading System, focussing on effectiveness of the system in driving industrial abatement”. *Department of Eenergy and Climate Change*.

- Metcalf, G.; Palstev, S.; Reilly, J.; Jacoby, H. & Holak, J. (2008): "Analysis of U.S. Greenhouse Gas Tax Proposals," Cambridge: MIT.
- Millock, K. & Nauges, C. (2003): The French Tax on Air Pollution: Some Preliminary Results on its Effectiveness. CLIM – Climate Change Modelling and Policy. *National Statistics Institute*. <www.ine.es>.
- Nilsson, M. Eklund, M. Tyskeng, S. (2009): "Environmental integration and policy implementation: competing governance modes in waste management decision making". *Environment and Planning C: Government and Policy* 27(1), pp.1-18.
- Nordhaus, W. (1996): "A regional dynamic general-equilibrium model of alternative climate-change strategies". *The American Economic Review*, 86, pp. 741-765.
- Nordhaus, W. (2007): "A review of the Stern Review on the economics of climate change". *Journal of Economic Literature* 45, pp. 686-702.
- Nordic Council (1999): "The use of economic instruments in Nordic environmental policy 1997-1998". Copenhagen, Denmark.
- Nordic Council (2006): "The use of economic instruments in environmental policy in the Nordic and Baltic countries 2001-2005". Copenhagen, Denmark,
- OECD (2001): "Environmentally Related Taxes in OECD Countries". Paris.
- OECD (2006): "The Political Economy of Environmentally Related Taxes." Paris.
- Patuelli, R.; Nijkamp, P. & Pels, E. (2005): "Environmental tax reform and the double dividend: A meta-analytical performance assessment". *Ecological Economics*, 55(4), pp. 564-583.
- Pesaran, M. H. (2004): "General diagnostic tests for cross section dependence in panels". Cambridge Working Papers in Economics 0435. University of Cambridge.
- Rodríguez, M. (2002): "Reforma fiscal verde y doble dividendo: una revisión de la evidencia empírica". *Papeles de trabajo del Instituto de Estudios Fiscales. Serie economía*, 27, pp. 7-26.
- Shobe, W. M., & Burtraw, D. (2012): "Rethinking Environmental Federalism in a Warming World". *Climate Change Economics*, 3(04).
- Spain, RD 661/2007 of 25 May on regulating electricity generation as a special regime. BOE of 26/05/2007.
- Sunnevåg K. (2000): "Voluntary agreements and the incentives for innovation" *Environment and Planning C: Government and Policy* 18(5), pp. 555 – 573.

Anexo A: Variable TAX

Para crear la variable TAX, hemos empleado una base de datos de 146 plantas industriales de toda España. Una vez recogida la información muestral, se calcula el pago tributario promedio para cada región. Como el número de contribuyentes es muy bajo, se espera que esta aproximación al coste de la contaminación sea consistente. La estructura muestral se representa como sigue:

Tabla A.1: Muestra por sectores

Generación térmica	Refinería	Industria química	Cemento	Otros
34%	6%	12%	26%	22%

Table A.2: sample by regions.

Región	Plantas	Región	Plantas
Andalucía	(16.76%)	Cantabria	(4.05%)
Catalunya	(12.72%)	Navarra	(4.05%)
País Vasco	(9.83%)	Islas Baleares	(3.47%)
Galicia	(8.09%)	Murcia	(3.47%)
Castilla y León	(6.94%)	Islas Canarias	(2.89%)
Asturias	(6.36%)	Madrid	(2.31%)
Castilla La-Mancha	(6.36%)	La Rioja	(1.16%)
Aragón	(5.78%)	Extremadura	(1.16%)
Com. Valencia	(4.62%)	Total	100%

Anexo B: Estadística descriptiva

Tabla B1: Resumen de las variables

Variable	Mean	Std. Dev	Min	Max	Skewness	Kurtosis
INT	-0.56391	0.5322688	-2.06516	0.971215	.2318131	3.810016
TAX _(t-1)	7.747756	0.8343646	6.516726	9.003344	-0.05895	1.554002
PERM	-1.86043	0.9091517	-4.39500	0.1530093	-0.95061	4.629672
EXP _(t-1)	-7.95442	1.166744	-12.4964	-5.206529	-0.53389	4.215276
POP	14.35953	.8967168	12.48236	15.94028	-0.0346	2.320062
IND	-2.01589	0.5287416	-3.39541	-1.246851	-0.82441	2.754535
RAIN	6.270526	0.5391211	4.577079	7.42945	-0.13741	3.135337
TREND	8.5	4.61827	1	16	0	1.790588

Table B2: Matriz de correlación

	TAX _(t-1)	PERM	EXP _(t-1)	POP	IND	RAIN	TREND
TAX _(t-1)	1						
PERM	-0.5675	1					
EXP _(t-1)	-0.3965	-0.1571	1				
POP	0.0914	0.1994	-0.2512	1			
IND	-0.1935	-0.1633	0.4510	-0.1535	1		
RAIN	-0.6934	0.1227	0.3830	0.1461	0.0113	1	
TREND	0.0635	-0.4570	0.2202	-0.1361	-0.1478	0.2291	1