

UNIVERSIDAD PONTIFICIA COMILLAS DE MADRID
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA (ICAI)

ANÁLISIS DEL IMPACTO DE LAS POLÍTICAS CLIMÁTICAS EUROPEAS EN LA COMPETITIVIDAD DE LA INDUSTRIA ESPAÑOLA

Tesis Doctoral

Director: Prof. Dr. D. Pedro Linares Llamas
Director: Prof. Dr. D. Xavier Labandeira Villot

Autor: Ing. D. Pablo Pintos Touriño



Madrid, julio de 2017

**CONSTANCIA REGISTRAL DEL TRIBUNAL DEL ACTO
DE LA DEFENSA DE TESIS DOCTORAL**

TÍTULO: ANÁLISIS DEL IMPACTO DE LAS POLÍTICAS CLIMÁTICAS
EUROPEAS EN LA COMPETITIVIDAD DE LA INDUSTRIA
ESPAÑOLA

AUTOR: Ing. D. Pablo Pintos Touriño

DIRECTOR: Dr. D. Pedro Linares Llamas

DIRECTOR: Dr. D. Xavier Labandeira Villot

DEPARTAMENTO:

FACULTAD/ESCUELA: Escuela Técnica Superior de Ingeniería (ICAI)

Miembros del Tribunal Calificador:

PRESIDENTE: Dr. D.

Firma:

VOCAL: Dr. D.

Firma:

VOCAL: Dr. D.

Firma:

VOCAL: Dr. D.

Firma:

SECRETARIO: Dr. D.

Firma:

Fecha de lectura:

Calificación:

**ANÁLISIS DEL IMPACTO DE LAS
POLÍTICAS CLIMÁTICAS EUROPEAS EN
LA COMPETITIVIDAD DE LA INDUSTRIA
ESPAÑOLA**

Abstract

This thesis evaluates the impact of climate policies established by the European Union on the competitiveness of the Spanish economy, focusing on the European Union Emissions Trading System (EU ETS). A key element of this estimate is to know the degree to which the opportunity cost of CO₂ emissions is collected by the different industries. Indeed, although the usual assumption is that industries value their CO₂ emissions at market prices, regardless of how they acquired emission permits, there may be an "endowment effect", that is, that the opportunity cost depends on emissions being assigned by the allocation method. The analysis takes into account the effect of the allocation of emissions on business decisions.

In order to achieve these objectives, an integrated model of Spanish industry was constructed and verified to estimate the behavior of the industry in the European climate policy. This tool is a partial-equilibrium, bottom-up linear optimization model that integrates five of the most emission-intensive industrial sectors in the EU ETS: steel, cement, oil refining, tiles and bricks, and electricity generation. For each sector, the different production processes and technologies are defined as well as the alternatives currently available to improve processes that contribute to reducing GHG emissions and promoting energy savings.

The model calculates the optimal strategy to meet demand at the lowest cost given different emission reduction scenarios compared to the baseline situation (Business As Usual, BAU). It determines the optimal combination of internal abatement possibilities of emissions from each sector, covering, in this way, a greater level of detail. Such integration was carried out in language GAMS (General Algebraic Modeling System), a high-level modeling system for mathematical modeling problems. The results are given as greenhouse gas marginal abatement costs curves (MACC) for major emitting industrial sectors. These curves allow to know the marginal cost to reach a given reduction target or the reduction expected for a certain price of CO₂.

The thesis also evaluated behaviors of the agents by analyzing the actual transactions between installations participating in the EU ETS. If agents behave rationally, they sell permits, as long as their marginal abatement costs are lower than the market price, and buy permits if their marginal abatement costs are greater than the price of the permit (and if you have the capacity to increase its production). By observing the actual transactions of the facilities and knowing their marginal abatement costs, it is possible to determine if there is any bias or deviation in this estimation of the opportunity cost.

This Thesis and the results presented allow to put forward two conclusions that are very relevant for the current regulation and future design of the European Union ETS but also for other carbon markets across the world.

First, when assessing policies that affect carbon markets, it was found that the market should be modeled in an integrated way, accounting for all the relevant sectors and their interactions. As mentioned before, the model allows for not imposing separate (and somehow artificial) mitigation shares for each sector, but instead represents the real behavior of a market: least cost options across all sectors are identified, and the interaction between sectors taken into account.

The second conclusion has to do with the behavior of the agents participating in the ETS market. The results show, in general terms, behaviors consistent with economic rationality for the power sector: agents sell allowances when it is cheaper to abate emissions internally or when they have over-allocation, and they buy them when the allowance price is lower than their abatement cost. According to the model and the estimates made of the input data the other sectors analyzed show non rational behaviour in some aspects.

Resumen

Esta tesis evalúa el impacto de las políticas climáticas establecidas por la Unión Europea en la competitividad de la economía española, centrándose en el Sistema de Comercio de Emisiones de la Unión Europea (EU ETS). Un elemento clave de esta estimación es conocer el grado en que el coste de oportunidad de las emisiones de CO₂ es recogido por las diferentes industrias. De hecho, si bien la hipótesis habitual es que las industrias valoran sus emisiones de CO₂ a precios de mercado, independientemente de cómo hayan adquirido permisos de emisión, puede haber un "efecto dotación", es decir, que el coste de oportunidad depende de que las emisiones sean asignadas por el método de asignación. El análisis examina el efecto de la asignación de emisiones en las decisiones empresariales.

Para lograr estos objetivos, se construyó y verificó un modelo integrado de la industria española para estimar el comportamiento de la industria en la política climática europea. Esta herramienta es un modelo de optimización lineal *bottom-up* de equilibrio parcial que integra cinco de los sectores industriales más intensivos en emisiones en el ETS de la UE: acero, cemento, refinado de petróleo, baldosas y ladrillos y generación de electricidad. Para cada sector se definen los diferentes procesos y tecnologías de producción, así como las alternativas actualmente disponibles para mejorar los procesos que contribuyen a la reducción de las emisiones de GEI y a la promoción del ahorro energético.

El modelo calcula la estrategia óptima para satisfacer la demanda al menor costo dado los diferentes escenarios de reducción de emisiones en comparación con la situación de referencia (*Business As Usual*, BAU). Determina la combinación óptima de las posibilidades internas de reducción de emisiones de cada sector, cubriendo, de esta manera, un mayor nivel de detalle. Esta integración se llevó a cabo en el lenguaje GAMS (*General Algebraic Modeling System*), un sistema de modelización de alto nivel para problemas de modelización matemática. Los resultados se presentan como curvas de costes de reducción marginales de gases de efecto invernadero (curvas MAC) para los principales sectores industriales emisores. Estas curvas permiten conocer el coste marginal para alcanzar un objetivo de reducción dado o la reducción esperada para un determinado precio de CO₂.

La tesis también evalúa los comportamientos de los agentes analizando las transacciones reales entre las instalaciones que participan en el ETS de la UE. Si los agentes se comportan racionalmente, venden permisos, siempre y cuando sus costes marginales de reducción sean inferiores al precio de mercado, y compran permisos si sus costes marginales de reducción son mayores que el precio del permiso (y si tienen la capacidad de aumentar su producción). Observando las transacciones reales de las instalaciones y conociendo sus costes marginales de reducción, es posible determinar si hay algún sesgo o desviación en esta estimación del costo de oportunidad.

Esta investigación y los resultados presentados permiten presentar dos conclusiones muy relevantes para la regulación actual y el diseño futuro del ETS de la Unión Europea, pero también para otros mercados de carbono en todo el mundo.

En primer lugar, al evaluar políticas que afectan a los mercados de carbono, esta tesis encuentra que el mercado debe ser modelado de manera integrada, teniendo en cuenta todos los sectores relevantes y sus interacciones. Como se mencionó anteriormente, el modelo permite no imponer acciones de mitigación separadas (y de alguna manera artificiales) para cada sector, sino que representa el comportamiento real de un mercado: se identifican las opciones de menor costo en todos los sectores y se tiene en cuenta la interacción entre sectores.

La segunda conclusión tiene que ver con el comportamiento de los agentes que participan en el mercado ETS. Los resultados muestran, en términos generales, conductas consistentes con la racionalidad económica en el sector eléctrico: los agentes venden derechos cuando es más barato reducir las emisiones internamente o cuando tienen asignación excesiva y las compran cuando el precio de la asignación es menor que sus costes de reducción. Los otros sectores analizados muestran un comportamiento no racional en algunos aspectos de acuerdo al modelo implantado y a las estimaciones realizadas de los datos de entrada.

ÍNDICE

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	5
I.1. OBJETIVOS	9
I.2. METODOLOGÍA.....	9
I.2.1. Modelado del coste de reducción de emisiones de la industria española	10
I.2.2. Análisis del comportamiento de los agentes en el ETS	10
I.2.3. Comparación entre los resultados del modelado y el comportamiento real de los agentes	11
I.2.4. Estudio y conclusiones sobre los efectos del EU ETS en la competitividad	11
I.3. ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	11
I.4. REFERENCIAS.....	12
CAPÍTULO II. ESTADO DEL ARTE DEL ANÁLISIS DE LOS MERCADOS DE EMISIONES....	13
II.1. ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DE LOS MERCADOS DE CARBONO	13
II.1.1. Windfall profits	13
II.1.2. Sobreasignación de derechos	15
II.1.3. Proceso de asignación de derechos	19
II.1.4. La fuga de carbono.....	22
II.1.5. Costes de transacción	24
II.2. HERRAMIENTAS CONSIDERADAS PARA EL ANÁLISIS DE LAS POLÍTICAS CLIMÁTICAS	27
II.2.1. Estimación de costes marginales y potenciales de reducción de emisiones.....	28
II.2.2. Tratamiento de datos del EUTL.....	33
II.3. REFERENCIAS	36
CAPÍTULO III. MODELO PROPUESTO.....	43
III.1. INTRODUCCIÓN	43
III.2. EL MODELO	45
III.2.1. Aspectos generales.....	45
III.2.2. Sectores cubiertos	46
III.2.3. Supuestos y otras consideraciones	50
III.2.4. Estructura matemática	51
III.2.5. Formulación del modelo.....	53

III.3. REFERENCIAS	95
CAPÍTULO IV. CASO DE ESTUDIO PARA ESPAÑA	97
IV.1. INTRODUCCIÓN	97
IV.2. DATOS DE ENTRADA	97
IV.2.1. Acero	97
IV.2.2. Cemento	97
IV.2.3. Refino de petróleo	98
IV.2.4. Azulejos y ladrillos	98
IV.2.5. Sector eléctrico	98
IV.3. RESULTADOS	99
IV.3.1. Validación del modelo	99
IV.3.2. Beneficios de la modelización integrada	101
IV.3.3. Los precios previstos del ETS	103
IV.4. COMPARACIÓN CON LOS DATOS REALES Y CONCLUSIONES	106
IV.5. REFERENCIAS	107
CAPÍTULO V. COMPARACIÓN ENTRE LA APROXIMACIÓN TEÓRICA Y EMPÍRICA	109
V.1. INTRODUCCIÓN	109
V.2. EVOLUCIÓN DE LOS SECTORES PERTENECIENTES AL EU-ETS DESDE 2005.	110
V.2.1. Emisiones	110
V.2.2. Producción industrial	111
V.3. EJEMPLOS DEL COMPORTAMIENTO DE INSTALACIONES EN EL MERCADO DE CARBONO EUROPEO.	113
V.3.1. Instalación nº1	116
V.3.2. Instalación nº2	117
V.3.3. Empresa nº1	120
V.3.4. Empresa nº2	123
V.3.5. Instalación nº3	128
V.3.6. Instalación nº4	130
V.3.7. Resultados cualitativos del estudio empírico	132
V.4. COMPARACIÓN CON LOS RESULTADOS TEÓRICOS DEL MODELO	133
V.5. REFERENCIAS	138
CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES	139
VI.1. RESUMEN Y CONCLUSIONES	139
VI.2. CONCLUSIONES FINALES, APORTACIONES, LIMITACIONES Y TRABAJOS FUTUROS	142
VI.2.1. Aportaciones de la tesis	143
VI.2.2. Publicaciones	144

VI.2.3. Limitaciones y trabajos futuros	144
VI.3. REFERENCIAS	146
ANEXO I CONTEXTO DE LA TESIS	
ANEXO II SISTEMA EUROPEO DE COMERCIO DE EMISIONES (EU ETS).....	
ANEXO III DATOS DE ENTRADA DEL MODELO	

Capítulo I. INTRODUCCIÓN

El cambio climático está reconocido como un problema mundial, con consecuencias sociales, ambientales y económicas. Un desafío para la humanidad, que en la actualidad ya está padeciendo los efectos de la aceleración de la variación del clima. En este sentido las políticas de reducción de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) se consideran prioritarias en muchos países (EUROBARÓMETRO, 2014). En parte, esto es gracias a la labor de organismos internacionales como el IPCC (Grupo Intergubernamental sobre Cambio Climático de la ONU), que recopilan y ordenan los estudios más importantes en esta área, u otras entidades (por ejemplo, la Agencia Internacional de la Energía, IEA), que construyen proyecciones que alarman de las peligrosas consecuencias en el caso de no plantear políticas más ambiciosas que las actuales.

Una de las principales causas del cambio climático antropogénico es la utilización de combustibles fósiles, principalmente en la obtención y consumo de energía (contribuyen en un 68% según IEA, 2015). El creciente uso de energía fósil ha provocado un aumento de la concentración de GEI en la atmosfera, contribuyendo al aumento de la temperatura media de la Tierra. Las últimas tres décadas han sido sucesivamente más cálidas que cualquier decenio anterior a 1850, siendo este periodo de 30 años el más cálido de los últimos 1.400 años (IPCC, 2013).

De acuerdo con la IEA (2015) en su (Energy Technology Perspectives 2015, IEA), aunque sigue la disociación entre consumo energético y crecimiento económico, para alcanzar los objetivos de limitación del aumento de la temperatura media mundial a final de siglo de 2°C se deberían duplicar los esfuerzos. El acuerdo alcanzado en la 21ª Conferencia de las Partes (COP21), celebrada en París en el año 2015, ha supuesto una clara señal para intensificar las medidas de descarbonización. Es el primer acuerdo global para alcanzar el pico de emisiones lo antes posible y reducirlas a cero en la segunda mitad de siglo, para mantener así el aumento de la temperatura media por debajo de los 2 °C con respecto a los niveles preindustriales, e intentar que esta no supere los 1,5 °C (IEA, 2016). Esto significa que a mitad de siglo las emisiones se reduzcan un 60%, en comparación con los niveles actuales. Por ejemplo, España debería emitir como máximo entre 14 y 88 MtCO₂, en 2050, para cumplir con los compromisos europeos.

Aún hay tiempo para la transformación tecnológica, a pesar de las tendencias actuales. Según esta publicación, por cada dólar adicional invertido puede generar tres dólares de ahorro de combustible futuro para 2050. Esta inversión, además de ayudar a la mitigación del cambio climático también disminuye la dependencia energética. Pero para que esta inversión se lleve a cabo es necesario incentivarla.

Las políticas climáticas juegan un papel fundamental en este sentido. Se centran principalmente en promover la reducción de emisiones de GEI, por ejemplo, a través de la asignación de costes económicos a los contaminantes. Desde el punto de vista económico existe un amplio consenso acerca de que los costes sociales de quemar carbón son mayores que los costes privados (Pindyck, 2013). Al recoger correctamente los costes de las externalidades negativas por contaminación y cambio del clima, las tecnologías más eficientes bajas en carbono se vuelven económicamente más competitivas. Para llevar a cabo esta corrección económica existen distintos instrumentos económicos. Si estos se basan en instrumentos de mercado, coordinados a nivel global, las políticas serán más efectivas económicamente (Labandeira, 2007).

Cuando con el Protocolo de Kioto se promovió un acuerdo vinculante para la reducción de las emisiones de GEI, la Unión Europea (UE) optó por la implantación, mediante la Directiva 87/2003/EC, de instrumentos de mercado para alcanzar estos objetivos. El mercado europeo de derechos de emisión, EU ETS, es una de las principales medidas de la Unión Europea en el ámbito de la lucha contra el cambio climático. Establecido en 2005,

este mercado pretende reducir las emisiones de CO₂ de la industria europea en 2020 en un 21% con respecto a 2005, y en un 43% para finales de la siguiente década. Para ello establece un tope a las emisiones de CO₂ a la industria. Es un sistema *cap and trade* que asigna derechos de emisión, y permite que los agentes compren y vendan estos derechos de manera coste-eficiente. Cubre aproximadamente el 45% de las emisiones de GEI de la UE.

El mercado europeo de emisiones ha sido elogiado en numerosas ocasiones (véase, por ejemplo, Ellerman y Joskow, 2008), al constituir una de las primeras aplicaciones en el mundo de instrumentos económicos a la regulación de las emisiones de CO₂. La Unión Europea continúa apostando por esta política como principal instrumento para la descarbonización de la economía. Muestra de esto es la reforma en la que se encuentra el EU ETS para solucionar los problemas de precios bajos y excesos de derechos de emisión de GEI, problemas en los que se profundizará a lo largo de este documento.

Con esta iniciativa que facilitó el cumplimiento de los objetivos de Kioto, la UE se postuló como modelo a seguir, ejerciendo un papel de demostración al resto del mundo (Perdan y Azapagic, 2011). Un ejemplo de esta influencia son los acuerdos para vincular el EU ETS con otros mercados de derechos de emisiones que están proliferando alrededor del mundo. Cuanto mayor sea el sistema de comercio de emisiones, mayor será su eficiencia. Recientemente, por ejemplo, se ha avanzado hacia la vinculación de los mercados de derechos de emisión entre EU y Suiza. En otros casos las negociaciones de vinculación han resultado fallidas, como es el caso del acuerdo alcanzado en 2012 para relacionar el EU ETS con el mercado australiano que se completaría en 2018, anulado debido a la derogación del sistema australiano en 2014. La UE apuesta firmemente por este tipo de vinculaciones para fortalecer el propio mercado, obtener un precio de CO₂ más robusto internacionalmente y facilitar soluciones coste-eficientes a nivel global.

Actualmente la UE está siendo cuestionada en su acreditado liderazgo en la lucha contra el cambio climático. El EU ETS fue considerado desde su instauración como la referencia en cuanto a precio de emisión de CO₂. Una década después, múltiples mercados de este tipo se han instaurado o están en fase de planificación. Destaca la puesta en marcha del mercado de derechos de emisión chino. Una de las aspiraciones de este tipo de instrumentos es que se lleve a cabo de manera global, ya que el problema que se pretende atacar también abarca de este ámbito (Pollitt, 2016).

El EU ETS, debido a su importancia y extensión, es la referencia mundial del precio del CO₂, por lo que aproxima un precio único del CO₂. Esto permite conocer el menor coste para lograr la reducción de emisiones ya que el precio proporciona una señal común a todos los participantes. Sin embargo, este precio es criticado por ser demasiado bajo, lo que frena la inversión en tecnología de abatimiento de CO₂, ya que no se mantiene en el tiempo el incentivo para llevarla a cabo.

En la siguiente gráfica sobre la evolución de los precios de los derechos de emisión (o EUAs, por siglas en inglés), en el que se representan los contratos de los dos periodos pasados y del actual, se pueden observar varios fenómenos: uno es la caída del precio para el primer periodo a partir de finales de 2006, esto es debido a la ausencia de *banking* en este primer periodo; el otro fenómeno, según Ellerman y Joskow (2008), es que las expectativas iniciales en cuanto al precio estaban equivocadas ya que al conocerse los datos de las emisiones inferiores a los esperados, en abril de 2006, los precios cayeron fuertemente.

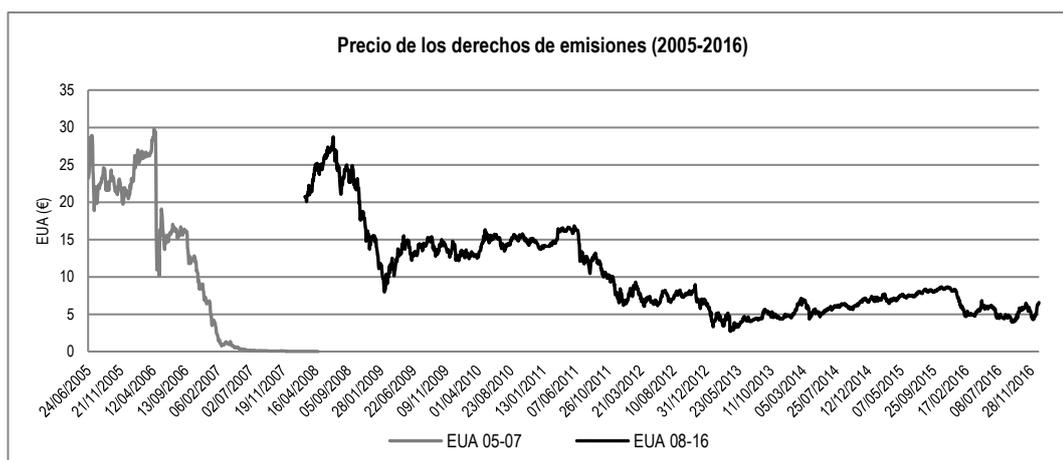


Figura 1. Evolución del precio de los derechos de emisión en el primer y segundo periodo (2005-2016).
Fuente: Bluenext; SendeCO2.

La explicación por la que los precios comenzaran tan altos en 2005 se puede achacar a un cúmulo de factores: invierno frío; verano seco; altos precios del gas y petróleo que hicieron atractivo continuar utilizando carbón. Otro elemento considerado para este elevado precio inicial es el desequilibrio entre compradores y vendedores.

El comienzo del segundo periodo se caracterizó por unos límites de emisión más ajustados y por un mercado alcista de los combustibles fósiles, así como un interés creciente de especular con los EUAs (precios de 25-30€).

Después de la caída de los mercados financieros y de los precios de las materias primas en el segundo semestre de 2008 y con la consecuente crisis económica, el precio cayó 10€. Posteriormente se mantuvo en un equilibrio de 15€ desde finales de 2009 y durante 2010. En verano de 2010 se hizo evidente que la crisis económica en Europa iba a durar mucho más de lo esperado, y que el excedente acumulado de los permisos de emisión no desaparecería a corto plazo.

A principios de 2011 se puede apreciar el impacto del accidente nuclear en la central de Fukushima Daiichi, que provocó un pequeño aumento del precio. Poco después, la ambiciosa propuesta de Directiva sobre Eficiencia Energética que se presentó daría lugar a reducciones adicionales de emisiones en el EU ETS, por lo que el precio de los EUAs se redujo a niveles de 7€.

A pesar del gran excedente de derechos los precios no cayeron a cero. Aunque durante la fase III los precios se están moviendo en torno a los 5€. Esto podría ser el resultado de una estrategia a medio plazo de comprar y guardar derechos para utilizarlos/venderlos cuando estos escaseen, o también como resultado de expectativas en que el EU ETS incremente su ambición en cuanto al techo de emisiones y restricción del reparto de derechos.

Un estudio ex-post sobre la fase II y comienzos de la III del EU ETS, Koch et al. (2014), trata de explicar las causas de la caída de los precios. Destaca que no se aprecia excesivo solapamiento entre el mercado de carbono europeo y otras políticas, como las de fomento de renovables. La utilización de *offsets* tampoco se muestra como un factor que influyera en la caída de los precios. La fluctuación de la situación económica desde comienzos de la fase II tuvo un gran impacto en el precio del carbono. Desde el lado de la oferta, se destaca que

los cambios regulatorios influyeron en los precios, tanto por la incertidumbre como por la desconfianza en las medidas que se estaban debatiendo en ese momento para contrarrestar los bajos precios (MSR, *back-loading*, los cuales se explicarán en el Anexo II).

Esta volatilidad de precios, así como la baja valoración de los EUAs, a pesar de los mecanismos establecidos para contrarrestar los bajos precios, perjudica el objetivo del mercado, ya que impide crear incentivos para la inversión de tecnologías de bajas emisiones, en eficiencia energética, cambio de combustibles, etc. Las causas de estos precios, además de las ya comentadas, tienen que ver con otros problemas de diseño y funcionamiento del mercado, los cuales se explicarán en el capítulo 2.

El cuestionamiento del EU ETS como instrumento para incentivar la descarbonización de la economía, debido a precios del carbono por debajo de los valores planteados para fomentar la inversión en tecnologías bajas en carbono, ha resultado en una reforma del sistema, que se está debatiendo.

Tal y como se desarrolla a lo largo de esta investigación, sin fallos de mercado, las medidas planteadas en la reforma no afectarían a los costes de reducción (Neuhoff et al., 2015). Sin embargo, estudios previos evidencian posibles anomalías en el correcto funcionamiento de este tipo de mercados: efecto "*endowment*" o dotación (Ellerman y Reguant, 2008), una racionalidad limitada de los agentes participantes (Richstein, Chappin, y de Vries, 2015) o los costes de transacción (Jaraite y Kažukauskas, 2012).

Según el Teorema de Coase (Coase, 1960) en un mercado en el que los costes de transacción son bajos, el coste de oportunidad de reducir emisiones se debería valorar a precios de mercado, independientemente de cómo se asignen los derechos para contaminar. Si esto no es así, puede indicar la existencia del llamado "efecto *endowment*" (efecto dotación), esto es, el hecho de que el coste de oportunidad asignado a las emisiones dependa del método de asignación.

Si el comportamiento de las empresas es racional, y se cumple el teorema de Coase, el comportamiento de las empresas frente a la posible reducción de emisiones y el coste asignado a las mismas será independiente del método de asignación de los derechos de emisión. Dicho de otra forma, la asignación gratuita no cambiará ni el comportamiento de las empresas ni su competitividad en términos económicos. Pero si no lo es, si las empresas actúan de distinta forma y repercuten su coste de oportunidad en distinto grado según les sean asignados los permisos, entonces el propio sistema de asignación puede utilizarse como una herramienta para evitar la fuga de emisiones.

Teniendo en cuenta lo anterior, y ante los actuales bajos precios que muestra el mercado, existe la necesidad de evaluar los costes y el potencial de reducción de las emisiones de GEI para ayudar a dilucidar hasta qué punto el mercado está funcionando correctamente y los agentes participantes se comportan racionalmente. Para ello esta investigación recurre a la creación y validación de un modelo de optimización *bottom-up*, que representa el funcionamiento óptimo del mercado de manera integrada. El modelo propuesto permite analizar diferentes medidas tecnológicas y determinar el potencial de reducción de emisiones de GEI, endógeno y exógeno, según su coste marginal. Además, se realiza un análisis de las transacciones de derechos de emisión reales registradas en la base de datos pública (EUTL), para comparar los comportamientos reales con los "racionales" obtenidos por dicho modelo.

I.1. OBJETIVOS

Esta tesis tiene como objetivo principal el desarrollar una herramienta de evaluación del impacto de las políticas climáticas en la competitividad de la industria. Para ello esta investigación se centra en el mercado de derechos de emisiones europeo.

Para comprobar el comportamiento real de los agentes que participan en el EU ETS es fundamental la estimación del grado en que el coste de oportunidad de las emisiones de CO₂ es recogido por las distintas industrias. En efecto, si bien el supuesto habitual es que las industrias valoran sus emisiones de CO₂ a precios de mercado, independientemente de cómo han adquirido los permisos de emisión, existen algunos indicios que pueden hacer sospechar de un “efecto *endowment*”.

La tesis evalúa esta hipótesis mediante el desarrollo de un modelo de optimización lineal que representa este mercado. Además, se analizan las transacciones de permisos entre instalaciones emisoras de CO₂, utilizando los datos públicos disponibles en el registro independiente de transacciones, el *European Union Transaction Log* (EUTL), así como los precios de los derechos de emisiones.

La combinación del modelo integrado de la industria desarrollado en esta investigación, con el análisis de las transacciones reales pretende ayudar a esclarecer si los agentes participantes se comportan racionalmente, vendiendo los permisos siempre que sus costes marginales de reducción fueran inferiores al precio de mercado, y compran permisos siempre que sus costes marginales de reducción son superiores al precio del permiso (y si tienen capacidad de aumentar su producción).

Observando las transacciones reales realizadas por las instalaciones, y conociendo - mediante el modelo desarrollado - los costes marginales de reducción, es posible determinar si existe algún sesgo o desviación en la estimación del coste de oportunidad por parte de la industria española respecto al coste teórico, y de esta forma evaluar en qué medida la industria se comporta racionalmente o resulta afectada en su competitividad económica por este tipo de políticas climáticas europeas, así como la potencial fuga de emisiones que tendrá lugar. Este es el objetivo de la presente tesis doctoral. Estos dos trabajos requirieron la construcción y puesta a punto de un modelo integrado de cinco de los sectores industriales más intensivos en emisiones, además del sector eléctrico.

I.2. METODOLOGÍA

En esta investigación se llevaron a cabo los siguientes trabajos: modelado de los costes de reducción de emisiones para la industria de manera integrada; análisis del comportamiento de los agentes en el ETS; comparación entre el modelado integrado y el comportamiento real de los agentes. A continuación, se explica pormenorizadamente cada una de las tareas realizadas.

I.2.1. Modelado del coste de reducción de emisiones de la industria española

El modelado de los costes de reducción incluye los sectores con mayores emisiones de CO₂: eléctrico, refino, acero, cemento, y también otros menos relevantes como el sector cerámico, o ladrillos. Se comenzó por la elaboración de modelos de equilibrio parcial *bottom-up* para obtener las curvas MAC (*Marginal Abatement Cost Curves*). Para ello se tomó como base a Santamaría et al. (2014), que estudia los sectores de refino, cemento y acero, y se amplió a otros sectores industriales. De cada sector se representan diferentes tecnologías actualmente utilizadas en los procesos de producción, así como las alternativas disponibles para reducir las emisiones de carbono (incluyendo cambios de operación, de combustible, nuevas inversiones y equipamientos, etc.). Cada opción de reducción se define por sus costes de operación e inversión, su eficiencia productiva, sus limitaciones tecnológicas, capacidades y, por supuesto, por sus emisiones de CO₂. Las opciones de reducción se definieron a partir de la literatura y también consultando a un panel de expertos en cada sector industrial, de manera que se reflejara lo más fielmente la realidad de la industria. Las importaciones también están consideradas como una opción adicional para reducir emisiones, en caso de que los precios de estas sean inferiores a los costes de producción domésticos.

Posteriormente se llevó a cabo la integración de los modelos para incluir los efectos intersectoriales. Con la integración de los sectores se buscó también representar los efectos cruzados que se pueden producir entre estos, las interacciones y solapamientos de medidas. Por ejemplo, la promoción de renovables y la mejora de la eficiencia influyen en procesos industriales fuertemente dependientes energéticamente de la electricidad, como el acero. El estudio de estas dos medidas implica un nivel de reducción de emisiones (y de costes) diferente al analizarlas teniendo en cuenta la interacción entre ellas.

El modelo integrado se programó en GAMS (*General Algebraic Modeling System*), entorno para resolver problemas de optimización matemática. Siguiendo a Santamaría et al, (2014) se realizó un modelo de programación lineal, dado que efectos no lineales o el poder de mercado no parecen muy relevantes en la industria considerada, al nivel de detalle planteado.

Una vez obtenido el modelo completo, el siguiente paso fue analizar los datos empíricos de la base de datos de transacciones (EUTL).

I.2.2. Análisis del comportamiento de los agentes en el ETS

Para esclarecer si el comportamiento de las instalaciones participantes en el EU ETS es racional dentro de este mercado se analizó si las transacciones que se realizan dentro del mismo, compras y ventas de permisos, tienen sentido económico, es decir, si reflejan el coste de oportunidad de las emisiones. En concreto, lo que se pretendió fue identificar si las instalaciones venden sus permisos cuando les sobran (bien porque se les hayan asignado más permisos de los necesarios, o porque sus niveles de producción disminuyen) o cuando es más barato reducir las emisiones antes que utilizar los permisos; y también si las instalaciones, ante unas emisiones mayores que los derechos de emisión que poseen, compran permisos o prefieren reducir sus emisiones internamente (algo que debería depender del precio del permiso).

Para ello el primer paso fue la obtención de la base de datos publica completa del EUTL, en este caso, para España. A través de estos datos se analizó el comportamiento real de las instalaciones y compañías en el mercado de carbono europeo. Aunque para llevar a cabo esto existieron algunas restricciones: una de las más importantes es que la publicación de los datos de transacciones se realiza con 5 años de retraso. También, es necesario conocer a qué empresa pertenece cada instalación, dato que no aparece explícitamente en el EUTL. Esto influye en las estrategias seguidas por las empresas, ya que si una empresa dispone de varias instalaciones en el EU ETS, tiene la posibilidad de transferir derechos entre sus propias instalaciones sin entrar en el mercado.

Por esto, además de obtener las transacciones recogidas en el EUTL, fue necesario establecer la relación entre las instalaciones y las empresas u organizaciones a las que pertenecen. A partir del análisis de los datos recopilados, en una primera etapa, se analizaron ejemplos concretos de instalaciones y empresas durante la fase I del EU ETS. En una segunda etapa se analizaron los datos agregados de la fase II para compararlos posteriormente con los resultados del caso práctico del modelo.

I.2.3. Comparación entre los resultados del modelado y el comportamiento real de los agentes

Una vez obtenidos los resultados del modelo para el caso práctico de España en la fase II, estos fueron comparados con las evidencias que se obtuvieron del análisis de la base de datos EUTL. De este modo, se comprobaron las posibles desviaciones con respecto al coste de oportunidad de los de los derechos de emisión.

I.2.4. Estudio y conclusiones sobre los efectos del EU ETS en la competitividad

El paso final de este trabajo consistió en utilizar las anteriores herramientas para evaluar el efecto del EU ETS sobre la competitividad de las empresas españolas. A través de estos instrumentos se pudieron obtener conclusiones sobre cómo afecta el EU ETS en el comportamiento de los agentes participantes y evaluar su desviación con respecto a los supuestos teóricos.

I.3. ESTRUCTURA DE LA TESIS

En el capítulo II, se realiza un repaso del estado del arte del análisis de los mercados de derechos de emisión. El capítulo III describe el modelo desarrollado. Posteriormente, el capítulo IV se presenta un caso práctico para España del modelo desarrollado: En el capítulo V se analizan los datos empíricos del EUTL y se comparan con los obtenidos por el modelo. Finalmente, en el capítulo VI se ofrecen las conclusiones y recomendaciones, así como las líneas de investigación futuras.

I.4. REFERENCIAS

Coase, Ronald Harry. 1960. «The Problem of Social Cost». *Journal of Law and Economics* 3: 1.

Ellerman, A. Denny, y Paul L. Joskow. 2008. *The European Union's emissions trading system in perspective*. Pew Center on Global Climate Change Arlington, VA.

Ellerman, A. Denny, y Mar Reguant. 2008. «Grandfathering and the Endowment Effect An Assessment in the context of the Spanish National Allocation Plan». Working Paper.

IEA. 2015. «Energy Technology Perspectives 2015». International Energy Agency.

———. 2016. «Energy Technology Perspectives 2016». Paris: International Energy Agency.

Jaraite, Jurate, y Andrius Kažukauskas. 2012. «Firm Trading Behaviour and Transaction Costs in the European Union's Emission Trading System: An Empirical Assessment». SSRN eLibrary.

Koch, Nicolas, Sabine Fuss, Godefroy Grosjean, y Ottmar Edenhofer. 2014. «Causes of the EU ETS price drop: Recession, CDM, renewable policies or a bit of everything?—New evidence». *Energy Policy* 73 (octubre): 676-85. doi:10.1016/j.enpol.2014.06.024.

Labandeira, Xavier. 2007. *Economía ambiental*. Pearson Educación.

Neuhoff, Karsten, William Acworth, Regina Betz, Dallas Burtraw, Johanna Cludius, Harrison Fell, Cameron Hepburn, et al. 2015. «Is a Market Stability Reserve likely to improve the functioning of the EU ETS?» VIII. *Climate Strategies*.

Perdan, Slobodan, y Adisa Azapagic. 2011. «Carbon trading: Current schemes and future developments». *Energy Policy* 39 (10): 6040-54. doi:10.1016/j.enpol.2011.07.003.

Pindyck, Robert S. 2013. «Pricing carbon when we don't know the right price». *Regulation* 36 (2): 43.

Pollitt, Michael G. 2016. «A Global Carbon Market?»

Richstein, Jörn C., Émile J. L. Chappin, y Laurens J. de Vries. 2015. «The market (in-)stability reserve for EU carbon emission trading: Why it might fail and how to improve it». *Utilities Policy* 35 (agosto): 1-18.

Santamaría, Alberto, Pedro Linares, y Pablo Pintos. 2014. «The effects of carbon prices and anti-leakage policies on selected industrial sectors in Spain – Cement, steel and oil refining». *Energy Policy* 65 (febrero): 708-17.

Capítulo II. ESTADO DEL ARTE DEL ANÁLISIS DE LOS MERCADOS DE EMISIONES

II.1. ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DE LOS MERCADOS DE CARBONO

Los instrumentos basados en mercados pueden variar en su eficacia y en su forma de alcanzar sus objetivos dependiendo de cómo estén definidos. Tal y como se expone en el Anexo I, existen varios ejemplos alrededor del mundo operando durante un tiempo lo suficientemente amplio como para extraer conclusiones empíricas tanto cualitativas, como cuantitativas. Uno de los ejemplos básicos por su extensión e importancia es el EU ETS. En este apartado se repasarán estudios que inciden en el funcionamiento, centrándose en las debilidades de este tipo de mercados.

Uno de los principales problemas en cualquier mercado de emisiones, y en particular lo está siendo en el EU ETS, es la sobreasignación de derechos (*over-allocation*). Contribuye a devaluar el precio de los derechos, y con ello impide la generación de incentivos para la reducción de emisiones, al no incorporar los daños asociados a las emisiones de GEI en las decisiones de los contaminadores. Debido a esto, se están implementando mecanismos y estudiando posibilidades para solucionar este problema, los cuales se explicarán en apartados posteriores

Las principales controversias en este tipo de mercados son las siguientes:

- *Windfall Profits*
- Los procesos de asignación y la posible sobreasignación
- La volatilidad del precio
- La fuga de carbono

II.1.1. *Windfall profits*

Una de las mayores controversias que se dan cuando se implantan sistemas de comercio de emisiones con asignación gratuita de permisos (*grandfathering*), como ocurre en el EU ETS, es la obtención de posibles “*windfall profits*” por parte de las empresas, mayormente atribuido al sector de generación eléctrica.

En el EU ETS se criticó que el sector de generación eléctrica incluyera el precio del CO₂ en los precios de la electricidad, repercutiendo estos costes en los usuarios eléctricos y en la sociedad, cuando por otra parte, los derechos de emisión habían sido asignados mayormente de manera gratuita durante las fases I y II. Lo cierto es

que los derechos de emisión representan un coste de oportunidad por lo que deben ser reflejados en el precio. El problema es que el sector eléctrico, durante el primer periodo del EU ETS, se encontraba en transición, ya que en algunos países aún estaban regulados o en fase de liberalización. En Europa existe, por tanto, heterogeneidad en la regulación de este sector¹. Esto hace que los mercados eléctricos se comporten de manera diferente dependiendo de si están regulados o no. Los mercados eléctricos regulados no son capaces de transferir los costes de las emisiones cuando estas son gratuitas. Sin embargo, los liberalizados sí pueden. Ellerman y Joskow (2008) también explican que es incorrecto creer que los precios deban recoger el coste "0" del CO₂ cuando se regalan los permisos, en lugar del coste de oportunidad. En un mercado liberalizado, que los derechos se obtengan de manera gratuita no impide que, al realizar las ofertas de electricidad, se recoja el coste de oportunidad de los derechos utilizados para cubrir las emisiones. Es decir, por cada derecho utilizado para cubrir esas emisiones, se pierde la oportunidad de vender ese derecho.

A otros sectores también se les atribuyen beneficios extraordinarios. La organización sin ánimo de lucro Sandbag (Reino Unido), dedicada a investigar el correcto funcionamiento de los mercados de carbono, ha analizado los beneficios extraordinarios que las empresas europeas obtienen a través del EU ETS. Sandbag asegura que, debido a la recesión y a la sobreasignación de derechos, algunos de los mayores contaminadores de Europa han recibido millones de derechos por encima de lo que necesitaban. La organización identifica a las diez compañías más favorecidas por el EU ETS, que están dentro de los sectores del acero y cemento. Calcula que entre 2008 y 2011 estas diez compañías acumularon 307 millones de derechos de superávit, con los cuales estiman que podrían alcanzar unos beneficios potenciales de 3.700 millones de €. Además, realizan una recopilación de los datos económicos presentados por las compañías sobre los beneficios confirmados por estos excedentes, que cuantifican en 1.800 millones de € (ver Figura 1).

Sin embargo, los beneficios de ciertas industrias por un exceso de asignación de derechos gratuitos no pueden considerarse puramente *windfall profits*, se trata de una transferencia de renta. Estrictamente, los *windfall profits* son atribuidos a los beneficios obtenidos por la subida de precios, a partir de la incorporación del coste de la externalidad (en este caso, las emisiones de GEI).

¹ La Comisión Europea presentó en noviembre de 2016 propuestas para la reforma de los mercados eléctricos europeos, encaminadas, entre otros motivos, a su integración. Ver, por ejemplo, "Propuesta de reglamento del parlamento europeo y del consejo sobre el mercado interior de la electricidad" (COM(2016) 861 final).

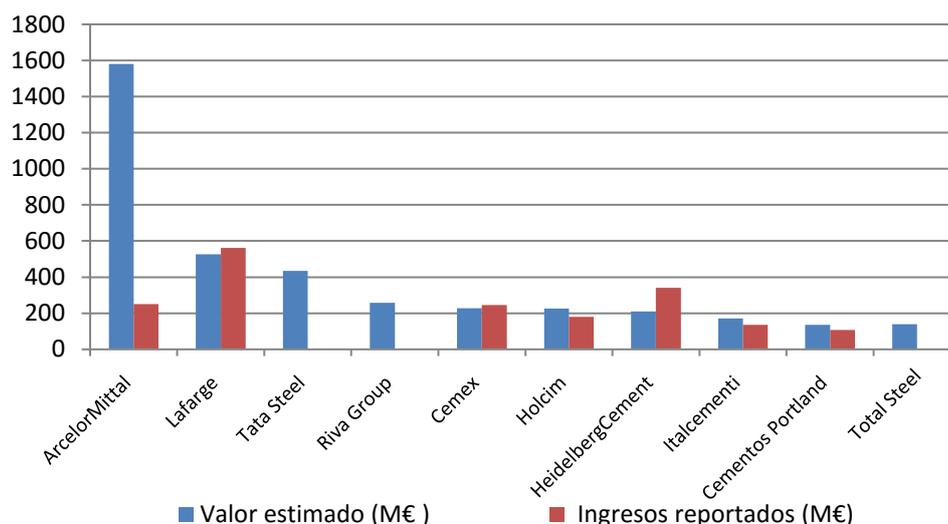


Figura 2. Las diez compañías con mayores beneficios por superávit de derechos. Fuente: Morris, D. (2012).

Estos beneficios extraordinarios, sobre todo en el sector eléctrico son fuente de controversia en algunos sectores sociales. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el instrumento de política climática elegido es un mercado, por lo que tiene la ventaja de ser más eficiente que un impuesto, en contraposición, se pierde equidad. Por lo tanto, es de esperar que existan empresas que se benefician más que otras.

De todas formas, la solución presentada para este problema es la subasta como contraposición a la asignación gratuita. Esta medida está implementada para el sector eléctrico desde tercer periodo. Con la reforma que estableció a través de la Directiva 2009/29/CE, se promueve la subasta como sistema de reparto de derechos también en el resto de sectores.

II.1.2. Sobreasignación de derechos

Cuando los objetivos no son ambiciosos, pequeñas disminuciones de las emisiones con respecto al escenario tendencial pueden provocar superávit de derechos. De hecho, en el EU ETS, las reducciones esperadas para el periodo de prueba eran solo del 1-2%. Esta baja ambición en las reducciones se debe a la dificultad de modelizar y estimar las emisiones del BAU, tal y como analiza Ellerman y Joskow, 2008. A este fenómeno también pudieron contribuir presiones políticas en algunos Estados Miembros por parte de sectores interesados para elevar las asignaciones. Hay que tener en cuenta que la primera fase del EU ETS (2005-2007) se trataba del periodo de prueba. Por lo tanto, el verdadero fin no era tanto una gran reducción de emisiones, como la puesta en marcha de este sistema de manera coordinada en 27 países.

El problema de la sobreasignación de EUAs se espera resolver de cara a la cuarta fase del EU ETS, mediante una reforma estructural del mismo, donde se incorporan objetivos de reducción de emisiones más ambiciosos, así como mecanismos de reducción de derechos en circulación (*back-loading*, MSR) explicados en el Anexo II. Ya en cierta medida se intentó acotar el exceso de derechos en el segundo periodo, tal y como se puede ver en la Tabla 1, en la que se aprecia una disminución de las asignaciones en cada país. Sin embargo, una de

las consecuencias de la crisis económica durante el segundo periodo fue la bajada de las emisiones esperadas en el BAU, por lo que muchas instalaciones se encontraron con excesos de derechos gratuitos.

	Límite de emisiones 1º periodo	Emisiones en 2005	Límite de emisiones en 2º periodo	% de reducción del límite de emisiones	% cambio con respecto a las emisiones de 2005
Alemania	499	474	442,1	-11,40%	-6,70%
Reino Unido	245,3	242,4	206,7	-15,70%	-14,70%
Polonia	239,1	203,1	202,2	-15,40%	-0,40%
Italia	223,1	225,5	195,8	-12,20%	-13,20%
España	174,4	182,9	145,6	-16,50%	-20,40%
Francia	156,5	131,3	127,7	-18,40%	-2,70%
República Checa	97,6	82,5	86,8	-11,10%	5,20%
Países Bajos	95,3	80,35	81,8	-14,20%	1,80%
Grecia	74,4	71,3	69,1	-7,10%	-3,10%
Bélgica	62,1	55,6	53,5	-13,90%	-3,70%
Finlandia	45,5	33,1	37,2	-18,20%	12,40%
Portugal	38,9	36,4	34	-12,50%	-6,50%
Dinamarca	33,5	26,5	24,5	-26,90%	-7,60%
Austria	33	33,4	30,4	-8,00%	-9,10%
Hungría	31,3	26	25,5	-18,60%	-2,00%
Eslovaquia	30,5	25,2	30,8	1,10%	22,30%
Suecia	22,9	19,3	20,8	-9,20%	7,80%
Irlanda	22,3	22,4	22,3	=	-0,50%
Estonia	19	12,6	12,4	-34,70%	-1,70%
Lituania	12,3	6,6	8,8	-28,90%	32,60%
Eslovenia	8,8	8,7	8,3	-5,70%	-4,60%
Chipre	5,7	5,1	5,5	-3,90%	7,50%
Letonia	4,6	2,9	3,4	-25,40%	18,30%
Luxemburgo	3,36	2,65	2,68	-21,10%	3,20%
Malta	2,94	1,98	2,1	-28,60%	6,10%
Romania	74,8	70,8	75,9	1,50%	7,20%
Bulgaria	42,3	40,6	42,3	=	4,20%
UE-15	1729,6	1637	1494,2	-13,60%	-8,70%
UE-10	451,8	374,7	385,8	-14,60%	3,00%
UE-25	2181,4	2011,7	1879,9	-13,80%	-6,60%
UE-12	568,9	486,1	504	-11,40%	3,70%
UE-27	2298,5	2123,1	1998,1	-13,10%	-5,90%

Tabla 1. Comparación entre los límites de emisiones entre el primer y el segundo periodo, por países. Fuente: Ellerman y Joskow (2008).

Varios estudios han analizado este fenómeno, centrándose preferentemente en las proyecciones sobre el exceso de derechos en el mercado, sus consecuencias en el precio del mismo y proponiendo medidas para corregirlo. Neuhoff et al. (2012), Morris (2012) y Hermann y Matthes (2012) son algunos de estos ejemplos.

Neuhoff et al. (2012) reflexiona sobre los excedentes de derechos de emisión. A pesar de dicho excedente al final de la fase II, los precios de los derechos continuaban relativamente altos. (cerca de 15€/ton Co2 eq.). Esto lo atribuye a la posibilidad de *banking* para el tercer periodo en combinación con la rebaja de las asignaciones gratuitas esperadas a partir de 2013. Asimismo, interpreta la bajada del precio a 7€/EUA en 2011 como consecuencia de las recientes bajas expectativas sobre la escasez de permisos.

Desde 2008, el excedente de la asignación de derechos en el EU ETS se ha estado acumulando y se espera que esta tendencia continúe. Este estudio también atribuye la causa de este excedente, en parte a la crisis financiera y económica, ya que la producción industrial y eléctrica cayó por debajo de los límites esperados, como consecuencia las asignaciones han excedido las emisiones que cubre el EU ETS. Además, hay que tener en cuenta las importaciones de créditos internacionales (CDM y JI), que computan como derechos en el EU ETS.

En el citado estudio se identifican tres actores principales con respecto al *banking*: industria, generación e inversores financieros. Las eléctricas tienen capacidad para maniobrar ante cambios del precio de CO₂, ya que la mayoría tienen una variada cartera de tecnologías de generación y, por lo tanto, pueden cambiar su portafolio de generación dependiendo del precio de los derechos, por lo que, según los datos del trabajo, no suelen adquirir más derechos de los necesarios.

Morris (2012) cuantifica que en 2011 se dio un exceso de derechos de 392 millones, un 78% de ellos pertenecientes a los sectores de acero y cemento. Parte de la industria se inclina por retener esos derechos para hacer frente a futuras exposiciones a la incertidumbre del precio del CO₂ cuando las empresas son pequeñas. Otras, sin embargo, mantienen los derechos que necesitan y venden, en los meses siguientes a la asignación, los sobrantes. Aquí influyen varios factores como los *International Financial Reporting Standards* (IFRS), que permiten mantener en los libros de cuentas los permisos gratuitos con un valor de cero, no dañando los beneficios y fomentando el *banking*. Por otra parte, la crisis económica provocó que empresas pasaran por apuros de *cash flow*, por lo que la venta de derechos fue una estrategia a seguir para paliar este problema.

Los bancos, por su parte, siguen la estrategia de comprar derechos para venderlos como contratos a futuros (*forward*) y evitar así la exposición a la volatilidad del precio. Los mayores usuarios de estos productos son los generadores eléctricos, para así evitar el riesgo de altos precios de los derechos, ya que no necesitan desembolsar su propio capital.

Un estudio realizado por el Öko-Institut y encargado por WWF y Greenpeace (Hermann y Matthes, 2012) simula su evolución en el periodo III y su implicación en los precios. El trabajo cuantifica un excedente de casi 1.000 millones de derechos entre 2008 y 2011. Este excedente, junto con el acumulado en 2012, está afectando al periodo III. En la Figura 3 se muestran las proyecciones del exceso de derechos de emisión durante la fase III.

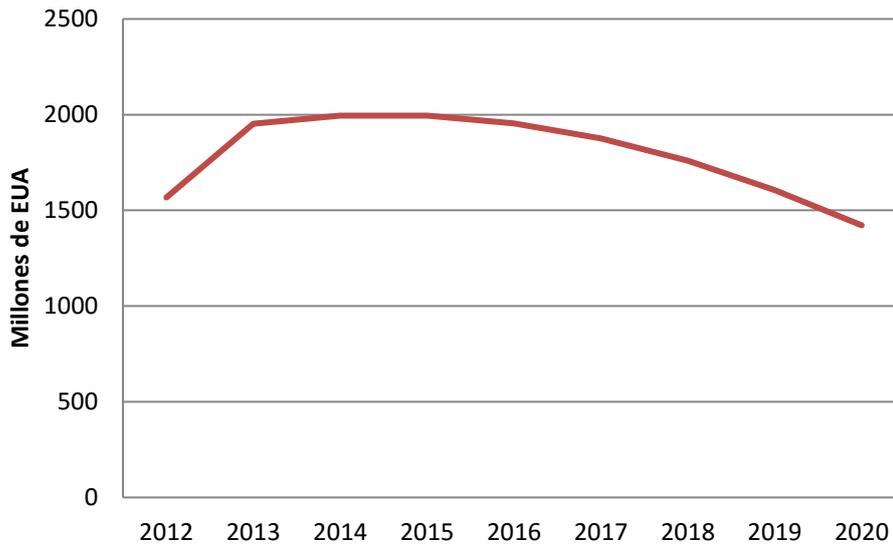


Figura 3. Acumulación de excedentes de derechos en la fase III. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de Hermann y Matthes (2012).

Schopp y Neuhoff, (2013) también estudian el exceso de derechos en el mercado, así como sus consecuencias centrándose en cómo los agentes se cubren para cumplir con los deberes en el mercado. Hu et al. (2015) abarca este tema desde una evaluación ex-ante del EU ETS. Este estudio, que evalúa el impacto del mercado, indica que este tendrá impacto en la reducción de emisiones a partir de 2025, debido al exceso de derechos. También valora la introducción de las medidas para la reducción del exceso de EUAs (*backloading* y MSR), confirmando que estas medidas acelerarían la reducción de liquidez del mercado, propiciando un incremento de la reducción de emisiones. El estudio indica que, en todo caso, la escasez de derechos necesaria no se produciría hasta el periodo IV, por lo que se necesitarían más reformas en esta dirección.

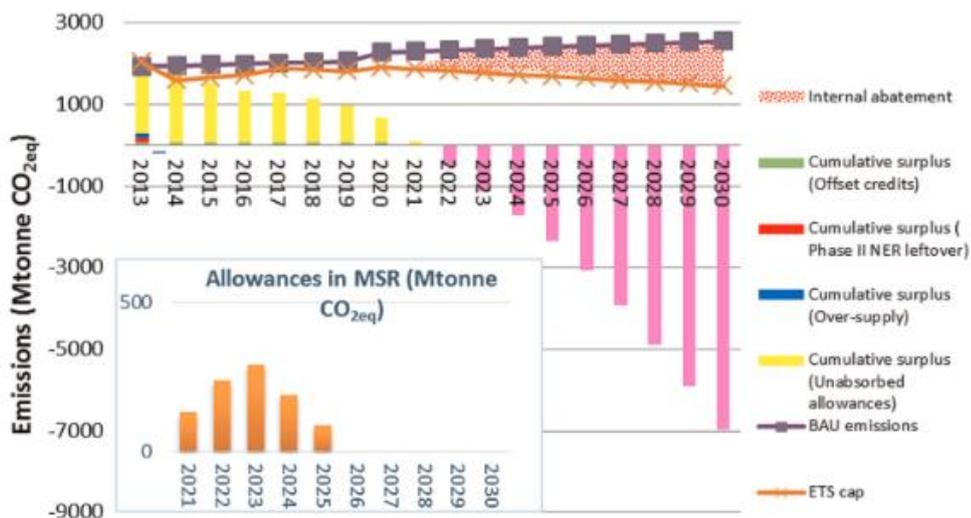


Figura 4. Abatimiento interno de la UE (incluida aviación) teniendo en cuenta el backloading. Fuente: Hu et al. (2015)

Además de los factores anteriormente mencionados, es necesario incidir sobre la criticada entrada de derechos de emisión internacionales gracias a la Directiva “*Linkage*”. Esta posibilidad permite menores costes de mitigación ya que involucra más posibilidades de reducción de GEI a menores costes al utilizar de los mecanismos del Protocolo de Kioto (CDM y JI). Para Jaffe y Stavins (2007) esta posibilidad puede tener impactos distributivos, creando perdedores y ganadores. Una de las críticas se refiere a los posibles incumplimientos de la condición de “adicionalidad”. Esta condición se refiere a que los MDL deben responder sólo proyectos que reduzcan efectivamente las emisiones de GEI adicionales a las que ya se reducirían en caso de no ejecutarse este tipo de proyectos. Otra crítica se refiere al exceso de oferta de permisos que provoca. Sin embargo, esta última crítica se mitigó reduciendo el porcentaje permitido de este tipo de mecanismos.

De cara a la cuarta fase, se están discutiendo e implementado medidas para reducir el exceso de derechos en el mercado. En el Anexo II se describen y analizan medidas como el *Back-loading* - posponer la subasta derechos en el mercado - o un mecanismo de estabilidad; *Market Stability Reserve* (MSR).

II.1.3. Proceso de asignación de derechos

Uno de los primeros problemas que surgieron en el EU ETS para la asignación de derechos fue la falta de datos de emisiones a nivel instalación en casi todos los Estados Miembros. La mayoría de los países entregaron datos a partir de estadísticas agregadas sobre consumo de energía, y en un corto espacio de tiempo. Pero las discrepancias entre los datos obtenidos a partir de estadísticas agregadas y los datos recogidos por algunos Estados Miembros a nivel instalación podían ser de hasta el 20% según Buchner y Ellerman (2006).

Esta dificultad para obtener datos de calidad que permitieran una asignación equitativa de los derechos a las diferentes instalaciones se puede añadir a otras particularidades que aparecen en la asignación de derechos, algunas de las cuales se explican a continuación.

II.1.3.a. Aspectos distributivos

Según Ellerman y Joskow (2008) existen diferentes aspectos distributivos a tener en cuenta para el reparto de emisiones; el *benchmarking*, la armonización y la subasta. El *benchmarking*, que se refiere a la entrega de derechos hasta un límite “de referencia” (obtenido a partir de las emisiones de tecnologías eficientes), suele ser defendido como un método para recompensar a las instalaciones con tasas de emisión relativamente bajas y castigar a aquellas con las tasas de emisión relativamente altas. Sin embargo, a pesar de la defensa de este mecanismo, rara vez se adoptó en los Planes Nacionales de Asignación (PNA) entre 2005 y 2007. Una de las principales razones fue la heterogeneidad en los procesos de producción. Para Buchner y Ellerman, 2006, la escasa penetración del *benchmarking* se debió a que, cada vez que una metodología para marcar la referencia era debatida, esta no llegaba a consenso ya que las desviaciones eran muy grandes, incluso para instalaciones del mismo sector. Otra explicación de la ausencia de *benchmarking* es la falta de disponibilidad de datos fiables sobre emisiones. Sin embargo, en el segundo periodo el *benchmarking* ha sido más utilizado y, como se ha comentado, en el tercer periodo es la regla a seguir.

Buchner y Ellerman (2006) también destaca que los Estados miembros eligieron por lo general asignar mayor déficit de permisos al sector de generación eléctrica que al resto de sectores industriales, principalmente por dos motivos: por no tener competencia internacional; por la capacidad de abatimiento a menores costes que

se les supone a las grandes centrales (por ejemplo, por pasar de carbón a gas natural). En esta tendencia, Italia y Alemania son excepciones.

La subasta fue más utilizada en el segundo periodo que en el primero. Tanto el número de miembros como el porcentaje destinado a subasta aumentaron. El único país en subastar el porcentaje máximo en el primer periodo fue Dinamarca, estaba permitido el 5% durante 2005-2007 (y 10% en la fase II), como se puede apreciar en la Tabla 2. A lo largo de la fase III la subasta debe ir incrementando su cuota hasta que represente más de la mitad de las asignaciones.

Estado miembro	2005-2007	2008-2012
Dinamarca	5	0
Hungría	2,5	2,3
Lituania	1,5	2,9
Irlanda	0,75	0,5
Austria	0	1,2
Bélgica	0	0,3
Alemania	0	8,8
Países Bajos	0	4
Reino Unido	0	7
Total UE	0,13	3

Tabla 2. Porcentaje de derechos subastados en el primer y segundo periodo. Fuente: Ellerman y Joskow (2008).

Por otra parte, el término “armonización”, del que hablan Ellerman y Joskow (2008), se refiere a las diferentes cantidades de asignaciones para instalaciones similares localizadas en diferentes Estados Miembros. La falta de armonización es considerada por Ellerman y Joskow (2008) como una causa de distorsión entre las asignaciones a sectores por parte de un país con respecto a sus países vecinos. Estas diferencias tienen su explicación en los diferentes criterios utilizados por los Estados Miembros para el reparto interno.

Como ya se ha comentado, en el tercer periodo las asignaciones pasaron a estar gestionadas de forma centralizada, eliminando los PNAs y, además, la subasta se impone como sistema predominante. También la metodología propuesta para el reparto de derechos gratuitos es a través del *benchmarking*.

II.1.3.b. Nuevos entrantes

A pesar de que en las primeras fases del EU ETS, la directiva no contemplaba la asignación de derechos gratuitos a nuevos entrantes, todos los Estados miembros decidieron crear una reserva para nuevas instalaciones que se incorporaran al sistema. El EU ETS se convirtió en uno de los pocos *cap and trade* en compensar a los nuevos entrantes. Esto se explica, según Buchner y Ellerman (2006), para de esta manera no situar a los nuevos entrantes en unas condiciones de desventaja, además de intentar eliminar el incentivo cerrar las instalaciones en Europa para llevarlas fuera. Pero Buchner y Ellerman (2006) también analiza porqué el EU ETS no destinó un porcentaje mayor de permisos a subasta en los dos primeros periodos, en contraposición a lo que hicieron otros

sistemas como los del SO₂ o NO_x en Estados Unidos. Esto se puede explicar porque, salvo excepciones, no existe una alternativa tan clara y barata para la reducción de emisiones de CO₂ como para los mercados de SO₂ o NO_x, haciendo que los costes sean poco asumibles por la sociedad. Sin embargo, existen experiencias, por ejemplo, en los citados mercados de SO₂ y NO_x (Ellerman et al., 2003), sobre nuevas formas de reducción de emisiones que surgen por la imposición de un precio “elevado” a las emisiones (fomento del avance tecnológico).

II.1.3.c. Efecto *endowment*

Aunque la teoría económica (por ejemplo, Coase, 1960 o Montgomery, 1972) supone que la regulación basada en sistemas *cap and trade* consigue reducir las emisiones al menor coste a pesar de cómo los derechos estén inicialmente repartidos (o adquiridos), existen algunos indicios que pueden hacer sospechar de un “efecto *endowment*”, esto es, el hecho de que el coste de oportunidad asignado a las emisiones dependa del método de asignación.

Pues bien, estudios como el de Fowlie et al. (2008) para el mercado de polución RECLAIM (explicado en el Anexo I), demuestran que se pueden dar casos en los que el reparto condiciona las emisiones de las instalaciones a regular. Sin embargo, no hallan indicios del efecto *endowment*.

Hay otras razones por las que la independencia de las asignaciones iniciales de derechos no funciona; la presencia de costes de transacción y las imperfecciones del mercado pueden quebrar la independencia. Fowlie (2007) muestra evidencias de este efecto en el mercado del NO_x.

Sin embargo, Reguant y Ellerman (2008) realizaron un estudio para el sector de generación eléctrica afectado por el EU ETS en España, centrándose en la generación por carbón. Teniendo en cuenta la asignación inicial y las peculiaridades de esta fuente en España (los subsidios al carbón nacional), trataron de encontrar indicios del efecto *endowment*. Examinaron cómo la asignación inicial afectó las decisiones de producción. Sus conclusiones indican que las industrias sí internalizan los costes de las emisiones y no encuentran evidencias de que la asignación inicial de derechos influya en las decisiones de producción, validando así el teorema de Coase.

Por otro lado, Koten y Silvester (2014) encuentra que la literatura empírica sobre la eficiencia de los programas *cap and trade* contradice a Montgomery (1972), pues los estudios empíricos muestran que los sujetos cometen grandes ineficiencias en las decisiones de reducción de emisiones. Esto indicaría que los programas *cap and trade* no reducen emisiones al menor coste posible. Este trabajo se basa en someter a sujetos (estudiantes en este caso), que representan a empresas, a decisiones de reducción o inversión, dados unos costes. En este experimento, al igual que en la literatura que utiliza esta misma metodología, se pudo observar que las primeras decisiones tomadas eran altamente ineficientes, pero conforme pasaban las “rondas”, los sujetos mejoraban la toma de decisiones, demostrando que el conocimiento del procedimiento incrementa la eficiencia en la toma de decisiones.

Venmans (2016) estudió el comportamiento de los gestores participantes en el EU ETS en sus decisiones de inversión. El estudio se basa en entrevistas, aproximación muy común al abarcar esta temática. Sus conclusiones contradicen el teorema de Coase, ya que encuentra que la asignación gratuita de derechos tiene efecto sobre los incentivos de reducción. Este estudio encuentra desviaciones con respecto al comportamiento teórico de los responsables de las decisiones. Muestran que los agentes que tienen expectativas de mayores volúmenes de derechos fueron menos comprometidos con la innovación que los que recibieron un menor porcentaje.

Las pruebas muestran que no hay una fuerte relación entre la asignación inicial y las decisiones de producción. Por otra parte, rechazan que las empresas internalizaran el coste de las emisiones por completo. Las conclusiones presentadas por los estudios consultados no encuentran consenso con los resultados previstos en la teoría económica, ya que algunos de ellos encuentran evidencia en contra de la validez del teorema de Coase. Esta falta de consenso puede deberse a la variedad de metodologías utilizadas para el análisis, muchas de ellas basadas en entrevistas. En la presente investigación se ofrece una aproximación dual, basada en modelo y tratamiento de datos reales de transacciones en el mercado europeo de comercio de emisiones.

II.1.4. La fuga de carbono

Otra de las preocupaciones al implantar el EU ETS fue la posibilidad de que instalaciones emisoras de GEI cubiertas por el EU ETS se trasladaran fuera de la UE para evitar esta nueva regulación. Es la llamada fuga de carbono o *leakage*.

Esta inquietud se ha intentado solucionar en la revisión de la Directiva (Directiva 2009/29/CE), en su artículo 10 bis. Se identifican los sectores expuestos al *leakage* a través de los costes adicionales por la aplicación del EU ETS y por la intensidad comercial con los países de fuera de la UE. En el Anexo II se puede encontrar una descripción más detallada del mecanismo para identificar y compensar las instalaciones en peligro de fuga de carbono.

Existen trabajos que ya han estudiado el efecto de la solución propuesta. Un ejemplo es Martin et al. (2012), que centran su estudio en el riesgo de fuga de las empresas afectadas por el EU ETS. El trabajo se basa en entrevistas telefónicas realizadas a los administradores de casi 800 empresas manufactureras en seis de los países de la UE. Su análisis encuentra correlación entre la intensidad de emisión de CO₂ y el riesgo de fuga, pero no encuentra relación entre la intensidad de intercambio (comercio) con países de fuera de la UE (pág. 23). Esta investigación clasifica las diferentes industrias exentas de subasta por el riesgo de fuga de carbono, según la Directiva, por intensidad de carbono e intensidad de comercio. Petrick y Wagner, (2014), en un estudio con datos de instalaciones alemanas, tampoco encuentran evidencia de que el comercio de emisiones tuviera un impacto negativo en el empleo, la producción bruta o las exportaciones entre 2007 y 2010.

Martin et al. (2013) llegan a la conclusión de que con los criterios del artículo 10 bis de la revisión de la Directiva se está protegiendo a instalaciones que no presentan riesgo de *leakage*. Asimismo, propone retirar del riesgo de fuga de carbono a instalaciones con moderada intensidad de carbono y del comercio ($5\% < IC^2 \leq 30\%$ y $10\% < TI^3 \leq 30\%$), así como a instalaciones con $IC \leq 5\%$. Según sus estimaciones, no aumentaría el riesgo de *leakage* y podría incrementar en 6.700 millones de € los beneficios de las subastas.

Esta falta de eficiencia en las medidas *anti-leakage* se atribuye a una regulación gruesa de la compensación y a lo inapropiado de la medida de la intensidad comercial como criterio de riesgo de deslocalización. El estudio

² Intensidad de Carbono.

³ Intensidad de Comercio.

propone, para mejorar el sistema, la asignación a nivel instalación de los permisos gratuitos como medida más eficiente.

Hay otros autores⁴ que también proponen utilizar otros datos para calcular el impacto del *leakage* en las instalaciones cubiertas por el EU ETS, en vez de los considerados en la reforma de la Directiva.

Newell, Pizer, y Raimi, (2013) también aborda el tema del impacto de los mercados de carbono en la competitividad. Según su revisión de la literatura no encuentra impacto significativo en la competencia, y la posibilidad de *leakage* en los primeros años del EU ETS y RGGI. Dos tesis apoyan esta conclusión; las empresas no reciben impacto competitivo negativo, debido a las bajas reducciones de emisiones atribuidas al EU ETS. También la proliferación de este tipo de mercados alrededor del mundo, y la incertidumbre sobre la posible implementación de políticas de reducción de emisiones en otras regiones, hace que las empresas pospongan la decisión sobre su reubicación fuera de la UE. Se aportan también datos de *leakage* en el RGGI; los bajos precios por la crisis económica y la caída del precio de gas natural pudieron detener la posibilidad de este fenómeno (Kindle et al. 2011).

Vivid Economics, (2014) realiza un repaso de la literatura que aborda este tema y pone en contraposición dos tipos de aproximaciones; las teóricas (*ex-ante*) y las empíricas (*ex-post*). Al compararlas encuentra que las investigaciones *ex-ante* tienden a encontrar una sustancial evidencia de fuga de carbono. Por otra parte, las aproximaciones *ex-post* minimizan el impacto del *leakage*.

Meunier, Ponssard, y Quirion, (2014) realiza un importante estudio sobre el *leakage* y ajustes en frontera para los sectores de cemento y acero. En sus conclusiones no encuentran evidencia de *leakage* a corto plazo, pero sí a largo plazo, al considerarse la existencia de un ajuste de la capacidad. En este análisis se pone de manifiesto que las contracciones sufridas por estos sectores intensivos se debieron más a la situación interna europea que a cuestiones internacionales.

Richstein, Chappin, y de Vries, (2015) aporta otra perspectiva para evitar la fuga de carbono. Además de la asignación gratuita de derechos, la introducción de incentivos al CCS, como método para evitar los efectos de la fuga de carbono.

El impacto negativo del EU ETS en la competitividad no solo se puede dar en las empresas que participan en el sistema. Existen efectos, como la subida del precio de la electricidad por los costes de CO₂, que pueden perjudicar a compañías no pertenecientes al EU ETS. Un ejemplo es el sector del aluminio. Sartor (2013) realiza un estudio econométrico sobre este fenómeno en el sector del aluminio primario. En su trabajo sugiere que, aunque el incremento de la electricidad ha tenido un efecto crítico en la competitividad de las plantas de aluminio primario de la UE, no existe evidencia de fuga de carbono en los datos de los primeros 6 años y medio del EU ETS. El estudio ha escogido el sector del aluminio por ser intensivo energéticamente, fundamentalmente en el uso de energía eléctrica. Este sector, al no pertenecer al EU ETS durante las dos primeras fases, no recibió derechos gratuitos.

En esta línea, Sijm et al. (2006) encuentra que entre un 70%-90% de los costes del CO₂ se transfieren al precio de la electricidad en Alemania y Holanda. Sin embargo, debido a los contratos de electricidad a largo plazo

⁴Sato et al. (2007)

que suelen negociar con proveedores, es difícil que el impacto del EU ETS se notara en sectores como el del aluminio, por lo menos hasta 2010.

La reforma de la Directiva, en su artículo 10 bis (6), contempla ayudas a los sectores afectados por las emisiones indirectas, como en el caso anterior. Se especifica:

“Los Estados miembros también podrán adoptar medidas financieras en favor de sectores o subsectores de los que se sepa que están expuestos a un riesgo significativo de fugas de carbono debido a los costes relacionados con las emisiones de gases de efecto invernadero repercutidos en los precios de la electricidad, a fin de compensar dichos costes y cuando dichas medidas financieras sean conformes a las normas sobre ayudas estatales aplicables y por adoptar en este ámbito.”

Desde un punto de vista general, Fischer, Greaker, y Rosendahl, (2014) indica que la asimétrica regulación contra la polución global afecta a la competitividad de la industria y promueven la fuga de carbón. Para contrarrestar esta anomalía, los decisores públicos toman medidas en forma de subsidios, tal y como se ejemplifica en el EU ETS.

El trabajo de Fischer et al, 2014 plantea que las medidas *downstream* tienden a elevar los precios de las tecnologías de abatimiento e incrementar las emisiones. Por el contrario, las ayudas *upstream* ayudan a reducir los costes de abatimiento de emisiones. La asimetría entre las políticas de los diferentes países crea problemas en una asignación correcta de reducción de emisiones eficiente. El endurecimiento unilateral de estas políticas puede afectar a la competitividad de las industrias y provocar la deslocalización de parte de la industria, *leakage*.

II.1.5. Costes de transacción

Otro de los problemas que afectan a la eficiencia de un mercado son los costes de transacción. Es uno de los motivos por los que empresas no entran a operar en el mercado a vender sus excedentes de derechos asignados gratuitamente, por ejemplo. Este tipo de comportamiento en el comercio de emisiones ha sido estudiado desde diferentes perspectivas. Kerr y Mare (1998) descubrieron que los costes de transacción redujeron en un 10-20% los excedentes potencialmente comercializables en un mercado de Estados Unidos creado para erradicar el plomo de la gasolina en los años 80. Un estudio para RECLAIM encontró que, sin los costes de transacción, las transacciones comerciales de derechos se habrían incrementado un 32% en 1995 y un 16% en 1996 (Gangadharan, 2000). En este tipo de trabajos también se sugiere que los costes de transacción son más importantes en las primeras etapas de implantación de un programa de este tipo, para luego disminuir a medida que madura el mercado y los participantes aprenden cómo operar en el sistema. El Programa de Lluvia Acida de Estados Unidos, por ejemplo, está considerado como uno de los más eficientes, y sus costes de transacción eran mínimos (Joskow et al., 1998).

Los trabajos que tratan esta temática en el EU ETS son abundantes. Principalmente desde la perspectiva del comportamiento de los agentes. Uno de ellos es el de Jaraitè y Kažukauskas (2012), que estudió la importancia de los costes de las transacciones y su repercusión en la eficacia de EU ETS, dividiendo éstos en dos tipos; costes de información y costes de búsqueda. El trabajo muestra que las empresas con varias instalaciones tienen

menores costes de transacción, ya que pueden balancear entre las instalaciones las necesidades de cada una, por lo que incurren en menos costes de intermediarios, de búsqueda y de información. Por otra parte, también apunta que cuantas más transacciones realiza una empresa, adquiere más experiencia, por lo que estos costes bajarán.

Los resultados revelan que las empresas más grandes vendieron más que la media. Por otro lado, se constató que las grandes empresas tienden a tener una mayor sobreasignación de derechos (*overallocation*). Además, que las empresas tengan varias instalaciones también influye en una mayor venta de derechos, pues tienen mayor facilidad de encontrar un socio comercial. El estudio diferencia entre dos formas de venta; directa o indirectamente (mediante intermediarios). Las empresas pequeñas en capital, beneficios y número de instalaciones, tienden a vender indirectamente. El estudio también distingue comportamientos en las empresas energéticas ya que, su tamaño y experiencia en los mercados permite que estas sean más propensas a entrar en el comercio de derechos.

Los resultados de Jaraitė y Kažukauskas (2012) concuerdan con las preocupaciones de la Comisión Europea (CE, 2008), que considera que los costes de transacción pueden ser excesivos para los pequeños participantes.

Un trabajo empírico sobre esta problemática para Alemania es el de Heindl (2012). Aquí también se considera como factor fundamental el tamaño de las empresas participantes en cuanto a los costes de transacción. Empresas con menos de un millón de toneladas de emisiones anuales de CO₂ (que no se benefician de las economías de escala) reducirían más que los participantes más contaminantes en términos absolutos en vez de entrar en el mercado a comprar. Este trabajo cifra los costes de transacción promedios (costes de transacción divididos por las emisiones anuales) para pequeños emisores hasta en 1€/ton. de CO₂ y hasta menos de 0,03€/ton. de CO₂ para muy grandes emisores, empresas que emiten más de un millón de toneladas de CO₂.

Heindl (2012) distingue entre tres tipos de costes de transacción: los costes de monitorización, entrega de informes de emisiones y verificación (MRV, por sus siglas en inglés); costes de solicitud de derechos gratuitos y costes de información (por buscar información para la planificación de la estrategia de reducción de emisiones). El trabajo se basa en encuestas a compañías alemanas y los datos disponibles en el EUTL (antiguo CITL). En el estudio, que no tiene en cuenta los costes de solicitud de permisos gratuitos, reparte entre las empresas alemanas los costes de la siguiente manera:

- 31%: costes de comercio e información
- 69%: costes de MRV

Lee y Han (2016) analizan el impacto de los costes de transacción según el tamaño y antigüedad del mercado de emisiones mediante un modelo “*Agent based model and simulation*” (ABMS). Se trata de un modelo realista que tiene en cuenta las limitaciones de la racionalidad (*bounded rationality*), la estocasticidad y el aprendizaje empírico (*learning by doing*). Está aplicado al ETS Coreano para el sector eléctrico. Sus conclusiones indican que elevados costes de transacción empeoran el rendimiento del mercado. Indican que muchos estudios asumen el comportamiento racional de los agentes. Sin embargo, la realidad es que, en los participantes en el mercado, principalmente los que no tienen experiencia, no se espera un comportamiento perfectamente racional.

Martin et al. (2014); Jaraitė-Kažukauskė y Kažukauskas (2015); Naegele y Zaklan (2016); Betz y Schmidt (2016) también consideran los costes de transacción como posible causa del comportamiento pasivo de agentes participantes en el mercado.

A la vista de los resultados de los trabajos descritos aquí sobre este tema, cabe pensar que es necesario un estudio en profundidad de los costes de transacción en el EU ETS, de manera que se pueda garantizar una participación en el sistema equitativo y sin discriminación entre tamaños de empresas y sectores. En la siguiente sección se profundiza en las herramientas utilizadas para analizar este tipo de políticas climáticas.

II.2. HERRAMIENTAS CONSIDERADAS PARA EL ANÁLISIS DE LAS POLÍTICAS CLIMÁTICAS

Existen múltiples aproximaciones para abordar el análisis de los mercados creados para limitar externalidades negativas, como la polución y emisiones. Los estudios, desde el punto de vista temporal, pueden clasificarse como *ex-post*, evaluando lo sucedido en el pasado, o *ex-ante*, proyectando lo que puede ocurrir partiendo de unas premisas, parámetros o escenarios base. En cuanto a los modelos utilizados, estos también se pueden clasificar en dos grandes grupos; modelos de equilibrio general, que representan todo el sistema económico en su conjunto, y los modelos de equilibrio parcial, centrados en uno o varios sectores. Este tipo de análisis también se catalogar según su aproximación teórica o empírica.

Los modelos de equilibrio general tienen dificultades para alcanzar un apropiado nivel de detalle tecnológico. Por el contrario, los modelos de equilibrio parcial permiten representar con más detalle las características tecnológicas, penalizando el detalle económico. Estos últimos se pueden clasificar en modelos con demanda inelástica y elástica. Los modelos de evaluación integrados (un tercer tipo de modelos), tienen en cuenta el *feedback* de los impactos del clima sobre los sistemas energéticos y económicos (López-Peña, 2014).

Sobre las técnicas de modelado, se puede diferenciar entre optimización y simulación. La primera representa una situación ideal, mientras que la segunda opción trata de representar las tendencias reales (más información en Sterman, (1991)). Teniendo en cuenta la clasificación de los modelos desde el punto de vista de la representación tecnológica, estos se pueden clasificar en *bottom-up* o *top-down*. Existen trabajos que comparan ambos modelos para las implicaciones en las políticas climáticas: Fortes et al., (2013).

Se pueden considerar dos opciones para abarcar el análisis del comportamiento de los agentes participantes en este tipo de mercados. Una es la formulación de modelos que permitan la simulación de las desviaciones de la racionalidad económica de los agentes. Un ejemplo es Richstein et al. (2015), que utiliza modelización basada en agentes (*Agent-Based Modeling*, ABM) para representar las interacciones entre los mercados de carbono y electricidad en Europa. Desafortunadamente, se modela el EU ETS sólo a través del sector eléctrico, lo cual, como se verá en los resultados, puede ser una simplificación excesiva.

Otra opción es la utilización de modelos que asuman un comportamiento económicamente racional de los agentes y comparar los resultados con los datos reales. En la literatura existen múltiples ejemplos de modelos que representan o incluyen mercados de carbono, a través de diferentes aproximaciones. Generalmente se pueden clasificar en modelos de equilibrio general *top-down* o modelos de equilibrio parcial *bottom-up*. La mayoría de las aproximaciones de análisis integrado son *top-down* (por ejemplo, De Bruyn et al. (2008); Monjon y Quirion (2009); Paltsev et al. (2005)). Estos modelos permiten ofrecer una visión general de la realidad, pero penalizando el nivel de detalle de cada posible alternativa de abatimiento de emisiones. Por el contrario, los modelos *bottom-up* son adecuados cuando se requiere un alto nivel de detalle de las tecnologías energéticas a implementar, pero sacrificando la visión general (ej. modelos TIMES, POLES, PRIMES, o Santamaría et al. (2014); Brunke y Blesl (2014); Wesselink y Deng (2009)).

También es necesario tener en cuenta la tendencia de los modelos *top-down* a sobreestimar los costes marginales de abatimiento de emisiones. En cambio, los *bottom-up* tienden a subestimarlos, debido a las dificultades de recrear los efectos micro y macroeconómicos (Kesicki, 2010). Hourcade et al., (2006) y Kuik et al.,

(2009) ofrecen ejemplos comparativos entre ambos tipos de modelos. Además existen propuestas híbridas que intentan recoger los beneficios de cada una de las aproximaciones de modelización (Böhringer y Rutherford, 2008; Rodrigues y Linares, 2014, 2015).

Desde el punto de vista europeo, existen varias herramientas *bottom-up* muy utilizadas para el estudio y creación de políticas energéticas y climáticas. POLES (*“Prospective Outlook on Longterm energy Systems”*) es un modelo de equilibrio parcial, con aproximación tecnológica *bottom-up*. Se ha utilizado, por ejemplo, por la Comisión Europea para la valoración de impactos del sistema energético europeo. Existen otros ejemplos (Criqui et al. 1999; Criqui y Mima 2012) que utilizan en este modelo para el cálculo de costes de reducción de CO₂. Hidalgo et al., (2005) integra en POLES su modelo sobre los costes marginales de reducción de emisiones en el sector acero. PRIMES, acrónimo de (*“Price Inducing Model of the Energy System”*) se clasifica, al igual que los anteriores modelos, como equilibrio parcial, *bottom-up*. Este modelo y sus variantes son habitualmente utilizados por la Comisión Europea para la realización de prospectiva energética (Comisión Europea, 2013) o en el análisis de políticas relacionadas con la lucha contra el cambio climático (ej. Capros et al. (2008)).

Cuando el análisis se centra en el análisis del comportamiento de los agentes participantes, las herramientas se reducen. Los instrumentos más utilizados además de la modelización, son las encuestas y análisis de datos empíricos.

Un aspecto fundamental para evaluar el comportamiento e impacto en los agentes participantes de un mercado de emisiones es el coste marginal de reducción que poseen en contraposición con los precios del mercado. En el siguiente apartado se profundiza en la evaluación de estos costes.

El análisis de los datos de las transacciones en este tipo de mercados es enriquecedor para su evaluación. Sin embargo, Betz y Schmidt (2016) encuentran pocos estudios empíricos para el mercado de carbono europeo. La mayoría se han realizado en mercados de EEUU por ser más transparentes que el EU ETS en cuanto a datos. Los estudios anteriores sobre el comportamiento en el EU ETS se basan fundamentalmente en encuestas. Betz y Schmidt (2016) realizan un resumen de las conclusiones de estos estudios, en donde se encuentra que muchos de los agentes no participan activamente. En este capítulo también se realiza una descripción de los datos empíricos disponibles en el mercado de derechos de emisiones europeo.

II.2.1. Estimación de costes marginales y potenciales de reducción de emisiones

Desde un punto de vista económico, los instrumentos de mercado permiten aflorar las medidas más eficientes de reducir emisiones. Para el estudio del impacto de estas medidas de reducción de emisiones y sus consecuencias, es un factor importante, por tanto, el análisis de los costes marginales de reducción de dichas emisiones, así como su potencial de reducción. Para ordenar y estudiar estos datos – obtenidos mediante modelización o empíricamente - se pueden emplear las llamadas Curvas de Costes Marginales de reducción (curvas MAC, por sus siglas en inglés). Mediante esta herramienta se pueden analizar las diferentes medidas tecnológicas de reducción de emisiones por su coste y potencial y, sobre todo, determinar el coste de reducción de emisiones para distintos objetivos de reducción. Ver por ejemplo (Hidalgo et al., 2005; László Szabó, 2006; McKinsey & Company, 2007; Paltsev et al., 2005; Venmans, 2012).

Uno de los primeros ejemplos de aplicación de estas curvas MAC al análisis de la reducción de GEI es el de Jackson (1991), el cual las utiliza para identificar aquellas medidas de reducción de emisiones de CO₂ al menor coste. Aunque ya antes se aplicaron a otros campos energéticos; petróleo, electricidad (Meier, 1982), polución, (Rentz et al., 1994; Silverman, 1985), etc. O más recientemente en eficiencia (Economics for Energy, 2011; Wesselink, Harmsen, y Eichhammer, 2010; WWF, 2010) o transporte (Kesicki, 2012). En el caso del estudio de las emisiones de GEI, se trata de curvas que relacionan distintos grados de reducción de emisiones con su coste marginal.

Estas curvas comparan los esfuerzos de ahorro de energía o de reducción de emisiones con respecto a un escenario previo (tendencial o base), que representa la ausencia de medidas y/o políticas de reducción. En la Figura 5 se representa una curva de costes marginales de reducción de emisiones de GEI explicativa. El coste de la reducción alcanzada por la implementación de diferentes medidas se representa mediante el área de la curva. El eje de las abscisas representa el potencial de reducción (de emisiones en este caso) de cada medida y el eje de las ordenadas, su coste marginal o adicional. Por tanto, esta representación gráfica permite organizar las medidas o procesos de reducción de emisiones de menor (incluso con coste negativo: medidas 1 a 4) a mayor coste adicional de reducción. También se puede obtener el coste adicional de reducir una unidad más (coste marginal) o el potencial de reducción a un coste dado.

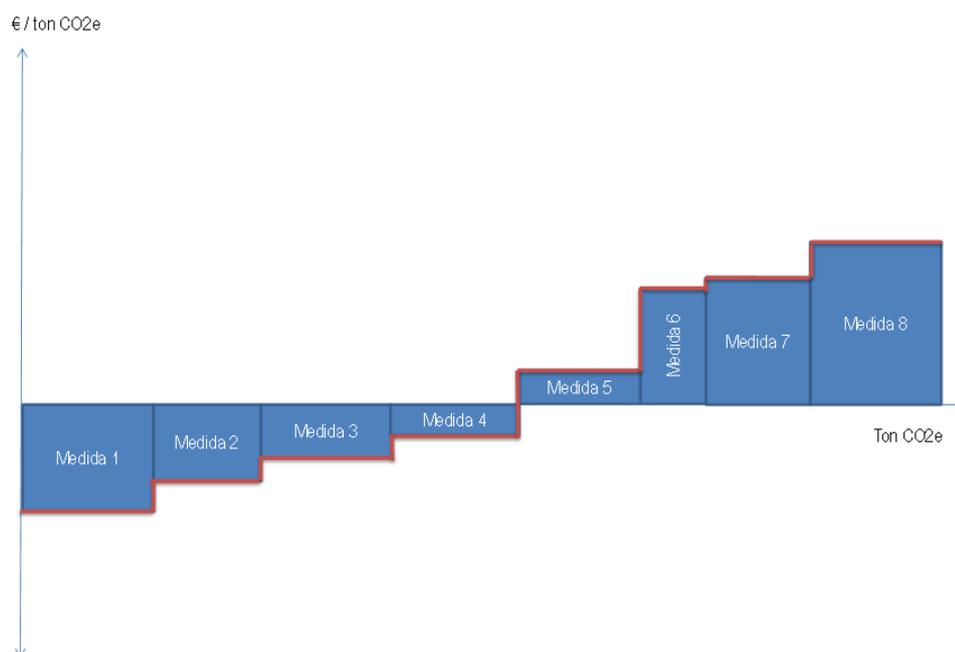


Figura 5. Ejemplo de curva de costes marginales de reducción de emisiones de GEI [en toneladas de CO₂ equivalente]. Fuente: autores basado en Economics for Energy (2011).

II.2.1.a. Tipos de construcciones de curvas MAC

Tal y como explica Kesicki (2010) las curvas pueden clasificarse por su forma de construcción: mediante estimación de expertos (McKinsey & Company, 2007), mediante modelos de equilibrio general (Paltsev et al., 2005) y modelos de equilibrio parcial (Hidalgo et al., 2005; László Szabó, 2006; Santamaría y Linares, 2011) – explicados en el apartado II.2 - o híbridos (Economics for Energy, 2011).

La valoración de expertos, tal y como su nombre indica, se fundamenta en la consulta a expertos sobre las medidas sectoriales a implementar. Este método define las medidas individualmente en base a su potencial, coste, penetración futura, etc. Por otra parte, los cálculos basados en modelos se apoyan en un modelo económico de equilibrio parcial, o general de toda la economía, y pueden simular diferentes variables actuales y futuras; emisiones, consumos energéticos, costes, etc.

La opción de la construcción del modelo tiene a su vez distintas posibles configuraciones para calcular las curvas MAC. Una de las estrategias pasa por la utilización de restricciones, como pueden ser un límite de consumo energético o de emisiones. El modelo evalúa de esta manera los efectos que dichas restricciones tienen sobre la economía, los costes u otras variables a estudiar. Otra manera de diseñar el modelo puede ser la de utilizar un escenario base y compararlo con las posibles alternativas tecnológicas. En la Figura 6 se representan las distintas opciones para calcular las curvas de costes marginales de reducción.

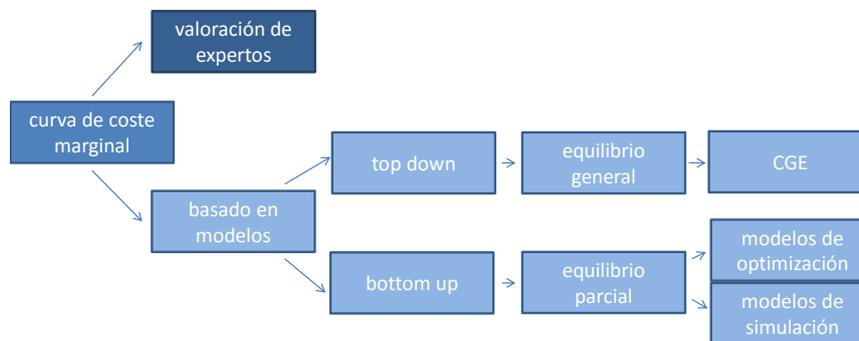


Figura 6. Metodologías para calcular curvas de costes marginales de ahorro o reducción. Fuente: Economics for Energy (2011).

Curvas basadas en la valoración de expertos

Según Kesicki (2010) las curvas basadas en la valoración de expertos se utilizaron por primera vez para evaluar las alternativas al consumo de petróleo y el ahorro de electricidad ante los shocks debidos a los elevados precios del petróleo en la década de los años 70. Actualmente las curvas basadas en la valoración de expertos más destacadas son las realizadas por entidades como *Bloomberg New Energy Finance* y *McKinsey & Company* (BNEF, 2010).

Este tipo de curvas marginales de abatimiento poseen la ventaja de proporcionar información detallada y de manera más trazable sobre las distintas medidas o procesos de reducción. Dependen fuertemente de la información proporcionada por los expertos consultados. Esta metodología permite tratar las medidas de reducción de manera individual y con un gran detalle descriptivo. Sin embargo, tiene la desventaja de no recoger correctamente las posibles interacciones entre medidas de reducción. Ello lleva a la tendencia de sobreestimar el potencial de reducción y subestimar los costes.

Curvas basadas en modelos

Este método se basa en programación computacional para el cálculo de los resultados, mediante modelos de equilibrio parcial o por modelos de equilibrio general de toda la economía. En este tipo de estrategia, el nivel de descripción técnica es menor en comparación con un método basado en la valoración de expertos. Sin embargo, los efectos sobre la economía de las medidas de ahorro son más realistas, al recoger con mayor precisión las interacciones y consecuencias de las medidas de reducción a evaluar. El método basado en modelos se puede dividir en las siguientes categorías:

Curvas basadas en modelos bottom-up:

Los modelos *bottom-up* se basan en la descripción detallada de las tecnologías y/o procesos a analizar. De esta manera se representa profundamente (dependiendo de la capacidad de descripción) una parte de la economía. Este tipo de modelos tratan de describir desde lo particular a lo general. Se trata, por tanto, de modelos de equilibrio parcial. Los efectos se simulan o se representan mediante la optimización (por ejemplo, buscando la minimización de costes, o la maximización del excedente del consumidor).

Este tipo de modelos son ampliamente utilizados para el desarrollo, descripción y evaluación de políticas energéticas y climáticas desde el punto de vista económico y tecnológico. Un ejemplo de este uso es el modelo PRIMES, utilizado por la Comisión Europea para la evaluación de las proyecciones de las políticas energéticas mediante escenarios. También derivado del modelo PRIMES, Demailly y Quirion (2008) y Monjon y Quirion (2009) desarrollaron el modelo CASE (*Cement, Steel, Aluminium and Electricity*) y CASE II respectivamente, para el estudio del capítulo III se profundiza en la descripción y evaluación de los modelos existentes más conocidos.

Curvas basadas en modelos top-down:

Los modelos *top-down* parten de una descripción de la economía en su conjunto, son modelos de equilibrio general. Esta aproximación permite recoger los efectos entre sectores. Por ejemplo, en el estudio del sector energético, en este tipo de modelos, se tienen en cuenta las distorsiones del mercado, las interacciones y efectos sobre el resto de la economía (Bohringer y Rutherford, 2008). Este tipo de modelos son a menudo muy complejos, con gran requerimiento de cálculo matemático. Uno de los primeros ejemplos de este tipo de modelos es el modelo EPPA (*Emissions Prediction and Policy Analysis*) (Ellerman y Decaux, 1998).

Modelos híbridos:

Tal y como se ha descrito en los apartados anteriores, tanto la aproximación basada en modelos *bottom-up* como *top-down* tienen ventajas e inconvenientes. Estas ventajas e inconvenientes son, además, complementarias, ya que las fortalezas de una metodología son a su vez las debilidades de la otra. Por lo tanto, un planteamiento ideal sería utilizar ambas metodologías conjuntamente. En este sentido, existen experiencias

que intentan combinar ambos métodos, generalmente se conocen como modelos híbridos (Bohringer y Rutherford, 2008; Jean-Charles Hourcade, 2006; Rodrigues y Linares, 2014, 2015)

Este tipo de modelos, también presentan sus inconvenientes. Entre las principales críticas, destacan la dificultad que presentan para integrar diferentes sectores debido a la complejidad matemática y computacional que conllevan. También requiere un mayor esfuerzo en la recopilación e integración de datos (Hourcade et al., 2006).

II.2.1.b. Estimaciones previas y dificultades encontradas

La utilización de este tipo de herramientas para representar el potencial de reducción de emisiones o energía se encuentra muy extendida en la literatura previa. Destaca su utilización mediante la aproximación de valoración de expertos, como forma de condensar, evaluar y representar el conocimiento sobre determinados sectores de la economía. La mayoría de este tipo de estudios se dedican a la evaluación del potencial de reducción de contaminantes. Más concretamente, de los GEI. Este tipo de curvas son muy utilizadas por consultoras como McKinsey & Company o Bloomberg New Energy Finance (por ejemplo, McKinsey & Company (2013) y BNEF (2010)). También instituciones como por ejemplo el Banco Mundial (por ejemplo, ESMAP, 2012), se apoyan en este tipo de herramientas.

Otros ejemplos destacados de estudios que utilizan las curvas MAC orientados, en este caso, a la eficiencia energética son Wesselink et al. (2010) o Economics for Energy (2011). El primer ejemplo utiliza el modelo PRIMES - un modelo *bottom-up* - para estimar los potenciales de ahorro energético y los costes asociados. Economics for Energy (2011), por otro lado, se apoya en una aproximación mixta mediante valoración de expertos y un modelo *bottom-up* híbrido.

También se han calculado curvas de costes marginales de reducción de emisiones para España. Santamaría y Linares (2011) y Santamaría et al. (2014) analizan las posibilidades y los costes de reducir las emisiones de CO₂ en la industria española. Presentan curvas de coste marginal de los sectores más intensivos en emisiones. La presente investigación se basa en estos estudios previos.

La utilización de curvas MAC está orientada preferentemente a la evaluación de los potenciales de reducción de contaminantes. Aunque, como se ha visto, también existen ejemplos para valoración de medidas de ahorro energético. Ambos sectores están estrechamente relacionados, ya que para el abatimiento de energía y emisiones se necesita pasar por la reducción del consumo de combustibles fósiles.

La dificultad de recopilar los datos de entrada a este tipo de modelos, así como la metodología aplicada, hace complicado representar la realidad con exactitud. En algunas ocasiones la metodología elegida, bien sea por la complejidad abarcada, tiende a simplificar excesivamente la realidad. Es por esto que es necesario explicar los límites y acotar el potencial de la metodología seguida para la obtención de los resultados.

Los potenciales de reducción que se presentan en este tipo de estudios están, a menudo, sobreestimados. Esto puede depender, además de por errores de cálculo o en los datos utilizados, de la metodología utilizada. En otras ocasiones también puede influir la falta de conocimiento sobre la conducta de los tomadores de decisiones o instituciones. En otras ocasiones los agentes involucrados tienen distintos incentivos (problema del principal-agente).

En estudios ex-ante se añade la dificultad de la incertidumbre sobre el futuro. El criterio común a seguir para anticipar la evolución tecnológica es el de apoyarse en curvas de aprendizaje. Los cambios tecnológicos pueden afectar la eficiencia de tecnologías ya instaladas y/o hacer viables tecnologías nuevas. En cuanto a la variable tiempo, debido a la naturaleza no dinámica de este tipo de curvas, no se refleja adecuadamente la evolución de los costes de las medidas si no se tiene en cuenta el tiempo que es necesario para implementar una medida concreta, por ejemplo, la Captura y Almacenamiento de Carbono (Vogt-Schilb y Hallegatte, 2013).

Otro aspecto a tener en cuenta en este tipo de análisis es el posible solapamiento entre medidas y tecnologías. Diferentes medidas de reducción pueden influir entre ellas. A menudo, también se ignoran los efectos indirectos. Los métodos basados en modelos ofrecen más posibilidades para recoger los efectos indirectos. Por ello, los métodos basados en la valoración de expertos reciben críticas en este sentido (aunque también los modelos *bottom-up*). Los modelos de equilibrio general *top-down* tienen el potencial de recoger estos efectos, pero para ello el modelo debe representar a la economía en su totalidad correctamente (Economics for Energy, 2011).

Los modelos *top-down*, sin embargo, tienen dificultades para describir detalladamente las medidas y tecnologías que pueden reducir emisiones de GEI. BNEF (2010), por ejemplo, critica los costes marginales de reducción obtenidos a través de modelos *top-down* por considerarlos opacos. Considera los resultados poco transparentes porque no identifica claramente cómo se llegan a obtener los resultados, por lo que son más difíciles de validar.

Teniendo en cuenta las posibles aproximaciones para la creación de curvas MAC anteriormente expuestas, esta tesis utiliza una solución de equilibrio parcial *bottom-up* para representar los sectores con mayores emisiones de CO₂.

Se trata de un modelo que representa la industria intensiva en emisiones que determina los costes marginales de reducción para distintos sectores industriales y escenarios de reducción de CO₂. Una vez obtenidos estos valores y analizados mediante un caso de estudio para España, las conclusiones son comparadas con la experiencia registrada en los años que lleva en funcionamiento el EU ETS mediante la base de datos pública del mercado. En el capítulo III se ofrece una descripción del modelo desarrollado.

II.2.2. Tratamiento de datos del EUTL

Una de las mejores fuentes para analizar cualquier mercado son los propios datos de las transacciones realizadas en el mismo. En la literatura previa existen ejemplos de su uso. Por ejemplo, Gangadharan (2000); Joskow et al. (1998); Kerr y Maré (1998) utilizan estos datos para el análisis de los costes de transacción en diversos mercados de contaminación. El EU ETS consta de un registro global en el que se recogen todos los movimientos de derechos, incluidas las transacciones comerciales de los mismos, el EUTL. Estos últimos datos, las transacciones entre agentes, están disponibles con un retraso de 5 años, por lo que los actuales estudios se centran en el primer periodo del EU ETS. Por ejemplo, Jaraitė y Kažukauskas (2012), que también utiliza el EUTL para el cálculo de los costes de transacción en Europa, o Linares y Pintos (2013) para el análisis del comportamiento de las empresas en el mercado de carbono.

Otra de las particularidades de la estructura de la base de datos EUTL es que no muestra a qué compañía pertenece cada instalación. Este es un dato importante porque, si una empresa tiene varias instalaciones dentro del EU ETS, se encuentra en una posición de fortaleza a la hora de participar en el mercado y su comportamiento será distinto, pues posee más estrategias para gestionar los derechos de emisión necesarios para el cumplimiento

con el EU ETS (por ejemplo, repartiendo los derechos sobrantes de unas de sus instalaciones a otras con déficit de los mismos). Aunque, si los agentes son racionales, esta fortaleza desde el punto de vista de la eficiencia del mercado no afecta. Lo importante es el coste de oportunidad de la transacción.

Betz y Schmidt (2016) expone por qué se han realizado relativamente pocos estudios empíricos basados en la base de datos pública del EU ETS. La mayoría de este tipo de análisis se han realizado en otros mercados, principalmente en EEUU, por ser más transparentes y accesibles. Indica que la mayoría de los estudios sobre el comportamiento de los agentes participantes se basa fundamentalmente en encuestas.

Diversas iniciativas procuran solventar esto. Trotignon y Delbosc (2008) trabajaron con la base de datos del EUTL y crearon una metodología para conectar los datos a nivel instalación con las compañías a las que pertenecen. Zaklan (2013) se basa en esta metodología para crear un registro de compañías y, con la ayuda de la base de datos AMADEUS⁵, conocer sus datos financieros. Este trabajo busca comprender las decisiones que las empresas toman en el EU ETS y encuentra que tanto el sector como el tamaño son muy importantes en el comportamiento en el mercado. El informe de Sandbag⁶ (Sandbag, 2012) también cruza información financiera de grandes compañías intensivas en emisiones con la base de datos EUTL para mostrar los *windfall profits* obtenidos por las empresas estudiadas, debido al exceso de asignación de emisiones.

Zachmann et al. (2011) utiliza esta base de datos EUTL y AMADEUS para analizar la efectividad del sistema detallando la relación entre las distintas instalaciones en base a la empresa u organización a la que pertenecen, ya que es – previsiblemente – en estos niveles, donde se toman las decisiones sobre el EU ETS a nivel empresa. Basándose también en Trotignon y Delbosc, (2008), este trabajo encuentra que la asignación de derechos inicial y las emisiones ex-post están correlacionadas, contradiciendo el teorema de Coase. Explica que esto puede ser debido a la limitada liquidez del mercado y la alta densidad de asignación inicial. No encuentra, sin embargo, que el EU ETS afectara significativamente a los resultados económicos de las empresas (empleo, valor añadido, etc.).

Otro trabajo que también basa su estudio en los datos del EUTL (Chan et al., 2013), analiza el impacto del EU ETS en la competitividad de la industria. Se estudian tres factores: los costes materiales, el empleo y los beneficios. Este estudio tampoco encuentra pérdida de competitividad, aunque indican que en estos resultados influye que el primer periodo fuera de prueba y el segundo coincidiera con una recesión económica.

Naegele y Zaklan (2016) encontraron, a través del estudio de los microdatos del EUTL, que un 22% de las instalaciones (principalmente las de pequeño tamaño) participantes en el EU ETS, desaprovecharon de media 31 mil euros de costes de potencial de reducción de emisiones. Este estudio considera como causante de estas ineficiencias en el mercado los costes de transacción. Betz y Schmidt (2016), mediante un análisis de clústeres (por grupos) sobre los datos del EUTL, también coincide en la pasividad de los agentes, principalmente pequeños y con poca experiencia en este tipo de mercados. Jaraitė-Kažukauskė y Kažukauskas (2015) se centran en el estudio de las transacciones entre instalaciones, sin tener en cuenta a terceros participantes, también consideran los costes de transacción excesivos para los pequeños participantes en el mercado.

⁵ Base de datos con información financiera de compañías públicas y privadas en Europa (<https://amadeus.bvdinfo.com>).

⁶ Sandbag es una organización sin ánimo de lucro centrada en trabajar contra el cambio climático. Para ello realizan informes y crear bases de datos sobre los mercados de emisiones, con el fin de hacerlos más transparentes.

Tal y como se ha expuesto, el análisis de los datos publicados en el EUTL puede ser considerado como una base empírica del funcionamiento del EU ETS. Es por esto que será una de las fuentes de análisis de esta tesis. En concreto, estos datos servirán para examinar si el comportamiento de las instalaciones participantes en el EU ETS es racional en el mercado. Para ello se analizarán las transacciones que los agentes realizan en este mercado y, de este modo, se comprobará si las transacciones reflejan el coste de oportunidad asignado a los derechos de emisión.

II.3. REFERENCIAS

Betz, Regina A., y Tobias S. Schmidt. 2016. «Transfer patterns in Phase I of the EU Emissions Trading System: a first reality check based on cluster analysis». *Climate Policy* 16 (4): 474–495.

BNEF. 2010. «US MAC Curve A fresh look at the costs of reducing US carbon emissions ».

Bohringer, Christoph, y Thomas F. Rutherford. 2008. «Combining bottom-up and top-down». *Energy Economics* 30 (2): 574-96.

Brunke, Jean-Christian, y Markus Blesl. 2014. «A plant-specific bottom-up approach for assessing the cost-effective energy conservation potential and its ability to compensate rising energy-related costs in the German iron and steel industry». *Energy Policy* 67 (C): 431-46.

Buchner, Barbara K., Carlo Carraro, y A. Denny Ellerman. 2006. «The Allocation of European Union Allowances: Lessons, Unifying Themes and General Principles». Working Paper 2006.116. Fondazione Eni Enrico Mattei. <http://ideas.repec.org/p/fem/femwpa/2006.116.html>.

Capros, Pantelis, Leonidas Mantzos, Vasilis Papandreou, y Nikos Tasios. 2008. «Model-based analysis of the 2008 EU policy package on climate change and renewables». Report to DG ENV.

Chan, Hei Sing (Ron), Shanjun Li, y Fan Zhang. 2013. «Firm competitiveness and the European Union emissions trading scheme». *Energy Policy* 63 (diciembre): 1056-64. doi:10.1016/j.enpol.2013.09.032.

Coase, Ronald Harry. 1960. «The Problem of Social Cost». *Journal of Law and Economics* 3: 1.

Comisión Europea. 2013. «LIBRO VERDE. Un marco para las políticas de clima y energía en 2030». <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2013:0169:FIN:ES:PDF>.

Criqui, Patrick, y Silvana Mima. 2012. «European climate—energy security nexus: A model based scenario analysis». *Energy Policy, Modeling Transport (Energy) Demand and Policies*, 41 (febrero): 827-42. doi:10.1016/j.enpol.2011.11.061.

Criqui, Patrick, Silvana Mima, y Laurent Viguier. 1999. «Marginal abatement costs of CO₂ emission reductions, geographical flexibility and concrete ceilings: an assessment using the POLES model». *Energy Policy* 27 (10): 585-601. doi:10.1016/S0301-4215(99)00051-8.

De Bruyn, Sander, Dagmar Nelissen, Marisa Korteland, Marc Davidson, Jasper Faber, y Gerdien van de Vreede. 2008. «Impacts on competitiveness from EU ETS: An analysis of the Dutch industry». CE Delft report, The Netherlands. http://cedelft.eu/art/uploads/file/08_7592_31.pdf.

Demailly, Damien, y Philippe Quirion. 2008. «European Emission Trading Scheme and competitiveness: A case study on the iron and steel industry». *Energy Economics* 30 (4): 2009-27. doi:10.1016/j.eneco.2007.01.020.

Economics for Energy. 2011. «Potencial económico de reducción de la demanda de energía en España». Vigo: Economics for Energy. http://www.eforenergy.org/docpublicaciones/informes/Informe_2011.pdf.

Ellerman, A. Denny, y Annelène Decaux. 1998. «Analysis of post-Kyoto CO₂ emissions trading using marginal abatement curves». <http://dspace.mit.edu/handle/1721.1/3608>.

Ellerman, A. Denny, y Paul L. Joskow. 2008. The European Union's emissions trading system in perspective. Pew Center on Global Climate Change Arlington, VA. http://www.pewagbiotech.org/uploadedFiles/wwwpewtrustsorg/Reports/Global_warming/EU-ETS-In-Perspective-Report.pdf.

Ellerman, A. Denny, Paul L. Joskow, y David Harrison Jr. 2003. «Emissions trading in the US». Experience, Lessons and Considerations for Greenhouse Gases, Arlington. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.180.2487&rep=rep1&type=pdf>.

ESMAP. 2012. «Lessons Learned From Seven Country Studies». Low Carbon Growth Country Studies Program Knowledge Series 011/12. http://www.ecowrex.org/fr/system/files/documents/2012_planning-for-a-low-carbon-future_lessons-learned-from-seven-country-studies_esmap.pdf.

Fischer, Carolyn, Mads Greaker, y Knut Einar Rosendahl. 2014. «Robust Policies Against Emission Leakage: The Case for Upstream Subsidies». SSRN Scholarly Paper ID 2434420. Rochester, NY: Social Science Research Network. <http://papers.ssrn.com/abstract=2434420>.

Fortes, Patricia, Sofia Simões, Júlia Seixas, Denise Van Regemorter, y Francisco Ferreira. 2013. «Top-down and Bottom-up Modelling to Support Low-Carbon Scenarios: Climate Policy Implications». *Climate Policy* 13 (3): 285-304. doi:10.1080/14693062.2013.768919.

Fowle, Meredith, y Jeffrey M. Perloff. 2008. «Distributing pollution rights in cap-and-trade programs : are outcomes independent of allocation?» CUDARE Working Paper Series 0968R. University of California at Berkeley, Department of Agricultural and Resource Economics and Policy. <http://ideas.repec.org/p/are/cudare/0968r.html>.

Gangadharan, Lata. 2000. «Transaction Costs in Pollution Markets: An Empirical Study». *Land Economics* 76 (4): 601. doi:10.2307/3146955.

Heindl, Peter. 2012. «Transaction Costs and Tradable Permits: Empirical Evidence from the EU Emissions Trading Scheme». SSRN Scholarly Paper ID 2018804. Rochester, NY: Social Science Research Network. <http://papers.ssrn.com/abstract=2018804>.

Hermann, Hauke, y Felix Matthes. 2012. «Strengthening the European Union Emissions Trading Scheme and Raising Climate Ambition: Facts, Measures and Implications». Alemania: Öko-Institut (para WWF y Greenpeace). <http://rfflibrary.wordpress.com/2012/06/12/strengthening-the-european-union-emissions-trading-scheme-and-raising-climate-ambition-facts-measures-and-implications/>.

Hidalgo, Ignacio, Laszlo Szabo, Juan Carlos Ciscar, y Antonio Soria. 2005. «Technological prospects and CO2 emission trading analyses in the iron and steel industry: A global model». *Energy* 30 (5): 583-610. doi:10.1016/j.energy.2004.05.022.

Hourcade, Jean-Charles, Mark Jaccard, Chris Bataille, y Frédéric Gherzi. 2006. «Hybrid Modeling: New Answers to Old Challenges Introduction to the Special Issue of "The Energy Journal"». *The Energy Journal* 27 (enero): 1-11.

Hu, Jing, Wina Crijns-Graus, Long Lam, y Alyssa Gilbert. 2015. «Ex-ante evaluation of EU ETS during 2013–2030: EU-internal abatement». *Energy Policy* 77 (febrero): 152-63. doi:10.1016/j.enpol.2014.11.023.

Jaraite, Jurate, y Andrius Kažukauskas. 2012. «Firm Trading Behaviour and Transaction Costs in the European Union's Emission Trading System: An Empirical Assessment». SSRN Scholarly Paper ID 2013891. Rochester, NY: Social Science Research Network. <http://papers.ssrn.com/abstract=2013891>.

Jaraitė-Kažukauskė, Jūratė, y Andrius Kažukauskas. 2015. «Do Transaction Costs Influence Firm Trading Behaviour in the European Emissions Trading System?» *Environmental and Resource Economics* 62 (3): 583-613. doi:10.1007/s10640-014-9831-7.

Joskow, Paul L., Richard Schmalensee, y Elizabeth M. Bailey. 1998. «The Market for Sulfur Dioxide Emissions». *American Economic Review* 88 (4): 669-85.

Kerr, Suzi, y David Maré. 1998. «Transaction Costs and Tradable Permit Markets: The United States Lead Phasedown». Available at SSRN 1082596. http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1082596.

Kesicki, Fabian. 2010. «Marginal abatement cost curves for policy making—expert-based vs. model-derived curves». En IAEE's 2010 International Conference. Rio de Janeiro. http://www.homepages.ucl.ac.uk/~ucft347/Kesicki_MACC.pdf.

———. 2012. «Intertemporal issues and marginal abatement costs in the UK transport sector». *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 17 (5): 418-26. doi:10.1016/j.trd.2012.04.002.

Kindle, Andrew G., Daniel L. Shawhan, y Michael J. Swider. 2011. «An empirical test for inter-state carbon-dioxide emissions leakage resulting from the regional greenhouse gas initiative». New York Independent Systems Operator. http://www.nyiso.com/public/webdocs/media_room/publications_presentations/Other_Reports/Other_Reports/ARCHIVE/Report_on_Empirical_Test_for_Interstate_CO2_Emissions_Leakage_04202011_FINAL.pdf.

Koten, Van, y Silvester. 2014. «Do Emission Trading Schemes Facilitate Efficient Abatement Investments? An Experimental Study». SSRN Scholarly Paper ID 2398118. Rochester, NY: Social Science Research Network. <http://papers.ssrn.com/abstract=2398118>.

Kuik, Onno, Luke Brander, y Richard S.J. Tol. 2009. «Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis». *Energy Policy* 37 (4): 1395-1403. doi:10.1016/j.enpol.2008.11.040.

László Szabó, Ignacio Hidalgo. 2006. «CO2 emission trading within the European Union and Annex B countries: the cement industry case». *Energy Policy*, n.o 1: 72-87. doi:10.1016/j.enpol.2004.06.003.

Lee, Kangil, y Taek-Whan Han. 2016. «How vulnerable is the emissions market to transaction costs?: An ABMS Approach». *Energy Policy* 90 (marzo): 273-86. doi:10.1016/j.enpol.2015.12.013.

Linares, Pedro, y Pablo Pintos. 2013. «Los Efectos Económicos del Sistema Europeo de Comercio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero». WP 11/2013. Economics for Energy. <http://www.eforenergy.org/docpublicaciones/documentos-de-trabajo/WP11-2013.pdf>.

López-Peña, Álvaro. 2014. «Evaluation and design of sustainable energy policies: an application to the case of Spain». https://www.iit.comillas.edu/publicacion/mostrar_tesis_doctorado.php.en?id=10083.

Martin, Ralf, Mirabelle Muûls, Laure B. de Preux, y Ulrich J. Wagner. 2013. «Industry Compensation Under Relocation Risk: A Firm-Level Analysis of the EU Emissions Trading Scheme». Working Paper 19097. National Bureau of Economic Research. <http://www.nber.org/papers/w19097>.

Martin, Ralf, Mirabelle Muûls, Laure B. de Preux, y Ulrich J. Wagner. 2014. «On the empirical content of carbon leakage criteria in the EU Emissions Trading Scheme». *Ecological Economics* 105 (septiembre): 78-88. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.05.010.

McKinsey & Company. 2007. «Reducing US Greenhouse Gas Emissions: How Much at What Cost?» EEUU. http://www.mckinsey.com/client_service/sustainability/latest_thinking/~/_media/C88BE6B2201B4896A40E593B0B033CC1.ashx.

———. 2013. «Pathways to a low-carbon economy: Version 2 of the global greenhouse gas abatement cost curve».

Meier, Alan Kevin. 1982. «Supply Curves of Conserved Energy». Lawrence Berkeley National Laboratory, mayo. <http://escholarship.org/uc/item/20b1j10d>.

Meunier, Guy, Jean-Pierre Ponssard, y Philippe Quirion. 2014. «Carbon leakage and capacity-based allocations: Is the EU right?» *Journal of Environmental Economics and Management* 68 (2): 262-79. doi:10.1016/j.jeem.2014.07.002.

Monjon, Stéphanie, y Philippe Quirion. 2009. «Addressing leakage in the EU ETS: results from the CASE II model». *Climate Strategies*.

Montgomery, W. David. 1972. «Markets in licenses and efficient pollution control programs». *Journal of Economic Theory* 5 (3): 395-418.

Morris, D. 2012. «The 2012 Environmental Outlook for the EU ETS». Reino Unido. http://www.sandbag.org.uk/site_media/pdfs/reports/Losing_the_lead_modified_3.7.2012_1.pdf.

Naegele, Helene, y Aleksandar Zaklan. 2016. «EU Emissions Trading: Distinctive Behavior of Small Companies.» *DIW Economic Bulletin*. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&profile=ehost&scope=site&authtype=crawler&jrnl=1438261X&AN=113989085&h=XIk5dChibTy2R513ePHjMlvc1XqtuVc2tlXERjeQzAG5AG7MQz0HdOuLzvSR2n4l%2BRkdwcNZPyoU5BwPUIPMA%3D%3D&crl=c>.

Neuhoff, Karsten, Anne Schopp, Rodney Boyd, Kateryna Stelmakh, y Alexander Vasa. 2012. «Banking of Surplus Emissions Allowances: Does the Volume Matter?» SSRN eLibrary, marzo. http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2021733.

Newell, Richard G., William A. Pizer, y Daniel Raimi. 2013. «Carbon Markets 15 Years after Kyoto: Lessons Learned, New Challenges». *Journal of Economic Perspectives* 27 (1): 123-46.

Paltsev, Sergey, John M. Reilly, Henry D. Jacoby, Richard S. Eckaus, James R. McFarland, Marcus C. Sarofim, Malcolm O. Asadoorian, y Mustafa HM Babiker. 2005. «The MIT emissions prediction and policy analysis (EPPA) model: version 4». MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change. <http://dspace.mit.edu/handle/1721.1/29790>.

Petrick, Sebastian, y Ulrich J. Wagner. 2014. «The Impact of Carbon Trading on Industry: Evidence from German Manufacturing Firms». SSRN Scholarly Paper ID 2389800. Rochester, NY: Social Science Research Network. <http://papers.ssrn.com/abstract=2389800>.

Reguant, Mar, y A. Denny Ellerman. 2008. «Grandfathering and the endowment effect: An Assessment in the context of the Spanish National Allocation Plan». Center for Energy and Environmental Policy Research, Cambridge, Massachusetts. <http://www.stanford.edu/~mreguant/2008-018.pdf>.

Rentz, O., H.-D. Haasis, A. Jattke, P. Ruß, M. Wietschel, y M. Amann. 1994. «Influence of energy-supply structure on emission-reduction costs». *Energy* 19 (6): 641-51. doi:10.1016/0360-5442(94)90004-3.

Richstein, Jörn C., Émile J. L. Chappin, y Laurens J. de Vries. 2015. «The market (in-)stability reserve for EU carbon emission trading: Why it might fail and how to improve it». *Utilities Policy* 35 (agosto): 1-18. doi:10.1016/j.jup.2015.05.002.

Rodrigues, Renato, y Pedro Linares. 2014. «Electricity load level detail in computational general equilibrium – Part I – Data and calibration». *Energy Economics* 46 (noviembre): 258-66. doi:10.1016/j.eneco.2014.09.016.

———. 2015. «Electricity load level detail in computational general equilibrium – part II – welfare impacts of a demand response program». *Energy Economics* 47 (enero): 52-67. doi:10.1016/j.eneco.2014.10.015.

Sandbag. 2012. «Losing the lead? Europe's flagging carbon market». Reino Unido: Sandbag. http://www.sandbag.org.uk/site_media/pdfs/reports/losing_the_lead.pdf.

Santamaría, A., y P. Linares. 2011. «Costes de reducción de CO2 en la industria española». *Economistas* 29 (127): 81.

Santamaría, Alberto, Pedro Linares, y Pablo Pintos. 2014. «The effects of carbon prices and anti-leakage policies on selected industrial sectors in Spain – Cement, steel and oil refining». *Energy Policy* 65 (febrero): 708-17. doi:10.1016/j.enpol.2013.10.031.

Sartor, Oliver. 2013. «Carbon Leakage in the Primary Aluminium Sector: What Evidence after 6.5 Years of the EU ETS?» SSRN Scholarly Paper ID 2205516. Rochester, NY: Social Science Research Network. <http://papers.ssrn.com/abstract=2205516>.

Sato, Misato, Michael Grubb, J. Cust, Katie Chan, Anna Korppoo, y Pablo Ceppi. 2007. «Differentiation and Dynamics of Competitiveness Impacts from the EU ETS». Working Paper. Faculty of Economics, University of Cambridge, UK. <http://www.repository.cam.ac.uk/handle/1810/194693>.

Schopp, Anne, y Karsten Neuhoff. 2013. «The Role of Hedging in Carbon Markets». SSRN Scholarly Paper ID 2239646. Rochester, NY: Social Science Research Network. <http://papers.ssrn.com/abstract=2239646>.

Sijm, Jos, Karsten Neuhoff, y Yihsu Chen. 2006. «CO2 cost pass-through and windfall profits in the power sector». *Climate Policy* 6 (1): 49–72.

Silverman, Barry G. 1985. «Heuristics in an Air Pollution Control Cost Model: The "AIRCOST" Model of the Electric Utility Industry». *Research-article*. agosto 1. <http://pubsonline.informs.org/doi/abs/10.1287/mnsc.31.8.1030?journalCode=mnsc>.

Sterman, John D. 1991. «A skeptic's guide to computer models». *Managing a nation: The microcomputer software catalog* 2: 209–229.

Trotignon, Raphaël, y Anaïs Delbosc. 2008. «Allowance trading patterns during the EU ETS trial period: What does the CITL reveal». *Climate report* 13. http://environmentalfinance.groupsite.com/uploads/files/x/000/00a/854/Allowance_trading.pdf.

Venmans, Frank. 2012. «A literature-based multi-criteria evaluation of the EU ETS». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16 (8): 5493-5510. doi:10.1016/j.rser.2012.05.036.

Venmans, Frank Maarten Jan. 2016. «The Effect of Allocation above Emissions and Price Uncertainty on Abatement Investments under the EU ETS». *Journal of Cleaner Production* 126 (julio): 595-606. doi:10.1016/j.jclepro.2016.02.108.

Vivid Economics. 2014. «Carbon leakage prospects under Phase III of the EU ETS and beyond». http://www.vivideconomics.com/wp-content/uploads/2015/03/carbon_leakage_prospects_under_phase_III_eu_ets.pdf.

Vogt-Schilb, Adrien, y Stéphane Hallegatte. 2013. «Marginal abatement cost curves and the optimal timing of mitigation measures». *Energy Policy*, diciembre. doi:10.1016/j.enpol.2013.11.045.

Wesselink, B, R Harmsen, y W Eichhammer. 2010. «Energy Savings 2020 - How to triple the impact of energy saving policies in Europe». http://www.ecofys.com/files/files/ecofys_2010_energysavings2020.pdf.

Wesselink, Bart, y Yvonne Deng. 2009. «Sectoral Emission Reduction Potentials and Economic Costs for Climate Change (SERPEC-CC)». Ecofys Netherlands BV (lead partner), Institute of communication and computer Systems (iccS) of national technical university of Athens (ntua), Institute for Prospective technological Studies (iPtS), EC Joint research centre (Jrc), AEA energy and environment, CE-Delft. http://www.ecofys.com/files/files/serpec_executive_summary.pdf.

WWF. 2010. «Potencial ahorro energético y emisiones de CO2 para el parque residencial existente en España en 2020». http://awsassets.wwf.es/downloads/informe_potencial_rehab_vf_dic2010.pdf.

Zachmann, Georg, Anta Ndoye, y Jan Abrell. 2011. «Assessing the impact of the EU ETS using firm level data». Working Paper 579. Bruegel. <http://ideas.repec.org/p/bre/wpaper/579.html>.

Zaklan, Aleksandar. 2013. «Why Do Emitters Trade Carbon Permits?: Firm-Level Evidence from the European Emission Trading Scheme». Discussion Papers of DIW Berlin 1275. DIW Berlin, German Institute for Economic Research. <http://ideas.repec.org/p/diw/diwwpp/dp1275.html>.

Capítulo III. MODELO PROPUESTO

III.1. INTRODUCCIÓN

En los anteriores capítulos se han explicado las políticas para promover la reducción de GEI, centrándose en el régimen de comercio de emisiones de gases de efecto invernadero (EU ETS, por sus siglas en inglés). Después de describirlo y repasar sus ventajas e inconvenientes, en este capítulo se presenta la herramienta de análisis elaborada por este trabajo de investigación. Se trata de un modelo de simulación del EU ETS que contribuye al análisis del comportamiento racional teórico, al suponer que todos los agentes tratan de minimizar sus costes de producción sujetos a las restricciones correspondientes.

Como ya se mencionaba en la introducción, bajo el supuesto del comportamiento racional de los agentes en el mercado, y en ausencia de fallos de mercado las medidas que se están debatiendo para mejorar el EU ETS, como la reserva de estabilidad (*Market Stability Reserve*, MSR⁷), ya aprobada⁸, no tendrían impacto en los costes marginales de reducción (Neuhoff et al., 2015). Sin embargo, la literatura previa al respecto ha evidenciado posibles anomalías en el correcto funcionamiento del mercado de emisiones: efecto dotación (Ellerman y Reguant, 2008), una racionalidad limitada de los agentes participantes (Richstein et al. 2015) o los costes de transacción (Jaraite y Kazukauskas, 2012). Estas deficiencias del mercado pueden impedir que el mercado alcance el equilibrio competitivo, y distorsionar los efectos esperados de las políticas que asumen comportamientos racionales de los agentes, creando incertidumbre sobre su eficiencia dinámica (Grosjean et al. 2016).

De esta manera, antes de proponer cambios en el mercado de carbono europeo, se estima necesario analizar hasta qué punto el mercado no está funcionando correctamente. Se trata de conseguir un mejor entendimiento del comportamiento de los agentes que participan en el EU ETS. Para ello es necesario entender si dichos agentes tienen un comportamiento económicamente racional. Esta tesis doctoral recurre a la creación y validación de un modelo de optimización *bottom-up*, que represente el funcionamiento óptimo del mercado de manera integrada. El modelo propuesto permite analizar diferentes medidas tecnológicas y determinar el potencial de reducción de emisiones de GEI, endógeno y exógeno, según su coste marginal.

Para el análisis de los mercados de carbono en general, y del EU ETS en particular, los modelos *bottom-up* existentes muestran, como ya se ha destacado, una representación detallada de las opciones de reducción (Santamaría et al., 2014). Sin embargo, no se encuentran soluciones que representen las interacciones entre sectores, las cuales pueden ser muy significativas, principalmente a través del consumo de electricidad.

⁷ El MSR es un mecanismo de autoregulación de derechos puestos en circulación en el mercado. En caso de que haya demasiada liquidez de EUAs, este mecanismo retira derechos del mercado. Por el contrario, si se da una situación de escasez, se inyectarían derechos del fondo de reserva.

⁸ Ver decisión del Consejo Europeo: <http://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2015/09/18-greenhouse-gas-emissions-creation-of-market-stability-reserve-approved/>

Si se aspira a representar un instrumento de mercado como el EU ETS, este trabajo cree necesario que, además de considerar los sectores/agentes participantes, es necesario representar las influencias e interrelaciones que ocurren entre los participantes en el mercado. Por ejemplo, si el sector cemento decide variar su mix energético hacia un mayor consumo eléctrico, el sector eléctrico tendrá que abastecer a una mayor demanda de electricidad. Esto repercute, desde el punto de vista de las emisiones, en un posible traspaso de las responsabilidades de reducción de emisiones del sector cemento al eléctrico. Desde el punto de vista del modelado, el sector que disponga de la solución de reducción de emisiones más económica, será el que la implemente. Otro ejemplo de interacción es el de la repercusión de los precios de los combustibles en cada uno de los sectores. De ahí la necesidad de recoger la interrelación entre sectores en un modelo integrado.

El estudio aquí presentado simula, a través de la optimización de los costes de los agentes, el mercado de carbono mediante un modelo *bottom-up* con cinco de los sectores industriales más intensivos en emisiones. El objetivo es representar, a través del cálculo de los costes marginales de reducción, el comportamiento teórico de los principales sectores industriales; acero, cemento, refino, azulejos y ladrillo, y sector eléctrico. Este trabajo pretende mostrar los beneficios de la modelización integrada, por lo que presta especial atención a las interrelaciones entre sectores.

Además de presentar el modelo, en el capítulo III se realiza una aplicación práctica del mismo para España, país representativo del conjunto del EU ETS por su patrón de consumo energético y mix de emisiones industriales (ver Tabla 1). Como se puede ver en la Tabla 1, aunque las cifras no son exactamente iguales, tanto el reparto de emisiones por sector industrial como las intensidades industriales son similares (particularmente en 2012, durante la burbuja inmobiliaria). Esta aproximación es suficiente ya que no se pretende replicar exactamente el mercado europeo de comercio de emisiones, sino mostrar como un modelo multisectorial puede realizar una mejor aproximación de la realidad de un sistema como el EU ETS.

		2005		2010		2012	
		España	UE+	España	UE+	España	UE+
Reparto de emisiones de GEI por sectores industriales (%)	Combustión	64,5%	72,1%	58,0%	73,0%	65,6%	73,5%
	Refino	8,1%	7,0%	10,3%	6,8%	10,6%	6,8%
	Cemento y Clinker	14,9%	7,3%	14,6%	6,4%	10,1%	6,1%
	Siderurgia	4,3%	6,1%	5,9%	5,7%	4,5%	5,5%
	Cerámica y azulejos	2,7%	0,8%	1,7%	0,7%	1,3%	0,6%
	Otros	5,6%	6,7%	9,4%	7,5%	7,8%	7,4%
Intensidad	Intensidad de emisiones en fabricación (Kg CO ₂ eq. por €05)			0,766	0,540	0,763	0,492
	Intensidad energética en la industria (Kep por €05)	0,122	0,124	0,094	0,109	0,103	0,105

Tabla 1. Emisiones de GEI e intensidades (emisiones y energía) industriales en España y totales cubiertas por el EU ETS en 2012. Fuente: EEA, Eurostat (Intensidad de emisiones) e IDAE (para intensidad energética).

Los resultados se presentan en forma de curvas de costes marginales de reducción (curvas MAC). Estas curvas - en lo sucesivo curvas MAC - permiten analizar diferentes medidas tecnológicas y ordenar su potencial de reducción de emisiones de GEI según su coste marginal (por ejemplo, McKinsey & Company (2007); Economics for Energy (2011); ESMAP (2012); Wesselink & Deng (2009)).

III.2. EL MODELO

Para llevar a cabo este estudio se ha optado por el diseño y construcción de un modelo integrado *bottom-up* ingenieril basado en Santamaría et al. (2014). Además de los sectores de acero, cemento y refino ya incluidos en el trabajo citado, se han añadido los sectores de azulejos, ladrillos (utilizando para ello algunos trabajos previos de Garulo) y eléctrico. Y, como ya se ha comentado, se han integrado todos estos sectores, teniendo en cuenta las interrelaciones entre los mismos. En los siguientes apartados se describe cómo se han representado y se detallan la formulación y datos de entrada utilizados.

III.2.1. Aspectos generales

La herramienta construida se basa en un modelo *bottom-up* de optimización lineal con equilibrio parcial que integra cinco de los sectores industriales más intensivos en emisiones en el EU ETS (ver Tabla 1); acero, cemento, refino de petróleo, cerámico y ladrillos, además del sector eléctrico.

Para cada sector se definen los distintos procesos de producción y se especifican las tecnologías utilizadas, así como las posibles alternativas actualmente disponibles para la mejora de procesos que contribuyan al ahorro energético y a la reducción de emisiones de GEI. La descripción de los sectores y sus posibilidades técnicas de mejora se han obtenido de la literatura existente, con el apoyo de la valoración de expertos para representar lo más realísticamente posible la industria.

El modelo calcula la forma óptima de satisfacer la demanda al mínimo coste (ec. (III-1)), dado un potencial de reducción de emisiones con respecto a la situación tendencial (*Business As Usual*, BAU). Para ello se tienen en cuenta los objetivos comprometidos por la Unión Europea (UE) para la reducción de emisiones; los precios de los combustibles y la competitividad con respecto a terceros países que no poseen la presión de instrumentos como el EU ETS (por las posibilidades de importación). La finalidad es ofrecer un modelo representativo del EU ETS que tenga en cuenta el comportamiento racional de la industria y sus interacciones.

La herramienta aquí mostrada utiliza la combinación óptima de las posibilidades de abatimiento de emisiones internas de cada sector, abarcando de esta manera un mayor nivel de detalle. Estudios previos tienden, como ya se ha comentado en la introducción, a utilizar metodologías *top-down* de equilibrio general, capaces de reflejar de manera más realista la economía en su conjunto, pero perdiendo nivel de detalle. Otros utilizan metodologías *bottom-up*, pero sin tener en cuenta las interrelaciones entre sectores.

La principal desventaja al elegir un modelo de equilibrio parcial es la pérdida de la fidelidad en la representación de la economía en su conjunto. Sin embargo en la literatura previa se encuentran ejemplos que indican que se puede despreciar el impacto del precio del carbono en el resto de la economía (Ghersi & Hourcade, 2006; Santamaría et al., 2014). El modelo también considera la demanda como inelástica, por lo que, aunque se permite la importación de producción, esta característica también representa una limitación. No obstante, las particularidades de los sectores estudiados hacen que, en general, la demanda se pueda considerar relativamente inelástica (Cook, 2011; Monjon & Quirion, 2009).

En todo el modelo se considera la posibilidad de importación en el caso de que la producción doméstica pierda competitividad con respecto a la importada (ec. (III-3)(III-16)(III-20)(III-38) y (III-63)). Este supuesto tampoco es absolutamente realista, ya que existen más factores que el puramente económico a la hora de determinar el

cambio de producción doméstica por importada. Sin embargo, consideramos que se ofrece una aproximación suficiente, a la vista de los resultados de Santamaría et al (2014).

III.2.2. Sectores cubiertos

A continuación, se realiza una descripción de los sectores analizados para la representación del comportamiento de la industria ante el EU ETS. Los sectores elegidos, tal y como se ha expuesto, son: acero, cemento, refino de petróleo, cerámico (azulejos, ladrillos y tejas) y eléctrico. En la Tabla 1 se puede apreciar el peso de cada uno de los sectores como emisores de GEI. Después del sector eléctrico (incluido en el término de “combustión”), refino, cemento y acero son los sectores con mayor cuota de emisiones dentro del EU ETS. Fuera del mercado de emisiones sobresale el sector transporte. Como ya se ha comentado, la descripción e implementación de los sectores en el modelo se ha basado en Santamaría et al. (2014).

III.2.2.a. Sector del acero

La producción de acero se puede dividir en función del horno utilizado: horno de oxígeno básico (BOF), para fundir arrabio (ec. (III-8)-(III-12)); y horno de arco eléctrico (EAF), utilizado principalmente para chatarra (ec. (III-13)(III-14)), aunque también se puede alimentar con arrabio. El modelo implementado tiene en cuenta las limitaciones de las mezclas de materias primas a incluir en cada uno de estos hornos (ec. (III-11)-(III-14)). Se representan también las principales fuentes de emisiones de GEI del proceso; a través del arrabio, el coque, DRI, etc., así como las emisiones indirectas debidas al consumo eléctrico.

En la Figura 1 se representa esquemáticamente el proceso de producción de acero del modelo.

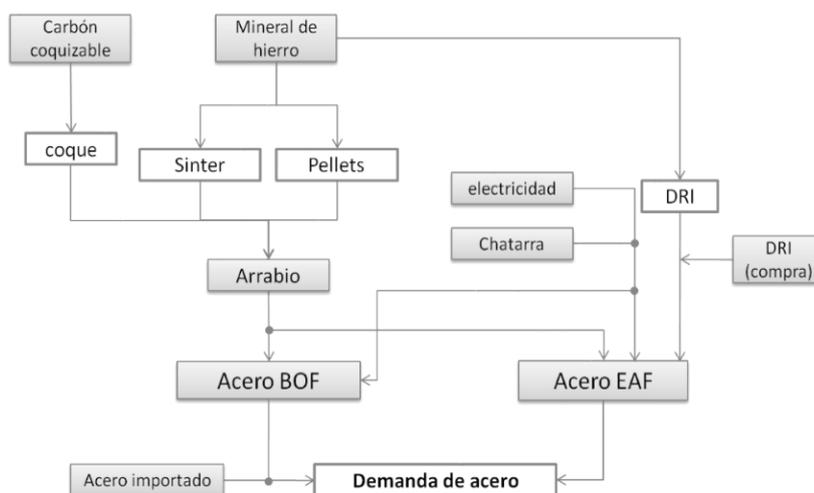


Figura 1. Representación del proceso de producción de acero del modelo. Fuente: Elaboración propia a partir de Santamaría et al. (2014).

III.2.2.b. Sector del cemento

Las plantas integrales de fabricación de clinker (principal elemento para la fabricación de cemento) y cemento utilizan diferentes materias primas como piedra caliza y arcilla para obtener clinker (ec. (III-19)(III-20)). Para alimentar los hornos se pueden utilizar diferentes combustibles, entre los que se encuentran coque, carbón, gas natural, aceites usados y neumáticos (ec.(III-19)). En la producción de clinker se consideran diferentes tecnologías, desde vía húmeda a seca. De esta última tecnología hay tres niveles según su humedad.

La fase de la producción de clinker es la más intensiva en emisiones: 0,8 ton CO₂/ton de clinker blanco y 1 tonCO₂/ton de clinker gris, según el *benchmark* europeo (Oficemen 2013). La etapa de producción de cemento no tiene emisiones directas. Las emisiones asociadas pertenecen a los molinos eléctricos (ver ec. (III-2)).

En el modelo representativo del sector cemento se consideran dos tipos de instalaciones: planta integral de fabricación de cemento y fábricas de molienda (ec. (III-20)), que utilizan clinker importado para la producción de cemento. El modelo minimiza los costes de producción de siete tipos de cemento, así como la posibilidad de que sean importados.

En esta aproximación no se tienen en cuenta los costes de transporte. La literatura argumenta que el transporte de clinker por carretera sólo es rentable a distancias menores a 200 km (Szabo, Hidalgo, Ciscar, & Soria, 2006).

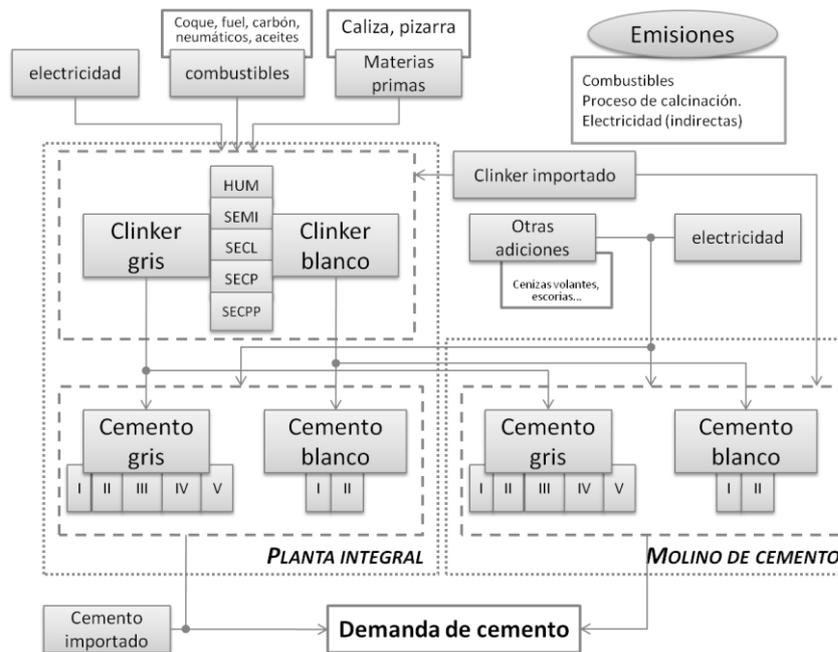


Figura 2. Representación del proceso de fabricación de cemento modelado para España. Fuente: Elaboración propia a partir de (Santamaría et al., 2014).

III.2.2.c. Sector de refino

Las refinerías se pueden clasificar en función de su complejidad. Las refinerías sencillas, de baja conversión, tienen menor capacidad de obtención de productos ligeros (fuel gas, naftas, etc.), los más

demandados. Por el contrario, cuanto más complejas sean (al añadir módulos de proceso), mayor capacidad de conversión tendrán. Las refinerías con módulos FCC (*fluid catalytic cracking system*) son de conversión simple. Si la refinería incorpora módulos de HC (*hydrocracker*) y capacidad de coquización, se clasifica como de alta conversión.

El proceso comienza en la torre de destilación. Los subproductos obtenidos pasan por diferentes módulos (ec. (III-27)) según el producto final que se quiera obtener (ec. (III-26)). El reformado catalítico está dedicado al tratamiento de la nafta pesada y aumento del octanaje. La hidrodesulfuración, proceso de reducción del azufre, se realiza en los módulos denominados HDS (*hydroskimmer*). Los módulos restantes contribuyen, como se ha comentado en el párrafo anterior, a incrementar el rendimiento de las refinerías y obtener mayor capacidad de conversión. En el modelo se recogen también los requerimientos de octanaje, nivel de azufre y densidad, pero de manera lineal y simplificada (ec. (III-29)-(III-36)).

En la Figura 3 se muestra la relación entre los diferentes procesos para la obtención de los diferentes productos.

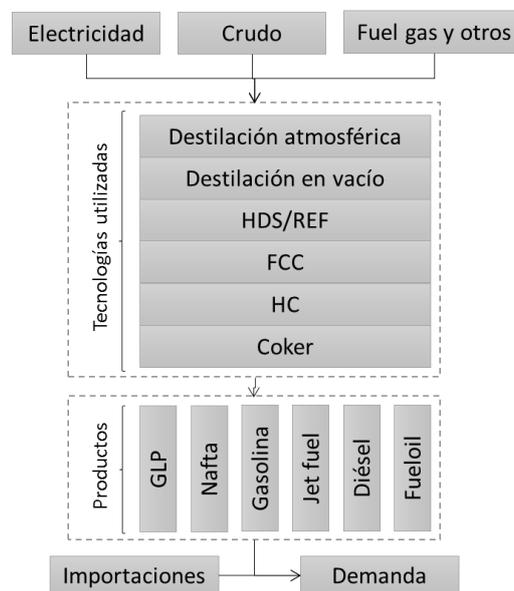


Figura 3. Representación del proceso de refino de petróleo. Fuente: Elaboración propia.

III.2.2.d. Sectores de azulejos y ladrillos

En la Figura 4 se muestra la interacción entre los distintos procesos e instalaciones para la fabricación de azulejos y baldosas cerámicas representadas en el modelo. Se tienen en cuenta la producción de hasta cinco productos finales a partir de dos tipos de hornos; de túnel y de rodillos. Asimismo, se consideran las emisiones de proceso e indirectas debidas al consumo eléctrico (ec. (III-2)), así como el uso de cogeneración (ec. (III-40);(III-46);(III-54)). También se modelan posibilidades tales como la mejora en el aislamiento de los hornos (ec. (III-59)), nueva capacidad para recuperación de calor o de uso de pre-hornos.

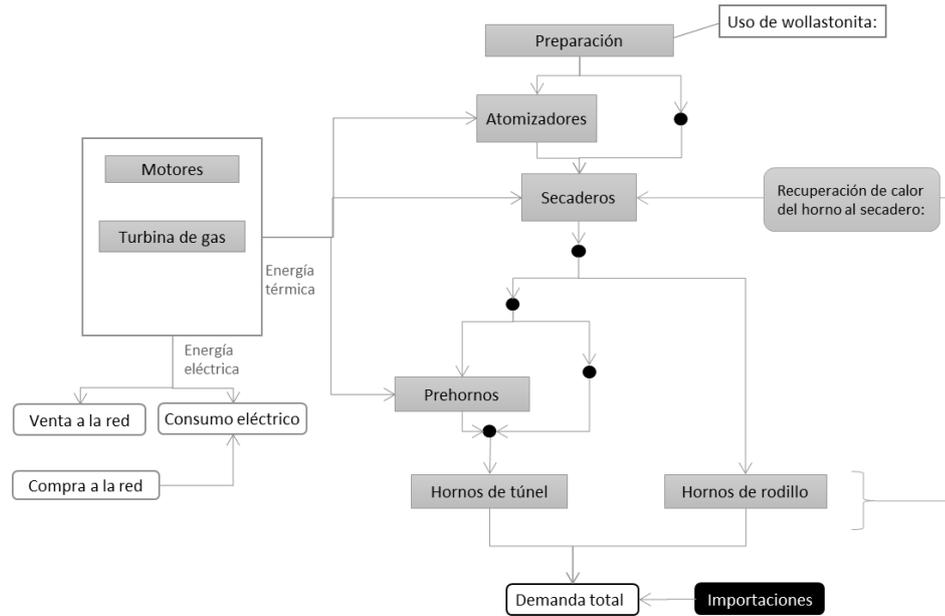


Figura 4. Representación del proceso de fabricación de baldosas cerámicas del modelo. Fuente: Elaboración propia.

Si bien cambian algunas de las instalaciones, tal y como se puede apreciar en la Figura 5, el proceso productivo de ladrillos y tejas se asemeja al anterior sector descrito.

En este caso se tienen en cuenta tres tipos de horno diferentes para la producción de ladrillos y tejas; *hoffmann*, de túnel y de rodillos (ec. (III-69)). El modelo considera distintas opciones de reducción de emisiones, tanto para las de proceso, como las debidas al consumo de combustibles fósiles y electricidad (ec. (III-2)). Entre ellas se encuentran la posibilidad de la utilización de prehornos (ec. (III-70)) y recuperadores de calor (ec. (III-72)), o la alimentación energética a través de cogeneración (ec.(III-64)(III-65)(III-66)(III-67)(III-71)(III-81)). Los detalles de las diferentes variables tenidas en cuenta para el cálculo del coste de la reducción de emisiones de este sector se ofrecen en el anexo.

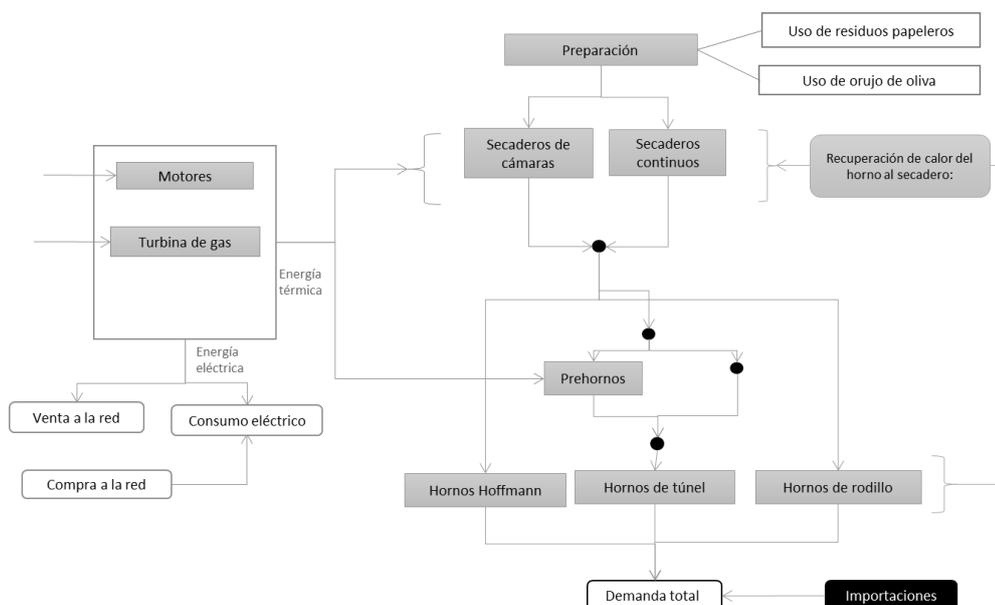


Figura 5. Representación del proceso de fabricación de ladrillos y tejas del modelo. Fuente: Elaboración propia.

III.2.2.e. Sector eléctrico

La representación del sector eléctrico se basa en el modelo de (Linares, Javier Santos, Ventosa, y Lapiedra, 2008). Se recogen diferentes tecnologías de generación tipo con sus restricciones y capacidades. Se tienen en cuenta las políticas energéticas y posibilidades de inversión (ec. (III-106)). El modelo busca la opción económicamente óptima para la satisfacción de la demanda eléctrica (ec. (III-97)), incluyendo la de los sectores industriales estudiados. Además, considera, al igual que en el resto de sectores analizados, las emisiones de GEI a reducir (ec. (III-2)).

III.2.3. Supuestos y otras consideraciones

El modelo construido se representa conceptualmente en la Figura 6. Cada uno de los sectores industriales anteriormente descritos busca optimizar su función de costes. Por lo tanto, el problema a resolver se corresponde con varias optimizaciones simultáneas. Además de las restricciones que afectan a cada sector, tal y como muestra la Figura 6, los sectores están vinculados por los precios de los combustibles; por las transacciones de energía eléctrica entre ellos (compra y venta) que se modelan mediante las ecuaciones de balance generación-demanda, así como la restricción global a los derechos de emisión.

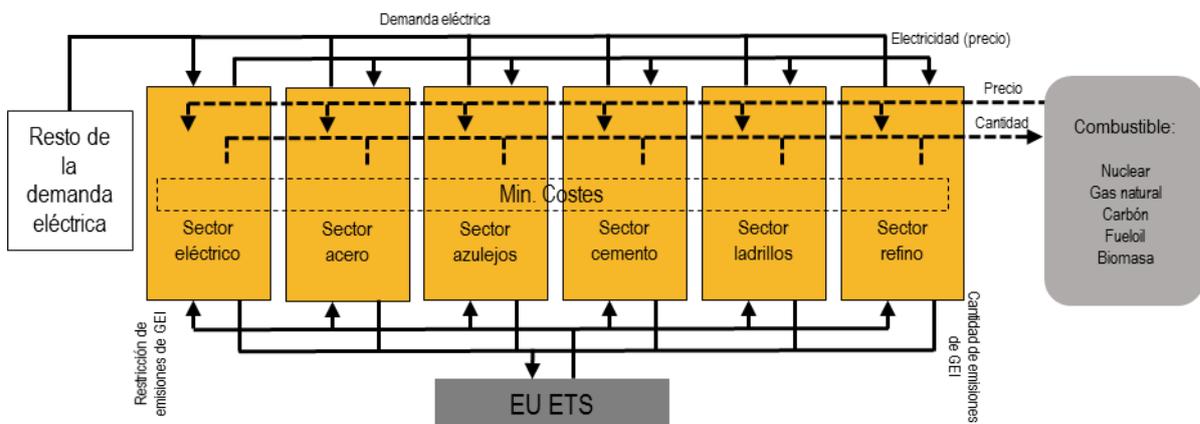


Figura 6. Esquema conceptual del modelo integrado. Fuente: Elaboración propia.

El mercado de carbono está representado mediante una restricción a las emisiones de GEI. Para un nivel de restricción de emisiones dado con respecto al BAU, el modelo calcula qué sectores pueden reducir sus emisiones de GEI a menor coste. Para ello se tienen en cuenta las medidas aplicables a cada sector, así como la inversión en nueva tecnología más eficiente y/o de bajas emisiones. De la restricción de emisiones de GEI global de la modelización se obtiene endógenamente un coste marginal de reducción de la tonelada de CO₂ emitida.

III.2.4. Estructura matemática

En la Figura 7 se representa simplificada la función objetivo del modelo y se describen las restricciones. La función objetivo está compuesta por los costes asociados a la producción de cada uno de los sectores representados. Mediante esta función, sujeta a las restricciones correspondientes, se obtiene el coste optimizado que satisface la demanda anual de cada uno de los sectores. Por tanto, el horizonte temporal es de un año. En el apartado III.2.5 se ofrece la formulación completa y detallada de cada uno de los sectores.

$$\text{Min. Costes} = \sum (\text{Coste Gen. Eléctrica} + \text{Coste Sector Acero} + \text{Coste Sector Azulejos} + \text{Coste Sector Cemento} + \text{Coste Sector Ladrillos} + \text{Coste Sector Refino})$$

Restricciones:

Sector Acero

Sujeto a:

- 1) Demanda de acero \leq Acero producido + acero importado
- 2) Requerimientos de materias primas e intermedias (carbón de coque, sinter, pellets, chatarra, etc.)
- 3) Restricción de consumo de arrabio y DRI para proceso EAF
- 4) Acero producido \leq Máxima capacidad (BOF, BF, EAF)

Sector Cemento

Sujeto a:

- 1) Demanda de cemento \leq Cemento producido
- 2) Energía de los combustibles utilizados \geq Energía para la producción de clinker
- 3) Consumo de materias primas (piedra caliza y arcilla)
- 4) Cemento producido (gris y blanco) \leq Capacidad de producción de cemento (gris y blanco)
- 5) Clinker producido (gris y blanco) \leq Capacidad de producción de clinker (gris y blanco)
- 6) Consumo de clinker para cemento (plantas integrales + molinos) \leq Clinker producido + clinker importado
- 7) El 65% del combustible debe ser coque (para reflejar la limitación de los procesos de combustión)

Sector Refino

Sujeto a:

- 1) Demanda de productos petrolíferos (gasolina, jet fuel, diésel, fueloil) \leq Producción propia + producto importado
- 2) Balances de masa en la refinería entre etapas y procesos (destilación atmosférica, reformado, HDS, FCC, HC, coker)
- 3) Requisitos de gas para autoconsumo y suministro de destilación en vacío
- 4) Capacidades máximas de los procesos (destilación atmosférica, reformado, HDS, FCC, HC, coker)
- 5) Cumplimiento de las especificaciones
- 6) Consumo de Energía \leq Energía proporcionada

Sector Azulejos

Sujeto a:

- 1) Demanda (azulejos, gres y baldosas extruidas) \leq Producido + Importado
- 2) Cantidad de combustible consumido \geq Consumo energético de cada instalación (directo y a través de cogeneración)
- 3) Producción \leq capacidad instalada + nueva capacidad
- 4) Cantidad de materia prima necesaria \geq Requerida
- 5) Electricidad producida = Electricidad autoconsumida + Electricidad vendida

Sector Ladrillos

Sujeto a:

- 1) Demanda de productos (ladrillos, tejas y otros) \leq Producido + Importado
- 2) Cantidad de combustible \geq Consumo energético de cada instalación (directo y a través de cogeneración)
- 4) Producción \leq capacidad instalada + nueva capacidad de producción
- 6) Cantidad de materia prima necesaria \geq Requerida
- 7) Electricidad producida = Electricidad autoconsumida + Electricidad vendida

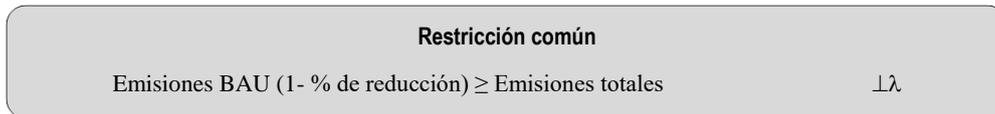
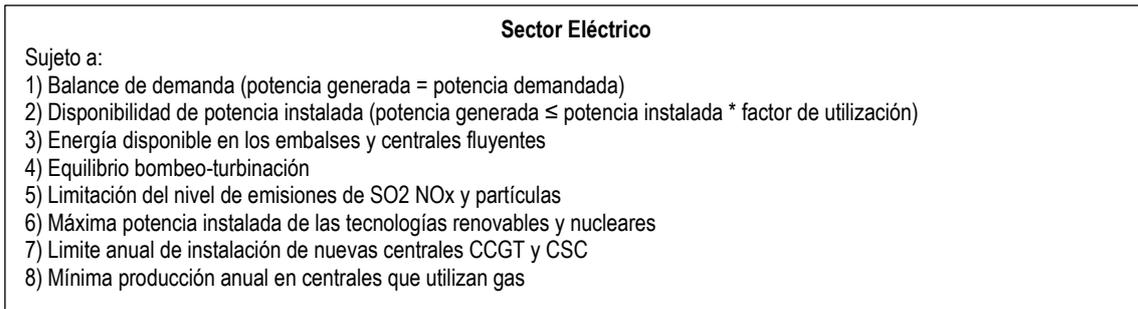


Figura 7. Función objetivo del modelo. Fuente: Elaboración propia.

El modelo se puede ejecutar de manera integrada, teniendo en cuenta todos los sectores y sus interacciones, tal y como se muestra en la Figura 8, o de manera separada, sector por sector según la Figura 9.

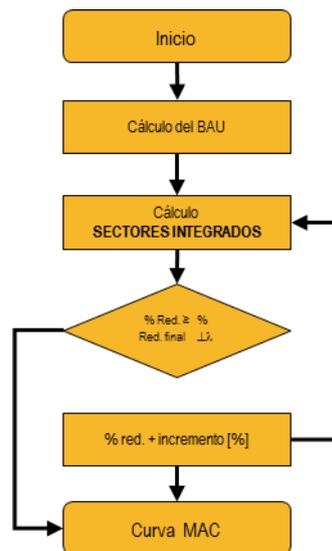


Figura 8. Algoritmo de ejecución integrada simplificado del modelo. Fuente: Elaboración propia.

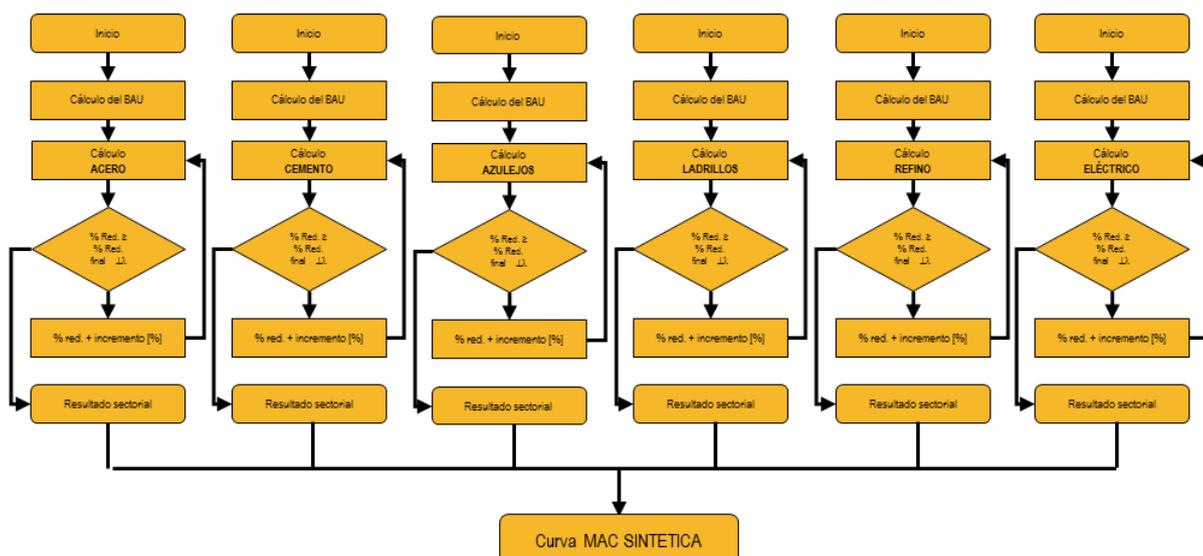


Figura 9. Algoritmo de ejecución simplificado del modelo por sector. Fuente: Elaboración propia.

III.2.5. Formulación del modelo

En este apartado se ofrece la formulación del modelo. Primero se muestran las descripciones de los parámetros, variables que componen el modelo. A continuación, se presenta matemática completa del modelo, con su función objetivo y restricciones correspondientes.

III.2.5.a. Notación

Índices y conjuntos:	
p	Período de ejecución (años)
s	Subperíodos (mes - día laboral, mes - día no laboral)
n	Bloques de carga (horas de un día representativo)
$comb$	Tipo de energía utilizada en forma de combustible o electricidad
$elec$	Comprar ($ein(elec)$) y vender ($eout(elec)$) electricidad
cog	Posibilidad de cogeneración
$tcog$	Tipo de cogeneración (turbina de gas, motor de combustión interna)
$crct$	Características de las medidas de ahorro de energía
Subconjuntos:	
$coke(comb)$	Combustible de coque
$bio(comb)$	Biogás
$comg(comb)$	Gas (gas natural y biogás)
$cofc(comb)$	Combustibles (coque y fueloil)

<i>ele(comb)</i>	Electricidad
<i>cogy(cog)</i>	Con cogeneración
<i>cogn(cog)</i>	Sin cogeneración
<i>tst(crct)</i>	Ahorro de energía térmica en medida de ahorro
SECTOR ELÉCTRICO	
Índices y conjuntos:	
<i>pollut</i>	Contaminantes (NOx, NO2, partículas)
<i>ct</i>	Tecnologías de generación (Nuc, ncoal, icoal, CCGT, F-G, Hyd_Res, Hyd_ror, Wind, ORSR, NRSR, Pump)
<i>tecr</i>	Tecnologías renovables
<i>ct – comb</i>	Conexión entre tecnologías de generación y combustible del que se abastece
Subconjuntos:	
<i>cex(ct)</i>	Tecnologías de generación eléctrica existentes
<i>ct_eol(ct)</i>	Tecnologías eólicas existentes
<i>ctweol(ct)</i>	Tecnologías de generación eléctrica existentes (sin parques eólicos)
<i>ctnoint(ct)</i>	Tecnologías de generación no intermitente
<i>h(ct)</i>	Centrales eléctricas regulables
<i>f(ct)</i>	Centrales hidráulicas fluyentes
<i>b(ct)</i>	Centrales hidráulicas de bombeo
<i>cn(ct)</i>	Nuevas tecnologías de generación eléctrica
ACERO	
Índices y conjuntos:	
<i>trs</i>	Tipo de materias primas y energía
<i>pgi</i>	Tipo de arrabio
<i>ts</i>	Tipos de acero
<i>ps</i>	Procesos (BF, BOF, EAF, DRI)
Subconjuntos:	
<i>trdr(trs)</i>	DRI (materia prima)
<i>trsc(trs)</i>	Chatarra (materia prima)
<i>der(trs)</i>	Tipo de productos de hierro y carbón (intermedios)
<i>dere(der)</i>	Tipo de productos de hierro y carbón con emisiones directas de GEI
<i>ddr(der)</i>	DRI (intermedio)
<i>drsd(der)</i>	Productos de hierro y carbón (intermedios sin DRI)
<i>tot(pgi)</i>	Total de arrabio

<i>pgbe(pgi)</i>	Tanto de arrabio (BOF y EAF)
<i>pea(pgi)</i>	Hierro fundido EAF
<i>pgb(pgi)</i>	Hierro fundido BOF
<i>tsim(ts)</i>	Acero importado
<i>tsb(ts)</i>	Acero de BOF
<i>tea(ts)</i>	Acero de EAF
<i>tbe(ts)</i>	Acero de BOF y EAF
<i>psb(ps)</i>	Proceso BF
<i>psbo(ps)</i>	Proceso BOF
<i>pse(ps)</i>	Proceso EAF
<i>psd(ps)</i>	Proceso DRI
<i>psbe(ps)</i>	Proceso BOF y EAF
REFINO DE PETRÓLEO	
Índices y conjuntos:	
<i>cr</i>	Tipo de crudo (para amna, Arabian light, Brent, forcados, maya)
<i>m</i>	Módulos (destilación atmosférica, reformado, HDS1, HDS2, HDS3, vacío atmosférico, FCC, HC, coquizador)
<i>prtc</i>	Productos de crudo (intermedios y finales)
<i>crc</i>	Especificaciones de los productos finales (densidad, azufre, cetano)
<i>su</i>	Contenido de azufre
Subconjuntos:	
<i>mre(m)</i>	Módulo (reformado)
<i>mra(m)</i>	Destilación atmosférica
<i>hed(m)</i>	Extracción desulfurizada HDS
<i>aur(prtc)</i>	Productos para el autoconsumo (gas combustible, fueloil)
<i>rfn(prtc)</i>	Nafta reformada
<i>bu(prtc)</i>	Butano
<i>ln(prtc)</i>	Nafta ligera
<i>ng(prtc)</i>	Gas natural
<i>inpr(prtc)</i>	Entrada a productos finales
<i>gb(inpr)</i>	Entrada a productos finales (gasolina a partir de butano)
<i>gln(inpr)</i>	Entrada a productos finales (gasolina a partir de nafta ligera)
<i>ijf(inpr)</i>	Entrada a los productos finales jet fuel)
<i>ijf2(inpr)</i>	Entrada a los productos finales (combustible de avión de HDS1 y HC)
<i>di(prtc)</i>	Diesel

<i>ga(prtc)</i>	Gasolina
<i>jf(prtc)</i>	Jet fuel
<i>prc (prtc)</i>	Productos de crudo (intermedio)
<i>ex (prc)</i>	Extracciones (1ª, 2ª y 3ª) de HDS
<i>1ex(ex)</i>	1ª extracción
<i>2ex(ex)</i>	2ª extracción
<i>3ex (ex)</i>	3ª extracción
<i>pin (prc)</i>	Entrada de productos en los módulos
<i>pcru(pin)</i>	Petróleo crudo
<i>ir (prtc)</i>	Productos importados (H2, gas natural)
<i>hir(ir)</i>	Productos importados (H2)
<i>dr(prtc)</i>	Productos finales de refinación de petróleo
<i>pfcc(prtc)</i>	Productos de crudo (intermedio de FCC)
<i>se(crc)</i>	Especificaciones (azufre)
<i>de(crc)</i>	Especificaciones (densidad)
<i>ce(crc)</i>	Especificaciones (cetano)
<i>ro(crc)</i>	Especificaciones (octano)
<i>ws(su)</i>	Sin azufre (o no se considera)
<i>ss(su)</i>	Con azufre
CEMENTO	
Índices y conjuntos:	
<i>tc</i>	Tipo de cemento (Clinker gris y blanco, yeso, puzolanas, escorias, cenizas volantes)
<i>tcl</i>	Tipo de producción de clinker (húmedo, semiseco, seco, etc.)
<i>in</i>	Partes de una planta (planta integral, molino de cemento)
<i>cl</i>	Tipo de clinker (gris y blanco)
<i>mcl</i>	Materia prima para clinker
AZULEJOS	
Índices y conjuntos:	
<i>ttrm</i>	Tipo de tejas y materias primas
<i>int</i>	Instalaciones de la fábrica de azulejos
<i>per</i>	Tipos de rendimiento (térmico, eléctrico, factor de carga)
<i>smt</i>	Medidas de ahorro energético: smt1: optimización del flujo de aire de combustión y curva de presión del horno. smt2: calentamiento del aire de combustión del horno con una chimenea de gas refrigerante.

	smt3: aumentar el contenido de sólidos del atomizador de suspensión y el control automático de la humedad en los atomizadores
<i>fir</i>	Tipo de cocción en producción de azulejos
<i>carb</i>	Características del producto de carbonato según la materia prima
Subconjuntos:	
<i>tt(ttrm)</i>	Tipo de azulejos (azulejos de pasta roja, azulejos de pasta blanca, gres de pasta roja, gres de porcelana y pasta blanca y tejas extruidas)
<i>twe(tt)</i>	Tipo de baldosas sin baldosas extrusionadas
<i>wo(tt)</i>	Wollastonita
<i>ttw(tt)</i>	Producto con Wollastonita
<i>dftt(tt)</i>	Producto con doble cocción
<i>tfg(ttrm)</i>	Fritos y esmaltes
<i>ki(int)</i>	Tipo de horno (horno de túnel, horno de rodillos)
<i>kti(int)</i>	Horno de túnel
<i>irt(int)</i>	Recuperación de calor
<i>pkt(int)</i>	Pre-horno
<i>ite(int)</i>	Instalaciones con consumo de electricidad
<i>icg(int)</i>	Instalaciones con consumo de energía de cogeneración
<i>iwk(int)</i>	Proceso (sin hornos)
<i>iat(int)</i>	Atomizador
<i>tep(per)</i>	Rendimiento térmico
<i>eep(per)</i>	Rendimiento eléctrico
<i>smtk(smt)</i>	Medidas de ahorro de energía para hornos (smt1, smt2)
<i>eci(crct)</i>	Aumento del consumo de energía (instalaciones)
<i>df(fir)</i>	Doble cocción
<i>perc(carb)</i>	Porcentaje de carbonato
LADRILLOS	
Índices y conjuntos:	
<i>tbrm</i>	Productos y materias primas
<i>inb</i>	Instalaciones de fábrica de ladrillos
<i>smb</i>	Medidas de ahorro energético: smb1 optimización del flujo de aire de combustión y curva de presión del horno. smb2: calentar el aire de combustión del horno con chimenea de gas refrigerante.
<i>ar</i>	Ubicación de extracción de materia prima (ar1: bueno, ar2: medio, ar3: malo)
Subconjuntos:	
<i>tb(tbrm)</i>	Tipo de productos (ladrillos de muro, ladrillos caravista, tejas, otros)

<i>brm(tbrm)</i>	Materia prima
<i>rmpm(tbrm)</i>	Materia prima: residuos de papel y orujo
<i>cla(tbrm)</i>	Materia prima: arcilla
<i>wp(tbrm)</i>	Materia prima: residuo de papel
<i>mab(tbrm)</i>	Materia prima: orujo
<i>kb(inb)</i>	Tipo de horno
<i>kbi(inb)</i>	Horno de túnel
<i>pkb(inb)</i>	Pre-horno
<i>drb(inb)</i>	Secadores (secador continuo y secador de cámara)
<i>irb(inb)</i>	Recuperación de calor
<i>itb(inb)</i>	Instalaciones con consumo de electricidad
<i>icgb(inb)</i>	Instalaciones con consumo de energía de cogeneración
<i>prb(inb)</i>	Preparación de materias primas
<i>ar12(ar)</i>	Ubicación de extracción de materia prima (ar1, ar2)

Parámetros:	
<i>tp_p</i>	Tasa de descuento [p.u.]
<i>ccomb_{comb}</i>	Costes de los combustibles [€/MWh]
<i>cgc_{per,tcog}</i>	Características de la cogeneración (rendimientos) [%]
<i>tppk</i>	Rendimiento térmico del pre-horno [%]
<i>nss</i>	Rendimiento térmico de los secadores [%]
<i>maxbg</i>	Cantidad de gas natural en biogás [%]
<i>bau</i>	Cantidad de emisiones de GEI en el escenario BAU [Mton CO ₂ e]
<i>red</i>	Reducción de GEI [%]
<i>emco_{comb}</i>	Factor de emisión de GEI (combustibles) [MtonCO ₂ e/MWh]
<i>emcar</i>	Emisiones de GEI (carbonato) [Mton CO ₂ e]
<i>capbg</i>	Máxima disponibilidad de biogás [%]
SECTOR ELÉCTRICO	
<i>invcp_{cn,p}</i>	Costes de inversión de la nueva capacidad de generación eléctrica [M€/MW]
<i>invef_{ct}</i>	Inversa de la eficiencia [-]
<i>dur_{p,s,n}</i>	Duración de período, subperíodo y bloque [h]
<i>comregesp_{tecr}</i>	Operación y mantenimiento "régimen especial" [M€/MW año]
<i>prem</i>	Prima [M€/MWh]
<i>del_{p,s,n}</i>	Demanda de electricidad (sin industria) [MW]

$deli_{p,s,n}$	Matriz de demanda de electricidad para repartir la demanda industrial [MW]
$prodeol_{p,s,n}$	Producción eólica por MW instalado en cada bloque de carga [MW]
$loadf_{ct}$	Factor de carga [p.u.]
$indcob$	Tasa de cobertura de generación eléctrica no intermitente (reservas) respecto a la demanda máxima total [p.u.]
$aporhid_{h,s}$	Contribución hidráulica [MWh]
$fluy_{f,s}$	Potencia fluyente disponible [MW]
$bomax_b$	Máxima potencia de bombeo [MW]
$cont_{ct,pollut}$	Nivel de emisiones de SO ₂ , NO _x y partículas [kton/MWh]
$maxco_{p,pollut}$	Nivel máximo de emisiones (excepto CO ₂) [kton]
$pinsmcn_{cn}$	Máxima potencia instalada para cada tipo de planta nueva [MW]
eme_{ct}	Factor de emisión de GEI [MtonCO ₂ e/MWh]
ACERO	
els_{ts}	Factor de consumo eléctrico [MWh/ton producto]
$prms_{trs}$	Precio de las materias primas [€/ton]
$cprs_{ps}$	Costes fijos y variables (por proceso) [€/ton]
$cinst_{ps}$	Coste de las inversiones (proceso) [€/ton]
$pimst$	Precio del acero importado [€/ton]
$mxs_{der,trs}$	Mezcla de productos [-]
$pars_{drsd}$	Parámetros para el arrabio [-]
$stde$	Demanda de acero [Mton]
$mcst_{ps}$	Capacidad máxima (proceso) [Mton]
$emsd_{der}$	Factor de emisión de GEI (directo) [MtonCO ₂ e/Mton]
$emstot$	Factor de emisión de GEI (indirecto) [MtonCO ₂ e/Mton]
REFINO DE PETRÓLEO	
$elr_{pin,cr}$	Factor de consumo eléctrico [MWh/ton producto]
$pcru_{cr}$	Precio del crudo (para amna, arabian light, Brent, forcados, maya) [€/ton]
$cfvr_{pin,cr}$	Costes de operación, fijos y variables [€/ton]
$cinvr_{pin,cr}$	Costes de inversión [€/ton]
$pimop_{ir,cr}$	Precio de otros productos importados [€/ton]
$pimp_{dr,cr}$	Precio del producto final importado [€/ton]
$fac_{crc,prc,cr}$	Factores de conversión [densidad (Kg/l); azufre (ppm; %); cetano (%)]
$demr_{dr}$	Demanda de productos de refino [Mton]
$fluj$	Flujos [-]

<i>mez1</i>	Matriz de mezcla (módulos) [-]
<i>mez2</i>	Matriz de mezcla (flujos intermedios) [-]
<i>mez3</i>	Matriz de mezcla (entrada a productos finales) [-]
<i>mez4</i>	Matriz de mezcla (entrada a módulos) [-]
<i>capacity_{prc}</i>	Máxima capacidad de entrada a los módulos [Mton]
<i>dhds_{ex,crc,cr}</i>	HDS especificaciones de los productos finales (densidad, azufre, cetano) [densidad (Kg/l); azufre (ppm; %); cetano (%)]
<i>dref_{crc,cr}</i>	Reformado (especificaciones) [densidad (Kg/l); azufre (ppm; %); cetano (%)]
<i>spfd_{i,se}</i>	Especificaciones del combustible [%]
<i>tc_{rpin,cr}</i>	Consumo térmico (refinado) [MWh/ton]
<i>pcomb_{aur,cr}</i>	Poder calórico de los combustibles [MWh/ton]
<i>emr_{pn,cr}</i>	Factor de emisión de GEI por producto [MtonCO ₂ e/Mton]
<i>emcor_{prtc}</i>	Factor de emisión de GEI [MtonCO ₂ e/Mton]
CEMENTO	
<i>elcl_{tcl,cl}</i>	Factor de consumo de electricidad (producción de clínker) [MWh/ton]
<i>elc_{in,tc}</i>	Factor de consumo de electricidad (producción de cemento) [MWh/ton]
<i>prmc_{mcl,cl}</i>	Precio de las materias primas [€/ton]
<i>cfvc_{in}</i>	Costes fijos y variables (capacidad de producción actual de cemento) [€/ton]
<i>cfvcl_{in}</i>	Costes fijos y variables (capacidad de producción actual de clínker) [€/ton]
<i>pimc_{cl}</i>	Precio del cemento importado [€/ton]
<i>pimcl_{cl}</i>	Precio del clínker importado [€/ton]
<i>dce_{tc}</i>	Demanda de cemento [Mton]
<i>ctcl_{tcl,cl}</i>	Consumo térmico de clínker [MWh/ton]
<i>pck_{mcl,cl}</i>	Materia prima en clínker [Mton]
<i>cce_{in,tc}</i>	Capacidad de la producción de cemento [Mton]
<i>ccl_{tcl,cl}</i>	Capacidad de producción de clínker [Mton]
<i>rmk_{cl}</i>	Materias primas de cemento [ton material – ton cemento]
<i>emc_{mcl,cl}</i>	Factor de emisión de GEI [MtonCO ₂ e/Mton]
AZULEJOS	
<i>prmt_{tt}</i>	Precio de las materias primas [€/ton]
<i>cfvt_{int}</i>	Costes fijos y variables (capacidad de producción actual) [€/ton]
<i>cifvt_{int}</i>	Costes fijos y variables (nueva capacidad) [€/ton]
<i>cinvt_{int}</i>	Costes de inversión (hornos, pre-hornos, secadoras, sistemas, recuperación de calor y otros) [€/ton-año]

$ccgt_{tcog}$	Costes de inversión (cogeneración) [€/MWe]
$cikt_{kt}$	Costes de inversión (medidas de ahorro de energía) [€/ton-año]
$pimt_{tt}$	Precio de las baldosas importadas [€/ton]
$cicot_{comb}$	Costes de inversión (cambio de combustible) [€/GJ-año]
dtt_{tt}	Demanda de azulejos [Mton]
fco_{comb}	Factor de conversión de combustible [GJ/(diferentes unidades)]
ebt_{int}	Requisitos adicionales de doble cocción [%]
$ects_{int,tt}$	Consumo de energía de hornos con aislamiento estándar [GJ/ton]
$ecti_{int,tt}$	Consumo de energía de hornos con aislamiento mejorado [GJ/ton]
$rkdt_{irt}$	Recuperación de calor (horno - secadora) [GJ/ton]
svw	Ahorro de energía mediante el uso de wollastonita [%]
$cst_{smt,tst}$	Características de las medidas de ahorro de energía [-]
cot_{fir}	Requerimientos extra de doble cocción [%]
cti_{int}	Capacidad de producción de baldosas [Mton]
mxw	Cantidad máxima de wollastonita disponible [ton-año]
$carc_{carb}$	Contenido medio de carbonato de la materia prima [%]
swt_{tt}	Peso específico de las baldosas [kg/m ²]
but_{itad}	Contribución mínima de los quemadores en un secador y en un atomizador [%]
$pct_{ite,tt}$	Consumo de energía (instalaciones) [GJ/ton]
$trtkd$	Recuperación de energía entre el secador y el horno [GJ/ton]
$ccgt_{tcog}$	Capacidad de producción de cogeneración [MWe;MWt]
$cpcot_{comb}$	Mix de combustible actual [%]
$ccikt_{kt}$	Capacidad actual de horno de aislamiento [Mton]
$carb_{tt}$	Contenido de carbonato [%]
$cks_{irt,ki}$	Conexión secadora – horno [GJ/ton]
LADRILLOS	
$prmb_{brm}$	Precio de materias primas (materias primas, residuos de papel, aceite residual) [€/ton]
$cfvb_{inb}$	Costes fijos y variables (capacidad de producción actual) [€/ton]
$cifvb_{inb}$	Costes fijos y variables (nueva capacidad) [€/ton]
$cinvb_{inb}$	Los costes de inversión (hornos, pre-hornos, secadoras, sistemas, recuperación de calor y otros) [€/kton-año]
$cpcgb_{tcog}$	Costes de inversión (cogeneración) [€/MWe]
$cikb_{kb}$	Costes de inversión (medidas de ahorro de energía) [€/kton-año]
$pimb_{tb}$	Precio de la cerámica industrial importada (ladrillos y tejas) [€/ton]

<i>cicob_{comb}</i>	Costes de inversión (cambio de combustible) [€/GJ-año]
<i>dbi_{tb}</i>	Demanda de ladrillos [Mton]
<i>nsb</i>	Rendimiento térmico de los secadores [%]
<i>ebb_{inb}</i>	Requisitos adicionales de doble cocción [%]
<i>ecb_{inb,tb}</i>	Consumo de energía de las instalaciones [GJ/ton]
<i>ecbi_{inb,tb}</i>	Consumo de energía de hornos con aislamiento mejorado [GJ/ton]
<i>tpbk</i>	Rendimiento térmico del pre-horno [%]
<i>csb_{smb,tst}</i>	Características de las medidas de ahorro de energía [-]
<i>cvpw</i>	Valor calórico [GJ/ton] * rendimiento del residuo de papel [%]
<i>cvma</i>	Valor calórico GJ/ton] * rendimiento del orujo [%]
<i>rkdb_{irb}</i>	Recuperación de calor (horno - secadora) [GJ/ton]
<i>cbi_{inb}</i>	Capacidad de producción de ladrillos [Mton]
<i>bub</i>	Contribución mínima de quemadores en secadora y atomizador [%]
<i>pcb_{ibe,tb}</i>	Consumo de energía (instalaciones) [GJ/ton]
<i>trbkd</i>	Recuperación de energía entre el secador y el horno [GJ/ton]
<i>pcob_{tb}</i>	Consumo de energía para otros equipos [GJ/ton]
<i>yac_{cabb}</i>	Utilización de cada área (materia prima) [%]
<i>maxwp</i>	Nivel máximo de materia prima (residuos de papel) [Mton]
<i>pwp_{tb}</i>	Nivel máximo de residuos de papel en el producto final [%]
<i>cwpp_{tb}</i>	Relación entre residuos de papel – producto [-]
<i>cpwp</i>	Nivel de materias primas (papel usado) cerca de fábricas [%]
<i>maxm</i>	Nivel máximo de materia prima (orujo) [Mton]
<i>pma_{tb}</i>	Porcentaje máximo de orujo en producto final [%]
<i>cmap_{tb}</i>	Relación entre orujo – producto [-]
<i>cpma_{ar}</i>	Nivel de materia prima (orujo) cerca de las fábricas [%]
<i>cpcgb_{tcog}</i>	Capacidad de producción de cogeneración [MWe;MWt]
<i>ccikb_{kb}</i>	Capacidad actual de los hornos con aislamiento [Mton]
<i>cpcob_{comb}</i>	Mix de combustible actual [%]
<i>carbb_{cabb,ar}</i>	Contenido de carbonato [%]
<i>cksb_{irb,kb}</i>	Conexión secadora – horno [GJ/ton]

Variables:	
SECTOR ELÉCTRICO	
<i>PINS_{cn,p}</i>	Nueva capacidad instalada [MW]
<i>PGEN_{ct,p,s,n}</i>	Potencia generada por tecnología (<i>p, s, y n</i> están definidos en los índices) [MW]

$PINSACUM_{ct,p}$	Capacidad instalada acumulada en cada período (variable auxiliar) [MW]
$RES_{h,p,s}$	Nivel de reservas hidráulicas [MW]
$PBOMB_{b,p,s,n}$	Capacidad de bombeo [MW]
ACERO	
QRS_{trs}	Cantidad de materias primas y energía (hierro, carbón coquizable, DRI importado) [Mton]
QDE_{der}	Cantidad de productos de hierro y carbón (intermedios) [Mton]
QPI_{tot}	Cantidad de arrabio [Mton]
QST_{st}	Cantidad de acero [Mton]
QSC_{ps}	Cantidad de chatarra comprada [Mton]
$INST_{ps}$	Inversión en nueva capacidad [Mton]
REFINO DE PETRÓLEO	
$QCRU_{cr}$	Cantidad de crudo (para amna, arabian light, Brent, forcados, maya) [Mton]
QH_{cr}	Cantidad de hidrógeno (para amna, arabian light, Brent, forcados, maya) [Mton]
$QIMP_{ir,cr}$	Cantidad de otros productos importados [Mton]
$IMP_{dr,cr}$	Cantidad del producto final importado [Mton]
<i>Variables auxiliares</i>	
$MODUL_{m,pcr,cr}$	Salida del producto de cada módulo [Mton]
$INPUT_{m,cr}$	Entrada de productos en cada módulo [Mton]
<i>Productos del refine de petróleo</i>	
$PRCR_{pfr,cr}$	Productos finales [Mton]
$ENTRPR_{pcr,su,cr}$	Entrada a productos finales [Mton]
$CORRINTER_{fluj,cr}$	Flujos intermedios [Mton]
$MINV_{prc,cr}$	Inversión en nueva capacidad [Mton]
$ICOR_{aur,cr}$	Autoconsumo de productos de refino [Mton]
$ECOR_{aur,cr}$	Consumo externo de combustibles [Mton]
CEMENTO	
$QCP_{in,tc}$	Cemento producido [Mton]
$QCI_{in,tc}$	Cemento importado [Mton]
$QCLI_{cl}$	Clinker importado [Mton]
$QCL_{tcl,cl}$	Clinker producido [Mton]
$QCOM_{tcl,comb}$	Cantidad de combustible (cemento) [MWh]

$QRM_{mcl,cl}$	Cantidad de materias primas (caliza y pizarra) para la producción de clínker [Mton]
$INVC_{in,tc}$	Inversión en nueva capacidad de producción de cemento [Mton]
$INVCL_{tcl,cl}$	Inversión en nueva capacidad de producción de clínker [Mton]
AZULEJOS	
$QTP_{int,tt}$	Azulejos producidos [Mton]
QTI_{tt}	Azulejos importados [Mton]
$QCOT_{comb,cog}$	Cantidad de combustible (azulejos) [diferentes unidades]
$QEIN_{int,tt}$	Consumo de energía de las instalaciones [GJ]
$QCGT_{int,tcog,tt}$	Consumo de combustible en cogeneración por instalación [GJ]
$QIKT_{int,tt}$	Disponibilidad actual de aislamiento de horno mejorado [Mton]
$QBT_{int,tt}$	Uso de doble cocción en hornos estándar [Mton]
$QBIT_{int,tt}$	Uso de doble cocción en hornos aislados [Mton]
QWO_{tt}	Uso de wollastonita [ton-año]
$QTPS_{smt,int,tt}$	La cantidad de producto pasa a través de otras medidas de ahorro (hornos) [Mton]
$QTPSA_{tt}$	La cantidad de producto pasa a través de otras medidas de ahorro (atomizadores) [Mton]
$INVT_{int}$	Inversión en nueva capacidad de producción de azulejos [Mton]
$QRMT_{tt}$	Cantidad de materia prima [Mton]
$ETCG_{elec}$	Electricidad procedente de la cogeneración [MWh]
$INCG_{tcog}$	Inversión de la capacidad de cogeneración [MWe]
$ICOT_{comb}$	Inversión en un cambio de combustible [GJ]
$IIKT_{ki}$	Inversión en un aislamiento de horno [Mton]
LADRILLOS	
$QBP_{kb,tb}$	Ladrillos producidos [Mton]
QBI_{tb}	Ladrillos importados [Mton]
$QCOB_{comb,cog}$	Cantidad de combustible (ladrillos) [diferentes unidades]
$QEB_{inb,tb}$	Consumo de energía de las instalaciones [GJ]
$QCGB_{inb,tcog,tb}$	Consumo de combustible en cogeneración por instalación [GJ]
$QIKB_{inb,tb}$	Disponibilidad actual de aislamiento de horno mejorado [Mton]
$QBB_{inb,tb}$	Uso de doble cocción en hornos estándar [Mton]
$QBIB_{inb,tb}$	Uso de doble cocción en hornos aislados [Mton]
$QBPS_{smt,inb,tb}$	La cantidad de producto pasa a través de otras medidas de ahorro (hornos) [Mton]

$QBPSA_{tb}$	La cantidad de producto pasa a través de otras medidas de ahorro (atomizadores) [Mton]
$QRMB_{brm,ar}$	Cantidad de materia prima por producto [Mton]
$QCL_{cabb.ar}$	Cantidad de arcilla por área (materia prima) [Mton]
$QPW_{ar.tb}$	Cantidad de residuos de papel (materia prima) [Mton]
$QMA_{ar.tb}$	Cantidad de orujo (materia prima) [Mton]
$INVB_{inb}$	Inversión en nueva capacidad de producción de ladrillos [Mton]
$QBPS_{smb,tb}$	La cantidad de producto pasa a través de otras medidas de ahorro (hornos) [Mton]
$EBCG_{elec}$	Electricidad procedente de la cogeneración [MWh]
$IBCG_{tcog}$	Inversión de la capacidad de cogeneración [MWe]
$ICOB_{comb}$	Inversión en un cambio de combustible [GJ]
$IIBK_{kb}$	Inversión en un aislamiento de horno [Mton]

III.2.5.b. Función objetivo

La función objetivo consiste en la suma de todos los costes de cada uno de los sectores, incluyendo costes de combustible, de operación y mantenimiento, y también costes de inversión en tecnologías que permiten reducir las emisiones de GEI.

$$\text{Min. costs} = \quad (III-1)$$

- Sistema eléctrico:

Se suman costes de inversión, de combustibles, de operación y mantenimiento, y las primas del régimen especial.

$$\begin{aligned} & \sum_{cn,p} (tp_p * invcp_{cn,p} * PINS_{cn,p}) + \sum_{ct-comb,p,s,n,ct} (tp_p * ccomb_{ct-comb,p} * invef_{ct} * PGEN_{ct,p,s,n} * dur_{p,s,n}) \\ & + \sum_{ct,tecr,p} (tp_p * comregesp_{tecr} * PINSACUM_{ct,p}) + \sum_{cex,p,s,n} (tp_p * prem_{cex} * PGEN_{cex,p,s,n} * dur_{p,s,n}) \\ & + \end{aligned}$$

- Acero:

Se suman los costes de las materias primas, de operación e inversión, e importación de acero.

$$\begin{aligned} & \sum_{trs} (prms_{trs} * QRS_{trs}) + \sum_{ps} (prms_{trsc} * QSC_{ps}) + cprs_{psb} * QPI_{tot} + \sum_{psbe-tbe} (cprs_{psbe} * QST_{tbe}) + cprs_{psd} * QDE_{ddr} \\ & + \sum_{ps} (cinst_{ps} * INST_{ps}) + pimst * QST_{tsim} + \end{aligned}$$

- Cemento:

Se suman los costes de las materias primas, de operación (fijos y variables) para la producción de clinker y cemento, de inversión, y de importación de cemento y clinker.

$$\begin{aligned} & \sum_{mcl,cl} (prmc_{mcl,cl} * QRM_{mcl,cl}) + \sum_{in} \sum_{cl} (cfvc_{in} * QCP_{in,cl}) + \sum_{tcl,cl} (cfvcl_{tcl,cl} * QCL_{tcl,cl}) + \sum_{cl} (pimcl_{cl} * QCLI_{cl}) \\ & + \sum_{cl} (pimc_{cl} * QCI_{cl}) + \sum_{in} \sum_{cl} (pimc_{cl} * INVC_{in,cl}) + \sum_{tcl} \sum_{cl} (pimcl_{cl} * INVCL_{tcl,cl}) + \end{aligned}$$

- Refino de petróleo:

Se suman los costes de los distintos tipos de crudo como materia prima, de operación, de inversión e importación

$$\begin{aligned} & \sum_{cr} (pcru_{cr} * INPUT_{pcru,cr}) + \sum_{ir,cr} (pimop_{ir} * QIMP_{ir,cr}) + \sum_{pin,cr} (cfvr_{pin,cr} * INPUT_{pin,cr}) \\ & + \sum_{pin,cr} (cinvr_{pin} * MINV_{pin,cr}) + \sum_{dr,cr} (pimp_{dr} * IMP_{dr,cr}) + \end{aligned}$$

- **Azulejos:**

Se suman los costes de combustible, de las materias primas, los costes variables (incluida cogeneración, y otros sobrecostes por las medidas de ahorro), costes de inversión en nueva capacidad (incluida cogeneración y cambios de combustibles y medidas de ahorro), y costes de importación de producto final.

$$\begin{aligned} & \sum_{cog,comb} (ccomb_{comb} * QCOT_{comb,cog}) + \sum_{tt} (prmt_{tt} * QRMt_{tt}) + \sum_{int} \left(cfvt_{int} * \sum_{tt} QTP_{int,tt} \right) \\ & + \sum_{tcog} \sum_{int,tt} (cifvt_{int} * QCGT_{int,tcog,tt}) + \sum_{smb,ki} \sum_{tt} (csmt_{smt} * QTPS_{smt,ki,tt}) \\ & + \sum_{int} (cinvt_{int} * INVT_{int}) + \sum_{tcog} (ccgt_{tcog} * INCG_{tcog}) + \sum_{comb} (cicot_{comb} * ICOT_{comb}) \\ & + \sum_{kt} (cikt_{kt} * IIKT_{kt}) + \sum_{tt} (pimt_{tt} * QTl_{tt}) + \end{aligned}$$

- **Ladrillos:**

Se suman los costes de combustible, de las materias primas, los costes variables (incluida cogeneración, y otros sobrecostes por las medidas de ahorro), costes de inversión en nueva capacidad (incluida cogeneración y cambios de combustibles y medidas de ahorro), y costes de importación de producto final.

$$\begin{aligned} & \sum_{cog,comb} (ccomb_{comb} * QCOB_{comb,cog}) + \sum_{brm,ar} (prmb_{brm} * QRMB_{brm,ar}) + \sum_{inb} \left(cfvb_{inb} * \sum_{tb} QBP_{inb,tb} \right) \\ & + \sum_{tcog} \sum_{inb,tb} (cifvb_{inb} * QCGB_{inb,tcog,tb}) + \sum_{smb,tb} \sum_{tb} (csmb_{smb} * QBPS_{smb,tb}) \\ & + \sum_{inb} (cinvb_{inb} * INVB_{inb}) + \sum_{comb} (cicob_{comb} * ICOB_{comb}) + \sum_{tcog} (ccgb_{tcog} * IBCG_{tcog}) \\ & + \sum_{kb} (cikb_{kb} * IIKB_{kb}) + \sum_{tb} (pimb_{tb} * QBltb) \end{aligned}$$

Donde:

III.2.5.c. Restricciones

La función objetivo está sujeta a las siguientes restricciones

General

La suma de emisiones de GEI de todos los sectores debe de ser inferior al límite de emisiones impuesto, corregido con un factor de reducción. Las emisiones de cada sector se calculan mediante un factor de emisión para cada tipo de combustible o tecnología utilizada:

$$bau * (1 - red) \geq \sum Sectoral\ emissions \quad \perp \lambda \quad (III-2)$$

A continuación, se desglosan cuáles son las emisiones de cada sector;

Sector eléctrico:

$$\sum_{ct,p,s,n} (eme_{ct} * PGEN_{ct,p,s,n} * dur_{p,s,n})$$

Acero:

$$\sum_{dere} (emsd_{dere} * QDE_{dere}) + (emsp_{gb} * QPI_{tot})$$

Cemento:

$$\sum_{comb} \left(emco_{comb} * \sum_{tcl} QCOM_{tcl,comb} \right) + (emc_{mcl,cl} * QRM_{mcl,cl})$$

Azulejos:

$$\sum_{comb} \left(emco_{comb} * \sum_{cog} (QCOT_{comb,cog}) * fco_{comb} \right) + \left(\sum_{tt} (carb_{tt} * QTP_{ki,tt}) - \sum_{wo} QWO_{wo} \right) * emcar$$

Ladrillos:

$$\sum_{comb} \left(emco_{comb} * \sum_{cog} (QCOB_{comb,cog}) * fco_{comb} \right) + \sum_{cabb,ar12} (carb_{cabb,ar12} * QCL_{cabb,ar12}) * emcar$$

Refino de petróleo:

$$\sum_{pin,cr} (emr_{pin,cr} * INPUT_{pin,cr}) + \sum_{aur} (emcor_{aur} * \sum_{cr} ICOR_{aur,cr}) + (emcor_{ng} * \sum_{cr} ECOR_{ng,cr})$$

Acero

La suma de acero producido más acero importado debe ser suficiente para satisfacer la demanda total de acero:

$$QST_{ts} + QST_{tsim} = stde \quad (III-3)$$

La cantidad de acero producido con cada tecnología (BOF y EAF) no puede superar la capacidad máxima instalada de cada tecnología, que a su vez es la suma de la capacidad existente y las nuevas inversiones:

$$QPI_{tot} \leq mcst_{psb} + INST_{psb} \quad (III-4)$$

$$QST_{ts} \leq mcst_{ps} + INST_{ps} \quad (III-5)$$

$\forall ts, ps$ (proceso BOF y EAF)

La cantidad de DRI producido no puede superar la capacidad máxima instalada, que a su vez es la suma de la capacidad existente y las nuevas inversiones:

$$QDE_{ddr} \leq mcst_{psd} + INST_{psd} \quad (III-6)$$

Los requerimientos de carbón de coque e hierro necesario para cada tonelada de sinterizado, pellets, DRI y coque dependen de la producción de acero:

$$QDE_{der} * mxs_{der, trs} = QRS_{trs} \quad (III-7)$$

$\forall der, trs$ [si $mxs(der, trs)$]

Se establecen las necesidades de sinter, pellets, DRI y coque según las necesidades de producción de arrabio del proceso BF (mediante alto horno) (QPI_{tot}):

$$prs_{drsd} * QPI_{tot} = QDE_{drsd} \quad (III-8)$$

$\forall drsd$

$$\sum_{pgbe} QPI_{pgbe} = QPI_{tot} \quad (III-9)$$

En la producción de acero mediante el proceso BOF (alto horno de oxígeno) se establecen las siguientes restricciones:

La suma de la cantidad de arrabio BOF (QPI_{pgb}) y chatarra comprada para cada tonelada de acero:

$$QST_{st} * 0.94 = QPI_{pgb} + QSC_{psbo} \quad (III-10)$$

La chatarra utilizada debe ser inferior del 30% de la materia prima:

$$QSC_{psbo} \leq (QPI_{pgb} + QSC_{psbo}) * 0.3 \quad (III-11)$$

El arrabio debe ser al menos el 70% de la materia prima:

$$(QPI_{pgb} + QSC_{psbo}) * 0.7 \leq QPI_{pgb} \quad (III-12)$$

En la producción de acero mediante el proceso EAF (arco eléctrico) se establecen las siguientes restricciones:

Cada tonelada de acero necesita 1,13 toneladas de chatarra, DRI o arrabio:

$$QST_{tea} * 1.13 = QRS_{trdr} + QDE_{ddr} + QPI_{pea} + QSC_{pse} \quad (III-13)$$

La cantidad de arrabio y DRI deben ser inferior al 30% de la materia prima:

$$QRS_{trdr} + QDE_{ddr} + QPI_{pea} = (QRS_{trdr} + QDE_{ddr} + QPI_{pea} + QSC_{pse}) * 0.3 \quad (III-14)$$

El total de acero producido debe ser la suma de del acero EAF y el acero BOF:

$$QST_{ts} = QST_{tsb} + QST_{tea} \quad (III-15)$$

Cemento

La demanda de cemento no puede superar la suma del cemento producido y el importado:

$$dce_{tc} \leq \sum_{in} (QCP_{in,tc}) + QCI_{tc} \quad (III-16)$$

$\forall tc$

La cantidad de cemento producido no puede superar la capacidad máxima instalada, que a su vez es la suma de la capacidad existente y las nuevas inversiones en nueva capacidad:

$$\sum_{tc} (QCP_{in,tc}) \leq \sum_{cl} (cce_{in,cl} + INVC_{in,cl}) \quad (III-17)$$

$\forall in$

La cantidad de clinker producido en planta integral no debe superar capacidad máxima de producción instalada, la cual se corresponde con la suma de la máxima capacidad de producción de existente y la inversión en nueva capacidad:

$$\sum_{cl} (QCL_{tcl,cl}) \leq \sum_{cl} (ccl_{tcl,cl} + INVCL_{tcl,cl}) \quad (III-18)$$

$\forall tcl$

La energía (poder calorífico) de los combustibles utilizados para la producción de clinker no debe ser inferior a la energía utilizada en la producción de clinker:

$$\sum_{cl} (QCL_{tcl,cl} * ctcl_{tcl,cl}) \geq \sum_{comb} (QCOM_{fcl,comb})$$

$\forall tcl$

Consumo de materias primas para clinker (blanco y gris). Cantidad de caliza y pizarra (normal y descarbonatada):

$$\sum_{tcl} (QCL_{tcl,cl} * ctcl_{tcl,cl}) \leq \sum_{mcl} (QRM_{mcl,cl}) \quad (III-19)$$

$\forall cl$

El consumo de clinker para el cemento (plantas integrales + molinos) debe ser inferior o igual a la suma del clinker producido y del clinker importado:

$$\sum_{cl} (QCP_{in,tc} * rmk_{cl}) \leq \sum_{tcl,cl} (QCL_{tcl,cl}) + \sum_{cl} (QCLI_{cl}) \quad (III-20)$$

$\forall in$ (cemento gris y blanco)

Al menos el 65% del combustible utilizado para la producción de clinker debe ser coque (para reflejar la limitación de los procesos de combustión):

$$\sum_{tcl,cl} (QCL_{tcl,cl} * ctcl_{tcl,cl}) * 65\% \leq \sum_{tcl,coke} (QCOM_{tcl,coke}) \quad (III-21)$$

Refino de petróleo

La producción en refinería o mediante importación de productos petrolíferos (GLP, nafta, gasolina, jet fuel, diésel, fueloil) debe ser suficiente para satisfacer la demanda:

$$\sum_{cr} (PRCR_{dr,cr} + IMP_{dr,cr}) \geq demr_{dr} \quad (III-22)$$

$\forall dr$

Capacidades máximas de los distintos módulos de la refinería:

La producción en la unidad de destilación atmosférica no debe superar la suma de la capacidad máxima y la inversión en nueva capacidad:

$$\sum_{cr} INPUT_{prc,cr} \leq capacity_{prc} + \sum_{cr} MINV_{prc,cr} \quad (III-23)$$

$\forall prc$

La producción que pasa por el módulo de destilación al vacío no debe superar la suma de la capacidad máxima y la inversión en nueva capacidad:

$$\sum_{cr} INPUT_{pfcc,cr} \leq capacity_{pfcc} + \sum_{cr} MINV_{pfcc,cr} \quad (III-24)$$

$\forall pfcc$

Balances de masas en la refinería:

La salida de producto intermedio (prc) de cada módulo depende de las cantidades de productos intermedios que entran en los distintos módulos (m) y su factor correspondiente:

$$MODUL_{m,prc,cr} = INPUT_{pin,cr} * fac_{cr,c,prc,cr} \quad (III-25)$$

$\forall m, prc, cr$

Productos finales obtenidos a partir de los diferentes módulos se suman a través de las variables ($ENTRPR_{inpr,ws,cr}$) y ($MODUL_{m,pctr,cr}$), las cuales recogen los productos intermedios:

$$PRCR_{pfr,cr} = \sum_{inpr} ENTRPR_{inpr,ws,cr} + MODUL_{m,pctr,cr} \quad (III-26)$$

$\forall pfr, cr$

Representación de los diferentes flujos intermedios. La salida de producto de cada módulo depende de la combinación de productos y flujos intermedios que entran en cada módulo según diferentes mezclas: entrada de producto a los módulos ($mez4$), flujos intermedios ($mez2$), entrada a productos finales ($mez3$) y otros productos importados ($QIMP$):

$$\begin{aligned} & \sum_m (MODUL_{m,pctr,cr} * mez1_{pctr,m}) \\ &= \sum_{fluj(conditional)} (CORRINTER_{fluj,cr} * mez2_{pctr,fluj}) \\ &+ \sum_{inpro(conditional)} (ENTRPR_{inpr,ws,cr} * mez3_{pctr,cr}) \\ &+ \sum_{pin(conditional)} (INPUT_{pin,cr} * mez4_{pctr,pin}) + QIMP_{ir,cr} \end{aligned} \quad (III-27)$$

$\forall prtc, cr$

Otros requerimientos:

El suministro al módulo de destilación al vacío no debe ser mayor al residuo atmosférico obtenido de la destilación atmosférica:

$$INPUT_{mra,cr} \leq MODUL_{mra,destatm,cr} \quad (III-28)$$

$\forall mra, cr$

Mezclas para cumplir con las especificaciones de los productos finales: Las especificaciones se establecen a través de los factores (que incluyen porcentaje de peso, densidad, nivel de cetano y azufre) según la cantidad de producto obtenido y no pueden superar las especificaciones máximas del producto final (spf).

El azufre en el gasóleo, calculado a partir de la cantidad de producto y su mezcla, no debe superar el máximo permitido, que a su vez depende de la cantidad del producto:

$$\sum_{ex} (fac_{se,ex,cr} * ENTRPR_{ex,ws,cr} + dhds_{ex,se,cr} * ENTRPR_{ex,ss,cr}) + dhds_{3ex,se,cr} * MODUL_{hed,2ex,cr} \leq spf_{di,se} * \left(\sum_{ex} (ENTRPR_{ex,ws,cr} + ENTRPR_{ex,ss,cr}) + MODUL_{hed,2ex,cr} \right) \quad (III-29)$$

$\forall cr$

La densidad del gasóleo producido, calculada a partir de la cantidad de producto y la mezcla que aporta cada módulo, no debe superar la densidad máxima del gasóleo, que a su vez depende de la cantidad de producto:

$$\sum_{ex} (ENTRPR_{ex,ws,cr} + ENTRPR_{ex,ss,cr}) + MODUL_{hed,2ex,cr} \leq spf_{di,de} * \sum_{ex} \left(\frac{ENTRPR_{ex,ws,cr}}{fac_{de,ex,cr}} + \frac{ENTRPR_{ex,ss,cr}}{dhds_{ex,de,cr}} \right) + \left(\frac{MODUL_{hed,2ex,cr}}{dhds_{3ex,de,cr}} \right) \quad (III-30)$$

$\forall cr$

El cetano en el gasóleo, calculado a partir de la cantidad de producto y su mezcla, no debe ser inferior al mínimo permitido, que a su vez depende de la cantidad del producto:

$$spf_{di,ce} * \sum_{ex} \left(\frac{ENTRPR_{ex,ws,cr}}{fac_{de,ex,cr}} + \frac{ENTRPR_{ex,ss,cr}}{dhds_{ex,de,cr}} \right) + \left(\frac{MODUL_{hed,2ex,cr}}{dhds_{3ex,de,cr}} \right) \leq \sum_{ex} \left(\frac{ENTRPR_{ex,ws,cr}}{fac_{de,ex,cr}} * fac_{ce,ex,cr} + \frac{ENTRPR_{ex,ss,cr}}{dhds_{ex,de,cr}} * dhds_{ex,ce,cr} \right) + \left(\frac{MODUL_{hed,2ex,cr}}{dhds_{3ex,de,cr}} * dhds_{ex,ce,cr} \right) \quad (III-31)$$

$\forall cr, hed, 2ex, 3ex, de, ce$

La cantidad de azufre en jet fuel calculado a partir de la cantidad de producto y su mezcla, no debe superar el máximo permitido, que a su vez depende de la cantidad del producto:

$$ENTRPR_{ijf,ws,cr} * fac_{se,1ex,cr} + ENTRPR_{ijf2,ws,cr} * dhds_{1ex,se,cr} \leq spf_{jf,se} * (ENTRPR_{ijf,ws,cr} + ENTRPR_{ijf2,ws,cr}) \quad (III-32)$$

$\forall cr$

La densidad del jet fuel, calculada a partir de la cantidad de producto y la mezcla que aporta cada módulo, no debe superar su densidad máxima, que a su vez depende de la cantidad de producto:

$$(ENTRPR_{ijf,ws,cr} + ENTRPR_{ijf2,ws,cr}) \leq spf_{jf,de} * \left(\frac{ENTRPR_{ijf,ws,cr}}{fac_{de,1ex,cr}} + \frac{ENTRPR_{ijf2,ws,cr}}{dhds_{1ex,de,cr}} \right) \quad (III-33)$$

$\forall cr$

El octanaje de la gasolina, calculado a partir de la cantidad de producto y su mezcla, no debe ser inferior al mínimo permitido, que a su vez depende de la cantidad del producto:

$$\begin{aligned} spf_{ga,de} * \left(\frac{ENTRPR_{gb,ws,cr}}{fac_{de,bu,cr}} + \frac{ENTRPR_{gnl,ws,cr}}{fac_{de,ln,cr}} + \frac{MODUL_{mre,rfn,cr}}{dref_{de,cr}} \right) \\ \leq \frac{ENTRPR_{gb,ws,cr}}{fac_{de,bu,cr}} * fac_{ro,bu,cr} + \frac{ENTRPR_{gnl,ws,cr}}{fac_{de,ln,cr}} * fac_{ro,ln,cr} + \frac{MODUL_{mre,rfn,cr}}{dref_{de,cr}} \\ * dref_{ro,cr} \end{aligned} \quad (III-34)$$

$\forall cr$

El azufre en la gasolina, calculado a partir de la cantidad de producto y su mezcla, no debe superar el máximo permitido, que a su vez depende de la cantidad del producto:

$$\begin{aligned} ENTRPR_{gb,ws,cr} * fac_{se,bu,cr} + ENTRPR_{gnl,ws,cr} * fac_{se,ln,cr} + MODUL_{mre,rfn,cr} * dref_{se,cr} \\ \leq spf_{ga,se} * (ENTRPR_{gb,ws,cr} + ENTRPR_{gnl,ws,cr}) \end{aligned} \quad (III-35)$$

$\forall cr$

La densidad de la gasolina, calculada a partir de la cantidad de producto y la mezcla que aporta cada módulo, no debe superar su densidad máxima, que a su vez depende de la cantidad de producto:

$$\begin{aligned} ENTRPR_{gb,ws,cr} + ENTRPR_{gnl,ws,cr} + MODUL_{mre,rfn,cr} \\ \leq spf_{ga,de} * \left(\frac{ENTRPR_{gb,ws,cr}}{fac_{de,bu,cr}} + \frac{ENTRPR_{gnl,ws,cr}}{fac_{de,ln,cr}} + \frac{MODUL_{mre,rfn,cr}}{dref_{de,cr}} \right) \end{aligned} \quad (III-36)$$

$\forall cr$

El consumo térmico del proceso de refino depende de la entrada de producto en cada módulo, y no debe ser superior al consumo interno ($ICOR_{aur,cr}$) y el consumo externo ($ECOR_{ng,cr}$) de combustible:

$$\sum_{pin,cr} tcr_{pin,cr} * INPUT_{pin,cr} \leq \sum_{aur,cr} (pcomb_{aur,cr} * ICOR_{aur,cr}) + (pcomb_{ng,cr} * ECOR_{ng,cr}) \quad (III-37)$$

Azulejos

La suma de azulejos producidos (azulejos de pasta roja, azulejos de pasta blanca, gres rojo, azulejos de porcelana y gres blanco y azulejos extruidos) e importados debe ser suficiente para satisfacer la demanda total:

$$dti_{tt} \leq \sum_{ki} (QTP_{ki,tt}) + QTl_{tt} \quad (III-38)$$

$\forall tt$

La cantidad de energía del combustible consumido ($QCOT$) debe ser mayor al consumo energético de combustible de cada instalación (directa y mediante cogeneración) ($QEIN$):

$$\sum_{comb,cogn} (QCOT_{comb,cogn} * fco_{comb}) \geq \sum_{int,tt} (QEIN_{int,tt}) + \sum_{cofc,cogn} (QCOT_{comb,cogn} * fco_{cofc}) * 6\% \quad (III-39)$$

El combustible para cogeneración no debe superar el máximo de combustible suministrado para cogeneración ($QCGT_{int,tcog,tt}$):

$$\sum_{comb} (QCOT_{comb,cogy} * fco_{comb}) \geq \sum_{int,tcog,tt} (QCGT_{int,tcog,tt}) \quad (III-40)$$

El mix energético actual se puede variar mediante inversión para la sustitución de combustibles. Por tanto, el combustible utilizado no debe superar el mix energético actual ($cpcot_{comb}$) más la inversión en nuevas instalaciones ($ICOT_{comb}$):

$$\sum_{cog} (QCOT_{comb,cog} * fco_{comb}) \leq \sum_{comb,cog} (QCOT_{comb,cog} * fco_{comb}) * cpcot_{comb} + ICOT_{comb} * fco_{comb} \quad (III-41)$$

$\forall comb$

Consumo de energía de cada instalación (directa [$QEIN_{int,tt}$] y por cogeneración [$QCGT_{int,tcog,tt}$]) no debe ser inferior a la energía de cada instalación (dependiendo de la cantidad de producto) teniendo en cuenta la situación actual de las medidas de ahorro ($QIKT_{int,tt}$; $QBIT_{int,tt}$) y las nuevas medidas de ahorro energético:

$$\begin{aligned} QEIN_{int,tt} * nss[if pkt(int)] + \sum_{int,tcog,tt} (QCGT_{int,tcog,tt}) * cgc_{per,tcog} [if icg(int)] \\ = (QTP_{int,tt} - QIKT_{int,tt}[if ki(int)] + QBT_{int,tt} * ebt_{int}) * ect_{int,tt} \\ + (QIKT_{int,tt} * ecti_{int,tt} + QBIT_{int,tt} * ebt_{int})[if ki(int)] \end{aligned} \quad (III-42)$$

Se resta el ahorro energético por recuperación de calor, que depende de la producción ($QTP_{irt,tt}$) y la capacidad de recuperación de calor horno- secador ($rkdt_{irt}$):

$$- \sum_{irt} (QTP_{irt,tt} * rkdt_{irt}) [if\ irt(int)]$$

Se resta el ahorro energético por uso de pre-horno, que utiliza el calor obtenido de la cogeneración y dependen del rendimiento ($tppk$). Sólo se utiliza para hornos de túnel:

$$- \sum_{tcog} (QCGT_{pkt,tcog,tt} * cgc_{per,tcog} * tppk) [if\ kti(int)]$$

Se resta la energía ahorrada por uso de wollastonita (QWO_{tt}):

$$- QWO_{tt} * savw [if\ kti(int)]$$

Se resta la energía ahorrada mediante otras medidas:

optimización del flujo de aire de combustión y curva de presión del horno. (smk);

calentamiento del aire de combustión del horno con una chimenea de gas refrigerante (smk).

El ahorro depende de producto que pasa por estas medidas de ahorro:

$$- \sum_{smk} (QTPS_{smk,int,tt} * cst_{smk,tst}) [if\ ki(int)]$$

aumento el contenido de sólidos del atomizador de suspensión y el control automático de la humedad en los atomizadores ($smt3$). El ahorro depende de producto que pasa por estas medidas de ahorro que dependen del atomizador:

$$- (QTPSA_{tt} * cst_{smt3,tst} * ect_{sint,tt}) [if\ iat(int)]$$

Se suman los requerimientos energéticos extra por doble cocción. Se resta el consumo en que incurrirían los hornos estándar si no se utilizaran hornos mejorados y se incorpora el consumo de los hornos mejorados

$$+ (QTP_{int,tt} - QIKT_{int,tt}) * ect_{sint,tt} + (QIKT_{int,tt} * ect_{iint,tt}) * ebt_{int} * cot_{df} [if\ df tt(tt)]$$

$\forall\ int, tt$

La cantidad de azulejo producido no puede superar la capacidad máxima instalada de cada tecnología, que a su vez es la suma de la capacidad existente y las nuevas inversiones ($INVT_{int}$):

$$\sum_{tt} (QTP_{int,tt}) \leq INVT_{int} + cti_{int} \quad (III-43)$$

$\forall inst$

La producción que pasa por el pre-horno no debe ser mayor que la producción que pasa por el horno túnel:

$$\sum_{pkt} (QTP_{pkt,tt}) \leq \sum_{kti} (QTP_{kti,tt}) \quad (III-44)$$

$\forall tt$

La máxima energía útil para pre-horno suministrada mediante cogeneración depende de la cantidad de producto que pasa por el pre-horno y se basa en el rendimiento del pre-horno ($tppk$) y del consumo de combustible en cogeneración:

$$\sum_{pkt} (QTP_{pkt,tt}) \geq \sum_{pkt,tcog,tt} (QCGT_{pkt,tcog,tt}) * cgc_{tep,tcog} * tppk/0,4 \quad (III-45)$$

$\forall tt$

La cantidad de wollastonita no debe superar la cantidad máxima de wollastonita disponible (mxw):

$$\sum_{ttw} QWO_{ttw} \leq mxw \quad (III-46)$$

En los productos con wollastonita la cantidad de wollastonita por producto dividido por el contenido de carbonato no debe superar la cantidad de producto

$$\frac{QWO_{ttw}}{carb_{ttw}} \leq \sum_{ki} (QTP_{ki,ttw}) \quad (III-47)$$

$\forall ttw$

Materias primas necesarias:

El uso de wollastonita debe ser igual a la cantidad de materia prima de wollastonita:

$$QRMT_{wo} = \sum_{ttw} QWO_{ttw} \quad (III-48)$$

$$QRMT_{tt} = \sum_{ki} (QTP_{ki,tt}) - QWO_{tt}[if\ tttw(tt)] \quad (III-49)$$

$\forall tt$

La cantidad de fritos y esmaltes debe ser igual a cantidad de producto que utiliza este tipo de materias primas:

$$QRMT_{tfg} = \sum_{twe} \left(\sum_{ki} (QTP_{ki,twe}) / swt_{twe} \right) \quad (III-50)$$

La energía utilizada para atomizador y secador depende de una contribución mínima (but_{itad}) de los quemadores en el consumo total de los atomizadores y secaderos (incluyendo cogeneración):

$$\left(QEIN_{itad,tt} * nss + \sum_{tcog} (QCGT_{itad,tcog,tt} * cgc_{per,tcog}) \right) * but_{itad} \leq QEIN_{itad,tt} * nss \quad (III-51)$$

$\forall itad, tt$

Consumo eléctrico:

El consumo de energía total no debe ser inferior al consumo de energía de cada proceso, que su vez depende de la materia procesada por cada proceso. Se tienen en cuenta el aumento del consumo de electricidad por las medidas de ahorro ($cst_{smt,eci}$) y el consumo eléctrico del recuperador de calor (rkd_{irt}):

$$\begin{aligned} \sum_{cogy} QCOT_{ele,cogy} \geq & \sum_{ite} \sum_{tt} (QTP_{ite,tt} * pct_{ite,tt}) + \sum_{smk,ki} (QTPS_{smk,ki,tt} * cst_{smk,eci}) \\ & + \sum_{tt} (QTPSA_{tt} * cst_{smt3,eci}) + \sum_{irt,tt} (QTP_{irt,tt} * rkd_{irt}) * trtkd \end{aligned} \quad (III-52)$$

El autoconsumo eléctrico anual no debe ser superior al consumo eléctrico:

$$ETCG_{ein} \leq \sum_{cogy} QCOT_{ele,cogy} \quad (III-53)$$

Electricidad obtenida mediante cogeneración debe ser la electricidad vendida y la electricidad para autoconsumo ($ETCG_{elec}$). El subíndice $elec$ distingue entre la electricidad consumida y la vendida:

$$\sum_{tcog} \sum_{icg,twe} (QCGT_{icg,twe} * cgc_{cep,tcog}) \geq \sum_{elec} ETCG_{elec} \quad (III-54)$$

Cantidad de producto en cada proceso, sin contar los hornos debe ser al menos la suma de la producción que pasa por los distintos hornos:

$$QTP_{iwk,tt} \geq \sum_{ki} QTP_{ki,tt} \quad (III-55)$$

$\forall iwk, tt$

Cantidad de producción con horno de recuperación de calor no debe superar la cantidad que para por cada tipo de horno:

$$QTP_{irt,tt} \leq QTP_{ki,tt} \quad (III-56)$$

$\forall tt, irt, ki$ [si $cks(irt, ki)$]

Cantidad de producto en atomizador debe ser al menos la cantidad de producto que pasa por los distintos hornos, excluyendo las baldosas extruidas:

$$QTP_{iat,twe} \geq \sum_{ki} QTP_{ki,twe} \quad (III-57)$$

$\forall twe$

Consumo de energía en cogeneración no debe superar la suma de la capacidad actual más la inversión en nueva capacidad de cogeneración ($INCG_{tcog}$):

$$\sum_{icg,tt} QCGT_{icg,tcog,tt} \leq cpcgt_{tcog} + INCG_{tcog} \quad (III-58)$$

$\forall tcog$

Inversión en nueva capacidad de aislamiento en hornos ($I I K T_{ki}$):

La producción no debe superar la máxima capacidad de los hornos, que a su vez es la suma de la capacidad actual más la inversión en nueva capacidad:

$$\sum_{tt} Q I K T_{ki,tt} \leq c c i k t_{ki} + I I K T_{ki} \quad (III-59)$$

$\forall ki$

La disponibilidad de horno mejorado no debe superar al uso de doble cocción en hornos estándar:

$$Q I K T_{ki,tt} \leq Q B T_{tt} \quad (III-60)$$

$\forall tt, ki$

El biogás utilizado no debe superar un porcentaje $maxbg$ del gas utilizado en cogeneración:

$$\sum_{bio,cogy} (Q C O T_{bio,cogy} * f c o_{bio}) \leq \sum_{comg,cogy} (Q C O T_{comg,cogy} * f c o_{comg}) * maxbg \quad (III-61)$$

El biogás utilizado depende de la máxima disponibilidad de biogás ($capbg$):

$$\sum_{bio,cogy} (Q C O T_{bio,cogy} * f c o_{bio}) \leq \sum_{comb,cogy} (Q C O T_{comb,cogy} * f c o_{comb}) * capbg \quad (III-62)$$

Ladrillos

La suma de ladrillos producidos (ladrillos de muro, ladrillos caravista, tejas, otros) e importados debe ser suficiente para satisfacer la demanda total:

$$dbi_{tb} \leq \sum_{kb} (QBP_{kb,tb}) + QBI_{tb} \quad (III-63)$$

$\forall tb$

Cantidad de energía del combustible consumido ($QCOB$) debe ser mayor al consumo energético del combustible de cada instalación (directa y por cogeneración) (QEB):

$$\sum_{comb,cogn} (QCOB_{comb,cogn} * fco_{comb}) \geq \sum_{inb,tb} (QEB_{inb,tb}) + \sum_{cofc,cogn} (QCOB_{comb,cogn} * fco_{cofc}) * 6\% \quad (III-64)$$

Combustible para cogeneración no debe superar el máximo de combustible suministrado para cogeneración ($QCGB_{inb,tcog,tb}$):

$$\sum_{comb} (QCOB_{comb,cogy} * fco_{comb}) \geq \sum_{inb,tcog,tb} (QCGB_{inb,tcog,tb}) \quad (III-65)$$

El mix energético actual se puede variar mediante inversión para la sustitución de combustibles. Por tanto, el combustible utilizado no debe superar el mix energético actual más la inversión en nuevas instalaciones ($ICOB_{comb}$):

$$\sum_{cog} (QCOB_{comb,cog} * fco_{comb}) \leq \sum_{comb,cog} (QCOB_{comb,cog} * fco_{comb}) * cpcob_{comb} + ICOB_{comb} * fco_{comb} \quad (III-66)$$

$\forall comb$

Consumo de energía por cada proceso (directa y por cogeneración) $[QEB_{kb,tb}]$ no puede ser inferior a la energía de cada proceso (dependiendo de la cantidad de producto) teniendo en cuenta la situación actual de las medidas de ahorro ($QIKB_{kb,tb}$; $QBIB_{inb,tb}$) y las nuevas medidas de ahorro energético:

$$\sum_{kb} QEB_{kb,tb} = \sum_{kb} \left((QBP_{kb,tb} - QIKB_{kb,tb}) * ecb_{kb,tb} + QIKB_{kb,tb} * ecbi_{inb,tb} \right) + (QIKB_{inb,tb} * ecbi_{inb,tb} + QBIB_{inb,tb} * ebb_{inb}) \quad (III-67)$$

Se resta el ahorro energético por uso de pre-horno, que utiliza el calor obtenido de la cogeneración y dependen del rendimiento ($tpbk$). Sólo se utilizan para hornos de túnel:

$$- \sum_{tcog} (QCGB_{pkb,tcog,tb} * cgc_{per,tcog} * tpbk)$$

Se resta la energía ahorrada mediante otras medidas (smb):

optimización del flujo de aire de combustión y curva de presión del horno;

calentamiento del aire de combustión del horno con chimenea de gas refrigerante.

El ahorro depende de producto que pasa por estas medidas de ahorro:

$$- \sum_{smb} (QBPS_{smb,tb} * csb_{smb,tst})$$

Se restan los ahorros por uso de residuos de papel ($QPW_{ar,tb}$) y orujo ($QPMA_{ar,tb}$), que dependen de la cantidad de estas materias primas:

$$- \sum_{ar} (QPW_{ar,tb}) * cvpw$$

$$- \sum_{ar} (QPMA_{ar,tb}) * cvma$$

$\forall tb$

Consumo energético de los secadores, incluido a través de cogeneración no debe ser inferior a la cantidad de energía necesaria por los secadores menos la energía aportada por el recuperador de calor (rkd_{irb}):

$$\sum_{drb} (QEB_{drb,tb} * nss) + \sum_{drb,tcog} (QCGB_{drb,tcog,tb} * cgc_{per,tcog}) \geq \sum_{drb} (QBP_{drb,tb} * ecb_{drb,tb}) - \sum_{irb} (QBP_{irb,tb} * rkd_{irb}) \quad (III-68)$$

$\forall tb$

La cantidad de ladrillos producidos no puede superar la capacidad máxima instalada de cada tecnología, que a su vez es la suma de la capacidad existente y las nuevas inversiones ($INVB_{inb}$):

$$\sum_{tb} QBP_{inb,tb} \leq INVB_{inb} + cbi_{inb} \quad (III-69)$$

$\forall inb$

La producción que pasa por el pre-horno no debe ser mayor que la producción que pasa por el horno túnel:

$$\sum_{pkb} (QBP_{pkb,tb}) \leq \sum_{kbi} (QBP_{kbi,tb}) \quad (III-70)$$

$\forall tb$

Máxima energía útil para pre-horno suministrada mediante cogeneración depende de la cantidad de producto que pasa por el pre-horno y se basa en el rendimiento del pre-horno ($tppk$) y del consumo de combustible en cogeneración:

$$\sum_{pkb} (QBP_{pkb,tb}) \geq \sum_{pkb,tcog} (QCGB_{pkb,tcog,tb}) * cgc_{tep,tcog} * tppk / 0,4 \quad (III-71)$$

$\forall tb$

Cantidad de producción mediante horno con recuperación de calor no debe superar a la cantidad de producción de cada tipo de horno:

$$QBP_{irb,tb} \leq QBP_{kb,tb} \quad (III-72)$$

$\forall tb, irb, kb$ [if $cksb(irb, kb)$]

Materias primas necesarias por producto: arcilla ($QCL_{cabb,ar}$), residuos de papel ($QWP_{ar,tb}$) y orujo ($QMA_{ar,tb}$).

La suma de toda la arcilla obtenida en cada tipo de área debe ser igual al total de arcilla utilizada como materia prima:

$$QRMB_{cla,ar} = \sum_{cabb} QCL_{cabb,ar} \quad (III-73)$$

$\forall ar$

Materia prima que no se extrae del área 3 (de mala calidad):

$$\sum_{brm} QRMB_{brm,ar3} \leq 0 \quad (III-74)$$

La suma del residuo de papel recogido en cada una de las áreas debe ser igual al total utilizado en como materia prima:

$$QRMB_{wp,ar} = \sum_{tb} QWP_{ar,tb} \quad (III-75)$$

$\forall ar$

La suma del orujo recogido en cada una de las áreas debe ser igual al total utilizado en como materia prima:

$$QRMB_{mab,ar} = \sum_{tb} QMA_{ar,tb} \quad (III-76)$$

$\forall ar$

Materia prima total de arcilla debe ser, al menos, la producción de ladrillos descontando los residuos de papel y orujo ($rmpm$):

$$\sum_{kb,tb} (QBP_{kb,tb}) - \sum_{rmpm,ar} (QRMB_{rmpm,ar}) \leq \sum_{ar} QRMB_{cla,ar} \quad (III-77)$$

La energía utilizada para atomizador y secador depende de una contribución mínima (bub) de los quemadores en el consumo total de los atomizadores y secaderos (incluyendo cogeneración):

$$\left(\sum_{drb} (QEB_{drb,tb}) * nss + \sum_{drb,tcog} (QCGB_{drb,tcog,tb} * cgc_{tp,tcog}) \right) * bub \leq \sum_{drb} (QEB_{drb,tb}) * nss \quad (III-78)$$

$\forall tb$

Consumo eléctrico:

El consumo de energía total no debe ser inferior al consumo de energía de cada proceso, que su vez depende de la materia procesada por cada proceso. Se tienen en cuenta el aumento del consumo de electricidad el consumo eléctrico del recuperador de calor (rkd_{irb}):

$$\sum_{cog} QCOT_{ele,cog} \geq \sum_{ibe} \sum_{tb} (QBP_{ibe,tb} * pcb_{ibe,tb}) + \sum_{irb,tb} (QBP_{irb,tb} * rkd_{irb}) * trbkd + \sum_{kb,tb} (QBP_{kb,tb} * pcob_{tb}) \quad (III-79)$$

El autoconsumo eléctrico anual no debe ser superior al consumo eléctrico:

$$EBCG_{ein} \leq \sum_{cog} QCOB_{ele,cog} \quad (III-80)$$

Electricidad anual obtenida mediante cogeneración debe ser mayor que la electricidad vendida y la electricidad para autoconsumo ($EBCG_{elec}$). El subíndice $elec$ distingue entre la electricidad consumida y la vendida:

$$\sum_{tcog} \sum_{icgb,tb} (QCGB_{icgb,tcog} * cgc_{eep,tcog}) \geq \sum_{elec} EBCG_{elec} \quad (III-81)$$

Cantidad de producto en cada proceso de producción, sin contar los hornos debe ser al menos la suma de la producción que pasa por los distintos hornos:

$$QBP_{prb,tb} \geq \sum_{kb} QBP_{kb,tb} \quad (III-82)$$

$\forall tb$

La producción que pasa por los secadores debe ser al menos la producción que pasa por los hornos:

$$\sum_{drb} QBP_{drb,tb} \geq \sum_{kb} QBP_{kb,tb} \quad (III-83)$$

$\forall tb$

Cantidad de materia prima por emplazamiento. La cantidad de arcilla ($QCL_{cabb,ar}$) no debe ser superior a la producción menos el resto de materia prima (restos de papel y orujo) al límite por yacimiento (yac_{cabb}):

$$\sum_{ar} QCL_{cabb,ar} \leq \left(\sum_{kb,tb} (QBP_{kb,tb}) - \sum_{rmpm,ar} (QRMB_{rmpm,ar}) \right) * yac_{cabb} \quad (III-84)$$

$\forall cabb$

El biogás no debe superar un porcentaje $maxbg$ del gas utilizado en cogeneración:

$$\sum_{bio,cog} (QCOB_{bio,cog} * fco_{bio}) \leq \sum_{comg,cog} (QCOB_{comg,cog} * fco_{comg}) * maxbg \quad (III-85)$$

El biogás utilizado depende de la máxima disponibilidad de biogás ($capbg$):

$$\sum_{bio,cog} (QCOB_{bio,cog} * fco_{bio}) \leq \sum_{comb,cog} (QCOB_{comb,cog} * fco_{comb}) * capbg \quad (III-86)$$

La cantidad de residuos de papel no puede ser superior a su máxima disponibilidad:

$$\sum_{ar,tb} QWP_{ar,tb} \leq maxwp \quad (III-87)$$

El máximo de residuos de papel depende del producto final y un factor que indica la mezcla máxima (pwp_{tb}):

$$\sum_{ar} QWP_{ar,tb} \leq \sum_{kb} (QBP_{kb,tb}) * pwp_{tb} \quad (III-88)$$

$\forall tb$

La cantidad de residuos de papel procedentes de fábricas cercanas no debe superar la capacidad de producción con esta materia prima:

$$\sum_{tb} (QWP_{ar1,tb}) * cwpp_{tb} \leq \sum_{kb} (cbi_{kb}) * cpwp \quad (III-89)$$

La cantidad de orujo no puede ser superior a su máxima disponibilidad:

$$\sum_{ar12,tb} QMA_{ar12,tb} \leq maxm \quad (III-90)$$

El máximo de orujo depende del producto final y un factor que indica la mezcla máxima (pma_{tb}):

$$\sum_{ar} QMA_{ar,tb} \leq \sum_{kb} (QBP_{kb,tb}) * pma_{tb} \quad (III-91)$$

$\forall tb$

Porcentaje de materia prima de orujo cerca de las fábricas no debe superar la capacidad de producción con esta materia prima:

$$\sum_{tb} (QMA_{ar,tb}) * cmap_{tb} \leq \sum_{kb} (cbi_{kb}) * cpma_{ar} \quad (III-92)$$

$\forall ar$

La cantidad de estas materias primas (residuos de papel y orujo) no debe ser superior a las necesidades para el producto final:

$$\sum_{ar} (QWP_{ar,tb}) * cwpp_{tb} + \sum_{ar} (QMA_{ar,tb}) * cmap_{tb} \leq \sum_{kb} (QBP_{kb,tb}) \quad (III-93)$$

$\forall tb$

Consumo de energía en cogeneración debe no debe superar la suma de la capacidad actual más la inversión en nueva capacidad de cogeneración ($IBCG_{tcog}$):

$$\sum_{icg,tb} QCGB_{icg,tcog,tb} \leq cpcgb_{tcog} + IBCG_{tcog} \quad (III-94)$$

$\forall tcog$

Inversión en nueva capacidad de aislamiento de hornos ($IIKB_{kb}$).

La producción no debe superar la máxima capacidad de los hornos, que a su vez es la suma de la capacidad actual más la inversión en nueva capacidad:

$$\sum_{tb} QIKB_{kb,tb} \leq cci_{kb} + IIKB_{kb} \quad (III-95)$$

$\forall kb$

Producción por hornos mejorados no debe ser superior a la producción total:

$$QIKB_{kb,tb} \leq QTP_{tb} \quad (III-96)$$

$\forall tb, kb$

Sector eléctrico

Balance de demanda. La electricidad generada, menos la utilizada para bombeo, debe ser igual a la demanda no industrial ($del_{p,s,n}$) y la demanda industrial, compuesta por las necesidades de electricidad del resto de sectores modelados. La demanda eléctrica de cada sector depende de la producción y de la cogeneración. La demanda eléctrica industrial, al ser una demanda anual, se reparte entre bloques mediante ($deli_{p,s,n}$):

$$\begin{aligned}
 & \left[\sum_{ct} (PGEN_{ct,p,s,n}) - \sum_b (PBOMB_{b,p,s,n}) \right] \\
 & = \left(del_{p,s,n} + deli_{p,s,n} \right. \\
 & \quad * \left[\left(els_{tsb} * QPI_{tot} + \sum_{tbe} (els_{tbe} * QST_{tbe}) \right) \right. \\
 & \quad + \left(\sum_{tcl,cl} (elcl_{tcl,cl} * QCL_{tcl,cl}) + \sum_{in,tc} (elc_{in,tc} * QCP_{in,tc}) \right) \\
 & \quad + \left(\sum_{cog} (QCOT_{ele,cog}) - ETGG_{ein} \right) + \left(\sum_{cog} (QCOB_{ele,cog}) - EBGG_{ein} \right) \\
 & \quad \left. \left. + \left(\sum_{pin,cr} (elr_{pin,cr} * INPUT_{pin,cr}) \right) \right] \right) \quad (III-97)
 \end{aligned}$$

$\forall p, s, n$

Capacidad instalada de energía eólica depende de un patrón basado en series históricas (perfiles de generación de energía eólica) y de la potencia instalada acumulada:

$$PGEN_{ct_eol,p,s,n} = prodeol_{p,s,n} * PINSACUM_{ct_eol,p} \quad (III-98)$$

$\forall ct_eol,p,s,n$

La potencia de salida no debe superar la capacidad instalada multiplicada por el factor de carga:

$$PGEN_{ctweol,p,s,n} \leq PINSACUM_{ctweol,p} * loadf_{ctweol} \quad (III-99)$$

$\forall ctweol,p,s,n$

Margen de reserva; la capacidad disponible, para satisfacer los niveles normales de demanda máxima anual, no debe ser inferior a la tasa de cobertura de la demanda a través de generación eléctrica no intermitente:

$$\sum_{ctnoint} (PINSACUM_{ctnoint,p}) \geq indcob * [max_{s,n}](del_{p,s,n}) \quad (III-100)$$

$\forall p$

Nivel de reservas hidráulicas. Se tienen en cuenta los niveles de los embalses entre subperiodos s (meses):

$$\sum_n (PGEN_{ct,p,s,n} * days_s) - RES_{h,p,s} + RES_{h,p,s+1} \leq aporhid_{h,s} \quad (III-101)$$

$\forall h, p, s$

Producción hidráulica por río fluyente no debe superar la potencia fluyente disponible, la cual está agregada en meses (separando días laborales de días festivos):

$$\sum_n (PGEN_{f,p,s,n}) \leq fluy_{f,s} \quad (III-102)$$

$\forall f, p, s$

Balance bomba-turbina, se establece que la energía generada no puede ser mayor a la energía bombeada. La duración se representa a través de; p : años, s : subperiodos y n : horas de un día representativo:

$$\sum_{s,n} (days_s * (PGEN_{b,p,s,n} - PBOMB_{b,p,s,n} * rend)) \leq 0 \quad (III-103)$$

$\forall b, p$

Se limita la energía bombeada a la máxima producción por bombeo anual:

$$\sum_{s,n} (dur_{p,s,n} * PGEN_{b,p,s,n}) \leq bomax_b \quad (III-104)$$

$\forall b, p$

La potencia de salida mediante las diferentes tecnologías no debe superar la limitación de las emisiones de SO₂ y partículas de NOx:

$$\sum_{cex,s,n} (cont_{cex,pollut} * PGEN_{cex,p,s,n} * dur_{p,s,n}) \leq maxco_{p,pollut} \quad (III-105)$$

$\forall p, pollut$

La inversión para cada tipo de planta nueva no debe superar la inversión máxima por periodo:

$$\sum_p (PINS_{cn,p}) \leq pinsm_{cn} \quad (III-106)$$

$\forall cn$

III.3. REFERENCIAS

Cook, Gragory. 2011. «Investment, Carbon Pricing and Leakage - a cement sector perspective». *Climate strategies*.

Economics for Energy. 2011. «Potencial económico de reducción de la demanda de energía en España». Vigo: Economics for Energy.

Ellerman, A. Denny, y Mar Reguant. 2008. «Grandfathering and the Endowment Effect An Assessment in the context of the Spanish National Allocation Plan». Working Paper. <http://dspace.mit.edu/handle/1721.1/45662>.

ESMAP. 2012. «Lessones Learned From Seven Country Studies». Low Carbon Growth Country Studies Program Knowledge Series 011/12..

Grosjean, G., W. Acworth, C. Flachsland, y R. Marschinski. 2016. «After Monetary Policy, Climate Policy: Is Delegation the Key to EU ETS Reform?» *Climate Policy* 16 (1): 1-25. doi:10.1080/14693062.2014.965657.

Jaraite, Jurate, y Andrius Kažukauskas. 2012. «Firm Trading Behaviour and Transaction Costs in the European Union's Emission Trading System: An Empirical Assessment». SSRN eLibrary,

Linares, Pedro, Francisco Javier Santos, Mariano Ventosa, y Luis Lapiedra. 2008. «Incorporating Oligopoly, CO2 Emissions Trading and Green Certificates into a Power Generation Expansion Model». *Automatica* 44 (6): 1608-20. doi:10.1016/j.automatica.2008.03.006.

McKinsey & Company. 2007. «Reducing US Greenhouse Gas Emissions: How Much at What Cost?» EEUU.

Monjon, Stéphanie, y Philippe Quirion. 2009. «Addressing leakage in the EU ETS: results from the CASE II model». *Climate Strategies*.

Neuhoff, Karsten, Willian Acworth, Regina Betz, Dallas Burtraw, Johanna Cludius, Harrison Fell, Cameron Hepburn, et al. 2015. «Is a Market Stability Reserve likely to improve the functioning of the EU ETS?» VIII. *Climate Strategies*..

Oficemen. 2013. «Anuario del Sector Cementero Español 2012». Oficemen.

Richstein, Jörn C., Émile J. L. Chappin, y Laurens J. de Vries. 2015. «The market (in-)stability reserve for EU carbon emission trading: Why it might fail and how to improve it». *Utilities Policy* 35 (agosto): 1-18. doi:10.1016/j.jup.2015.05.002.

Santamaría, Alberto, Pedro Linares, y Pablo Pintos. 2014. «The effects of carbon prices and anti-leakage policies on selected industrial sectors in Spain – Cement, steel and oil refining». *Energy Policy* 65 (febrero): 708-17. doi:10.1016/j.enpol.2013.10.031.

Szabo, Laszlo, Ignacio Hidalgo, Juan Carlos Ciscar, y Antonio Soria. 2006. «CO2 emission trading within the European Union and Annex B countries: the cement industry case». *Energy Policy* 34 (1): 72-87.

Wesselink, Bart, y Yvonne Deng. 2009. «Sectoral Emission Reduction Potentials and Economic Costs for Climate Change (SERPEC-CC)». Ecofys Netherlands BV (lead partner), Institute of communication and computer

Systems (iccS) of national technical university of Athens (ntua), Institute for Prospective technological Studies (iPtS), EC Joint research centre (Jrc), AEA energy and environment, CE-Delft.

Capítulo IV. CASO DE ESTUDIO PARA ESPAÑA

IV.1. INTRODUCCIÓN

En el anterior capítulo se describió el modelo desarrollado en esta investigación con el propósito de analizar el funcionamiento del EU ETS. A continuación, se describe un caso práctico de aplicación de este modelo, que pretende ilustrar las ventajas de la modelización integrada. En el mismo se estudia la situación ex-post durante la fase II del EU ETS, para comprobar si los costes marginales de reducción obtenidos del modelo se corresponden con los precios de los derechos de emisión del mercado europeo de carbono. Además, como análisis de sensibilidad, también se realiza un escenario alternativo que representa la situación del mercado desde el punto de vista de la planificación del mismo. Esto es, sin tener en cuenta imprevistos, como la crisis económica o políticas posteriores al EU ETS, como la Directiva de eficiencia energética. Este escenario alternativo ayuda a entender el resultado que preveía la Comisión Europea al poner en marcha el ETS, y por tanto su necesidad de ajuste posterior.

El modelo descrito ha sido aplicado para el caso español por ser un país representativo, en cuanto a emisiones y consumo de energía, de la industria considerada en el EU ETS.

IV.2. DATOS DE ENTRADA

Para realizar el estudio de la industria española se establecen dos años representativos: 2008, por ser el primer año de la fase II, y 2012, por ser el último año en que, en el momento de realizar este estudio, se encuentran disponibles los datos de las transacciones reales de los agentes que operan en el mercado, conforme al anexo IV del Reglamento (UE) Nº 389/2013. A continuación se ofrecen las principales magnitudes de los datos exógenos de demanda en 2012, los cuales se detallan en el Anexo III.

IV.2.1. Acero

España produce alrededor del 8,5% del acero europeo (EUROFER 2014). La industria siderúrgica española es una de las más eficientes de la UE por su elevado porcentaje de capacidad instalada de tecnología EAF. El 75% de la producción en 2011 fue fabricada mediante horno eléctrico alimentado exclusivamente de chatarra, frente al 43% de la media europea (UNESID 2014). La producción total de acero en España pasó de 18,6 Mton en 2008 a 13,6 Mton en el año 2012 (UNESID 2014). Este sector representó en 2012 el 4,5% de las emisiones cubiertas por el mercado de emisiones.

IV.2.2. Cemento

El sector cementero es el tercer emisor de GEI de la industria española, después del sector eléctrico y de refino. Aportó alrededor del 10% de las emisiones verificadas al EU ETS en 2012 (EEA 2014). La producción de clinker en España se realiza principalmente mediante vía seca. Esta tecnología requiere de menor consumo

energético. Esto, junto con una materia prima disponible también más seca, permite a la industria española estar cerca de los estándares de las mejores técnicas disponibles. La producción de cemento en España se redujo en dos tercios de 2008 a 2012. Los datos de producción se muestran en el Anexo III.

IV.2.3. Refino de petróleo

El sector de refino de petróleo representó el 12% de las emisiones asociadas al EU ETS en España (EEA 2014) siendo el segundo sector en importancia por este motivo, sólo por detrás del sector eléctrico (ver Tabla 1). Para representar el sector se han tenido en cuenta los diferentes módulos existentes en las 10 refinerías españolas. Los datos de producción de refinados se muestran en el Anexo III

IV.2.4. Azulejos y ladrillos

El sector azulejero español produjo, en 2012, 404 millones de m² de azulejos y pavimentos cerámicos (ASCER 2015). Para el modelado de este sector se reparte esta producción en azulejos, gres y baldosas extruidas. En el Anexo III se detallan las cantidades de cada producto fabricadas.

En cuanto a la cerámica de construcción (ladrillo y tejas), España redujo notablemente su producción a partir del 2008, después de un ascenso continuo desde principios de la pasada década. La producción de este sector en 2012 ascendió a 5.2 Mton. (Hispalyt 2015). En el Anexo III se muestra el reparto de la producción de tejas y ladrillos escalado, utilizado como dato de entrada al modelo.

IV.2.5. Sector eléctrico

La demanda eléctrica en 2012 de España ascendió a 267 TWh, según datos de Red Eléctrica de España. Las emisiones peninsulares de este sector en ese año ascendieron a más de 80 Mton. (REE 2013). En el modelo se representa el mix energético de producción eléctrica total (peninsular y extrapeninsular), así como la producción necesaria para autoconsumo. En el Anexo III se muestra la tabla con los datos de producción de cada una de las tecnologías para 2008 y 2012.

La Tabla 1 muestra la evolución de las emisiones en España de los sectores industriales modelados. En total el modelo abarca el 86% de las emisiones sujetas al EU ETS en 2012, que ascendieron a 135,6 Mton.

Datos emisiones (Mton.)	1990	2005	2012
Producción eléctrica	61,61	101,24	80
Refino	12,64	15,46	14,39
Siderurgia	13,83	11,05	6,05
Cemento y clinker	22,72	29,45	13,73
Cerámica y azulejos	0,41	0,8	1,82
Ladrillos y tejas	3,89	4,1	
Total (modelado)	115,1	162,1	115,99
% cubierto modelo	87%	85%	86%
Total EU ETS	131,66	189,85	135,64

Tabla 1. Emisiones históricas en España por sectores. Fuente: PNA 2008-2012; EEA; REE.

IV.3. RESULTADOS

En este apartado se exponen los resultados obtenidos en las simulaciones para el caso español. Primero se muestran los datos estáticos de validación obtenidos con el modelo, los cuales sirven para comprobar la fidelidad de los resultados obtenidos con la realidad. A continuación se describen los principales resultados. Tal y como se ha adelantado en la introducción, uno de los objetivos de esta investigación es comprobar cómo mejoran los resultados al tener en cuenta los sectores analizados de manera integrada.

Además del estudio de la situación real del mercado, se construyó un escenario alternativo, denominado “escenario previsto”, que representa el escenario esperado para 2012 desde el punto de vista de la preparación de la fase II del EU ETS, es decir, desde antes del 2008. Con este escenario se pretende obtener una estimación de los precios de los derechos de emisión previstos durante la puesta en marcha de la segunda fase del EU ETS, y al mismo tiempo comprobar la sensibilidad del modelo a cambios en sus parámetros de entrada.

Los resultados se representan a través de curvas MAC, las cuales se describen en el apartado II.2.1. Estas representaciones consideran como escenario base la situación tendencial, sin exigencias adicionales de reducción de emisiones. Se comparan, por tanto, las curvas MAC obtenidas a partir del análisis de los sectores por separado, con las obtenidas examinando los sectores conjuntamente.

IV.3.1. Validación del modelo

Para confirmar la coherencia de los datos obtenidos en el modelo con la realidad se comprobaron los resultados intermedios y finales de consumos energéticos, costes y emisiones cada uno de los sectores. A continuación se ofrecen las principales magnitudes.

En la Tabla 2 se ofrece la comparación entre los datos de emisiones verificadas de cada uno de los sectores, para 2008 y 2012, con respecto a los obtenidos por el modelo. Para el cálculo de las emisiones del sector siderúrgico se han seguido los criterios propuestos por las “directrices del IPCC⁹ para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero” (IPCC 2006). Se ha utilizado la metodología que considera las emisiones de GEI en base a la producción y utilización de las materias primas (arrabio, sinter, coque, DRI¹⁰ o pellets). Este método de cálculo, recomendado por IPCC (2006), recoge de manera más fidedigna las emisiones que el método simplificado, basado en el producto final, que es el utilizado para el cálculo de las emisiones reales en el inventario de emisiones oficial español. Si se realizan los cálculos con el método simplificado, los resultados del modelo concuerdan con los verificados.

⁹ Panel Intergubernamental del Cambio Climático.

¹⁰ Hierro de reducción directa, el cual se produce a partir de la reducción directa de mineral de hierro.

Datos emisiones (Mton.)	2008		2012	
	(real)	(modelo)	(real)	(modelo)
Producción eléctrica	98,27	98,00	86,97	90,18
Refino	13,93	14,06	14,39	15,30
Siderurgia*	7,69	11,13	6,05	11,13
Cemento y clinker	23,40	24,90	13,73	12,39
Cerámica y azulejos	3,97	6,22	1,82	3,51
Ladrillos y tejas				

Nota:*El modelo calcula las emisiones para el sector del acero con una metodología basada en (IPCC 2006).

Tabla 2. Comparación entre las emisiones de GEI industriales en España reales y las obtenidas por el modelo. Fuente: Elaboración propia y EEA.

También se validó la fidelidad del modelo a través del mix eléctrico obtenido como resultado intermedio. En la Tabla 3 se muestra el reparto de producción eléctrica obtenida del modelo y su variación con respecto a la realidad. Aquí cabe destacar que algunas tecnologías aumentan su producción en el modelo, para incluir la del bombeo, que no entra en el modelo. La resolución horaria simplificada del modelo, que representa la demanda eléctrica mediante bloques, implica una falta de resolución que comúnmente suele repercutir en variaciones de este tipo. Los datos de entrada que conciernen a la parte del sector eléctrico se basan en la descripción de las tecnologías de generación existentes (capacidad, factor de carga, eficiencia, combustible utilizado, emisiones). En el Anexo III se encuentran los datos de entrada para el caso de estudio.

[GWh]	2008			2012		
	Real	Modelo	Variación	Real	Modelo	Variación
Carbón	46.508	49.302	-6%	57.662	57.630	0%
Ciclo combinado	93.198	94.416	-1%	42.510	46.383	-9%
Cogeneración	26.721	26.474	1%	33.767	33.731	0%
Eólica	32.160	32.173	0%	48.508	47.254	3%
Hidráulica	20.957	21.039	0%	19.455	19.514	0%
Minihidráulica	4.640	4.616	1%	4.646	4.653	0%
Nuclear	56.460	58.129	-3%	61.470	60.833	1%
Solar fotovoltaica	2.498	2.495	0%	8.202	8.188	0%
Solar térmica	15	15	0%	3.444	3.451	0%
Biomasa	2.869	2.856	0%	4.755	4.782	-1%

Tabla 3. Comparación entre el mix de generación eléctrico real y el replicado en por el modelo. Fuente: Elaboración propia y REE.

Una parte de la producción eléctrica es consumida por la industria. En la Tabla 4 se ofrecen los datos de producción y consumo de electricidad por los sectores más intensivos. Puede verse como en el caso del sector de producción de cemento, el consumo eléctrico obtenido en el modelo varía con respecto al real. Esto se debe a que la electricidad es un input de poca importancia en este sector, y por ello resulta difícil aproximarla con precisión.

[TWh]	2012	
	(Real)	(Modelo)
Electricidad producida	286,94	287,06
Electricidad consumida acero	14	13,98
Electricidad consumida cemento	2	1,21

Tabla 4. Comparación entre el consumo y generación eléctrica real y el replicado en por el modelo. Fuente: Elaboración propia a partir del modelo, Oficemen e IDAE.

IV.3.2. Beneficios de la modelización integrada

En este apartado se describen los beneficios de modelizar los sectores industriales de manera integrada, en comparación con las aproximaciones fragmentadas realizadas anteriormente en la literatura. En la Figura 1 se presentan, comparativamente, dos curvas MAC. Una de ellas es la curva MAC denominada “sintética”, por agregar todas las posibilidades de abatimiento de emisiones de los sectores estudiados de manera aislada. Esto es, sin tener en cuenta las interacciones que se pueden dar entre sectores, tal y como se explicó en apartados anteriores. La curva denominada “integrada” recoge las posibles interacciones entre las medidas, tecnologías y/o decisiones de reducción de emisiones en el mercado de carbono.

Al comparar las dos curvas MAC anteriores (Figura 1) se observa la existencia de menores costes marginales de reducción de la curva integrada para cada nivel de reducción. Esto concuerda con la tesis de partida, pues un instrumento de mercado permite integrar todas las opciones de reducción posibles y acceder a las medidas de reducción de emisiones más baratas de manera más eficiente.

La principal fuente de interacción entre sectores es el consumo y los precios de la electricidad, que conectan todos los sectores. Por ejemplo, si el sector del acero reduce sus emisiones recurriendo a una mayor producción de acero mediante tecnología EAF, eso significa que la demanda de electricidad aumentará, así como los precios de la electricidad. A su vez, afecta al coste de mitigar las emisiones en el sector del acero y también en el resto de sectores. Este efecto puede dar lugar a que las curvas sintéticas muestren costes de mitigación artificialmente bajos. Cabe señalar sin embargo que, como se mencionó anteriormente, se está asumiendo una demanda inelástica para cada sector, por lo que no se tiene en cuenta la correlación entre las demandas de, por ejemplo, acero y cemento. A su vez, al considerar los precios internacionales de los combustibles, no se simulan los efectos de la demanda española de combustible sobre sus precios.

Por otro lado, por definición, una optimización conjunta permitirá el descubrimiento de opciones más baratas para el abatimiento de emisiones. Al modelar todos los sectores de manera integrada, también se consigue que es el modelo optimice el nivel de reducción de cada sector y el orden en que se deben implementar acciones de mitigación. Cuando se optimiza sector por sector, es necesario decidir de forma exógena del esfuerzo de mitigación para cada sector, que por supuesto no siempre es óptimo. Esto es particularmente notable en el lado derecho de las curvas de MAC (es decir, las partes que representa objetivos de mitigación más extremos).

Los resultados concuerdan bastante bien con estas intuiciones. La comparación de las dos anteriores curvas MAC (Figura 1), se observa que la curva MAC integrada muestra menores costes marginales de reducción. Se puede apreciar como a bajas exigencias de reducción de emisiones, los costes son prácticamente iguales. Esto se debe a que, en un principio, es el sector eléctrico el que recorta sus emisiones en ambas situaciones (curva MAC integrada y sintética). Sin embargo, al aumentar la restricción de emisiones de GEI se observa cómo, en la

curva MAC integrada, se obtienen menores costes marginales. Por ejemplo, para un 14% de reducción, los costes marginales varían de 2 a 3€/ton CO₂ eq de la curva integrada a la sintética respectivamente. Al aumentar la restricción de emisiones, por ejemplo, al 24% con respecto al BAU, la diferencia se acentúa; de 6 a 13€/ton CO₂ eq entre la curva MAC integrada y la sintética respectivamente. Teniendo en cuenta que los objetivos de reducción de emisiones para 2020 del EU ETS son del 21% con respecto a 2005, es conveniente considerar estas diferencias.

Esta integración aproxima pues de manera más fiable la realidad del funcionamiento del EU ETS. Otros estudios, en cambio, sobrestiman el coste de CO₂ al estudiar varios sectores de forma aislada (Santamaría et al. 2014).

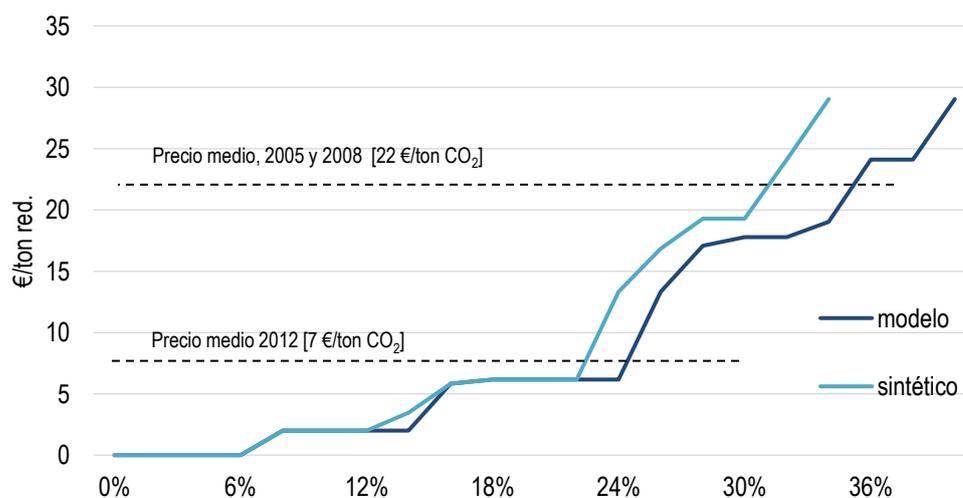


Figura 1. Comparación entre las curvas MAC integrada y sintética. Fuente: Elaboración propia.

También resulta de interés analizar en qué medida la curva MAC integrada difiere de la que resulta de considerar únicamente el sector eléctrico. Algunos estudios, como Richstein et al. (2015), aproximan el funcionamiento del ETS simulando únicamente el comercio de emisiones dentro del sector eléctrico que, como ya se ha visto, supone solamente una parte de éste. En la Figura 2 se muestra una gráfica comparativa entre la curva MAC integrada y la curva MAC del sector eléctrico. Se puede apreciar como el coste marginal de reducción de emisiones que se obtiene, considerando sólo el sector eléctrico, es mayor que el de la curva MAC con todos los sectores integrados. Esto es debido a que al considerar sólo el sector eléctrico se dejan de tener en cuenta posibilidades de reducción de emisiones de GEI del resto de sectores. Y como se ha visto en la Figura 1, si se tienen en cuenta más sectores y se tienen en cuenta las interrelaciones entre estos, se alcanzan resultados más realistas. De esto se puede concluir que también se sobrestima el coste de CO₂ al utilizar sólo un sector como referencia.

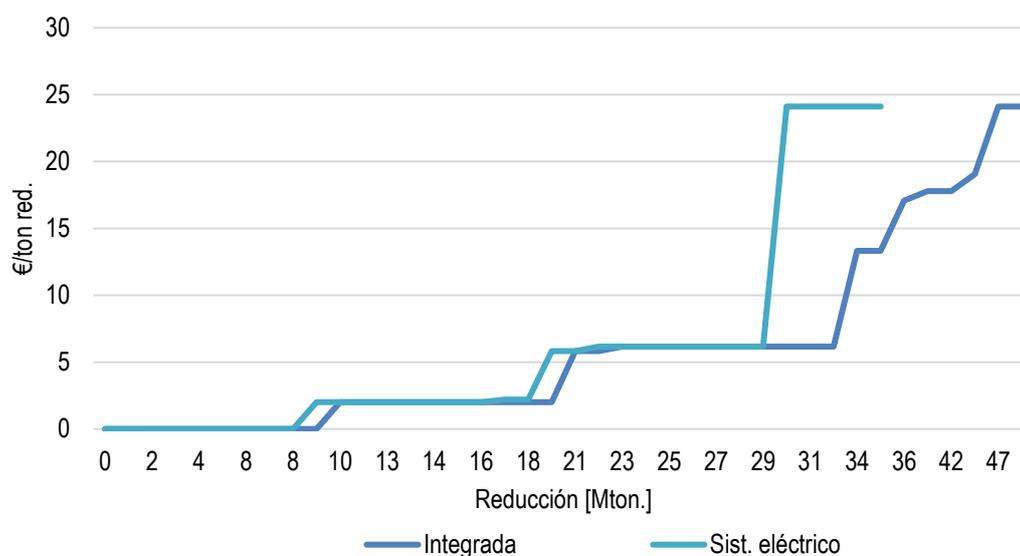


Figura 2. Comparación de la curva MAC del sector eléctrico con la curva MAC integrada. Fuente: Elaboración propia.

IV.3.3. Los precios previstos del ETS

Los precios de los EUAs en la fase II se mantuvieron por encima de los 12€ hasta mediados del 2011. Pero después de que se constatará que la crisis económica iba a extenderse más de lo previsto, así como otros factores, como el accidente nuclear de Fukushima o la aprobación de la Directiva de eficiencia energética, los precios cayeron por debajo de los 5€. Estos precios se encuentran por debajo de los niveles que se estimaron cuando se diseñó la fase actual del ETS, y por tanto también resulta de interés evaluar en qué medida el modelo puede aproximar los precios previstos con los supuestos anteriores, como indicador de su robustez frente a cambios en los parámetros.

Para ello se ha creado un escenario que trata de replicar las tendencias (energéticas, de producción y emisiones) previstas, anteriores a los acontecimientos que provocaron la caída del precio del CO₂. Para la formulación de este escenario se tuvo en cuenta el Plan Nacional de Asignación¹¹ (PNA) 2008-2012. En la Tabla 5 se resumen los datos de demanda industrial del “escenario previsto” para 2012, en comparación los datos reales.

¹¹ Real Decreto 1370/2006, de 24 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Nacional de Asignación de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, 2008-2012.

Sector	Unidades	2012 (real)	2012 ("escenario previsto")
Eléctrico	TWh (demanda en b.c. sin pérdidas)	286,94	329,54
Acero	Mton.	13,64	18,4
Azulejos	Mton.	7,87	9,97
Cemento	Mton.	15,93	36,48
Ladrillos	Mton.	3,92	22,77
Refino	Mton.	48,79	51,37

Tabla 5. Demanda de producción en España según escenario. Fuente: Elaboración propia a partir de: REE, Unesid, Oficemen, Hiypalyt, Cores y el PNA para España 2008-2012.

Así mismo también se ha estimado una proyección de los precios de los combustibles en 2012 desde una perspectiva anterior al comienzo de la crisis económica. De esta manera se pretende recoger la visión anterior a 2008 de la fase II del EU ETS. Para ello se recurrieron a las proyecciones del *World Energy Outlook 2008* (IEA 2008). En la Tabla 6 se muestran los datos de proyecciones en comparación con los precios reales.

€/MWh	2012 (real)	2012 ("escenario previsto")
Gas natural (industria)	29,41	41,74
Carbón	15,5	17,45
Fuel	42,17	36,96
GLP	65	73,89
Gasolina	62,18	59,77
Gasóleo	61,57	71,76
Coque	20,88	26,25
Gas natural (sector eléctrico)	21,05	30,9

Tabla 6. Precios de los principales combustibles utilizados en el modelo. Fuente: CORES, Foro Nuclear, IRENA, IEA (2008).

En los resultados obtenidos del "escenario previsto" (Figura 3) se puede apreciar como los costes marginales de reducción de emisiones de GEI aumentan con respecto a la situación real. Esto es lógico por haber una mayor demanda industrial.

Para obtener los precios de los EUAs en este escenario, se analiza el cumplimiento de los objetivos de reducción de emisiones para España. Se tiene en cuenta que España superó los límites de emisiones comprometidos bajo el Protocolo de Kioto para el periodo 2008-2012. Un 15% de aumento máximo con respecto al año base (1990). Finalmente, España emitió una media anual de un 23% más que el año base en el periodo 2008-2012 (ver Tabla 7).

El “reparto de esfuerzo” para cumplir con el Protocolo de Kioto se dividió en un 45%¹² para los sectores sujetos al EU ETS, respecto a los no sujetos. De esta manera, tal y como se muestra en la Tabla 7, los emisores sujetos al EU ETS cumplieron su parte de “esfuerzo”. Esto fue propiciado por la caída de la producción industrial, debida principalmente a la crisis económica no prevista. Por tanto, con el “escenario previsto” se puede comprobar qué cotas de precios hubieran alcanzado los derechos de emisión si se hubiera materializado la tendencia esperada para la fase II.

Los resultados obtenidos en el escenario previsto indican un nivel de emisiones para los sectores cubiertos por el EU ETS superiores a los de 2005. Teniendo en cuenta esto, para alcanzar el nivel de reducción de emisiones del que es responsable el EU ETS (un máximo de emisiones de 150 Mton.), el precio del CO₂ debiera haberse elevado por encima de los 16€/ton, tal y como se muestra en la curva MAC de la Figura 3.

Este coste marginal se asemeja de hecho a los precios de los derechos de emisiones anteriores a la crisis económica, lo que de nuevo prueba la capacidad del modelo propuesto para representar de forma razonable al sistema europeo de comercio de emisiones.

Emisiones en el caso español [Mton. Equivalentes de CO ₂]	Emisiones base 1990 (Protocolo de Kioto)	Límite emisiones (Protocolo de Kioto)	Emisiones 2012	Media anual (2008-2012)	Variación con respecto al límite (Protocolo de Kioto)
Emisiones totales	289,8	333	341	358	+8,7%
Esfuerzo EU ETS (45%)	130	150	153	161	N/A
Emisiones sectores cubiertos por el EU ETS	N/A	N/A	135,64	138,0	N/A

Tabla 7. Resumen de la situación española con respecto al cumplimiento del Protocolo de Kioto para el periodo 2008-2012. Fuente: Elaboración propia a partir de EEA.

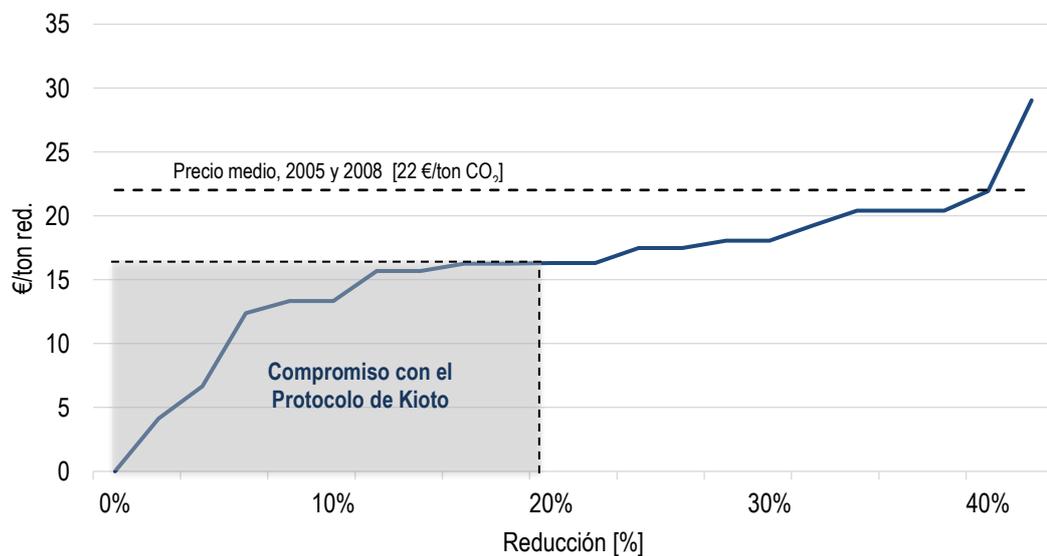


Figura 3. Curva MAC para el escenario previsto. Fuente: Elaboración propia.

¹² Según el real Decreto Ley 5/2005.

IV.4. COMPARACIÓN CON LOS DATOS REALES Y CONCLUSIONES

La Tabla 8 compara los costes marginales obtenidos en el modelo en los escenarios que representan el año 2008 y el año 2012 reales, así como el año 2012 "previsto" descrito en la sección 3.3, con los precios reales de los derechos en cada año correspondiente.

Año	Precio CO ₂ [€/ton CO ₂ e]	
	Modelo (MAC)	Real (precio medio)
2008	17,54	22
2012	6,16	7,33
2012 (previsto)	29,04	N/A

Tabla 8. Comparación entre los precios de CO₂ en diferentes años (2008 y 2012) y escenarios (2012 "previsto"). Fuente: Autores, basado en resultados de modelo y SendeCO₂.

En 2008 el precio medio de los combustibles fue inferior la del final de la fase II (2008-2012). También fue el año con mayores emisiones en la fase II, debido a una mayor producción industrial. Esto significó mayores costes marginales de reducción para alcanzar el mismo objetivo de emisiones máximas de GEI. Por tanto, el coste marginal obtenido del modelo como el precio real del mercado son los más elevados de los tres escenarios. Los resultados del modelo son coherentes con los datos reales.

En el año 2012 las emisiones de GEI procedentes de los sectores del EU ETS se situaron en la media de la fase II. La producción industrial disminuyó considerablemente desde 2007 en varios sectores, tal y como se verá en el apartado V.2. Aunque los precios del combustible fueron más altos que en 2008, se requirió menos esfuerzo (con respecto a los costes de reducción) para lograr los mismos niveles de reducción de emisiones de GEI. En la Tabla 8 se aprecian precios en torno a los 7€/ton de CO₂e. Muy por debajo del precio para el que el mercado fue diseñado.

En este escenario, tanto la producción industrial como los precios de los combustibles son más altos que los de 2008 y 2012. Los datos de entrada para construir este escenario son los esperados cuando se planificó este periodo, por tanto, anteriores al año 2008. Como resultado, la curva MAC tiene un coste marginal más alto. El resultado del modelo muestra costes similares a los precios de tonelada de CO₂e esperados y necesarios para que el EU ETS sirviera para contribuir a la reducción de emisiones, y propiciar así el cambio tecnológico a tecnologías limpias.

Por tanto, los escenarios analizados también sirven para tener una visión de lo ocurrido durante la fase II del EU ETS y compararlo con lo que se esperaba que ocurriera en términos de costes y precios de los derechos de emisión. Se puede apreciar que la evolución de la demanda y el precio de los combustibles tienen un gran peso en la evolución del coste marginal de reducción. Es importante tener proyecciones de estos datos lo más fiables posible para evitar fallar en la planificación. También la incorporación de instrumentos correctores, como el MSR, ayudarán a que no ocurran esta desviación con respecto a la planificación.

IV.5. REFERENCIAS

ASCER. 2015. «Información económica. Un sector competitivo». <http://www.ascer.es/sectorDatos.aspx?lang=es-ES>.

EEA. 2014. «Agencia Europea de Medio Ambiente — Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA)». Carpeta. <http://www.eea.europa.eu/es>.

Hispalyt. 2015. «Estadísticas del sector». Asociación Española de Fabricantes de Ladrillos y Tejas de Arcilla Cocida. http://www.hispalyt.es/estadistica.asp?any=2014&tipo=Empresas&id_rep=3315.

IEA. 2008. World Energy Outlook 2008. Paris: OECD/IEA. <http://site.ebrary.com/id/10267596>.

IPCC. 2006. «IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories». IPCC. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/3_Volume3/V3_4_Ch4_Metal_Industry.pdf.

REE. 2013. «El sistema eléctrico español 2012». http://www.ree.es/sites/default/files/downloadable/inf_sis_elec_ree_2012_v2.pdf.

Richstein, Jörn C., Émile J. L. Chappin, y Laurens J. de Vries. 2015. «The market (in-)stability reserve for EU carbon emission trading: Why it might fail and how to improve it». *Utilities Policy* 35 (agosto): 1-18. doi:10.1016/j.jup.2015.05.002.

Santamaría, Alberto, Pedro Linares, y Pablo Pintos. 2014. «The effects of carbon prices and anti-leakage policies on selected industrial sectors in Spain – Cement, steel and oil refining». *Energy Policy* 65 (febrero): 708-17. doi:10.1016/j.enpol.2013.10.031.

UNESID. 2014. «Informe 2013 Sobre el Reciclaje del Acero en la Industria Española». UNESID. <http://www.unesid.org/iris2013/IRISINFORMERECICLAJEACERO2013.pdf>.

Capítulo V. COMPARACIÓN ENTRE LA APROXIMACIÓN TEÓRICA Y EMPÍRICA

V.1. INTRODUCCIÓN

El objetivo de este capítulo es el analizar el comportamiento real de las instalaciones participantes en el EU ETS, comparándolo con los resultados del modelo desarrollado, y esclarecer así si su comportamiento es racional dentro de este mercado. Para ello es necesario analizar si las transacciones que se realizan, compras y ventas de permisos, tienen sentido económico, es decir, si reflejan el coste de oportunidad de las emisiones. En concreto, lo que se pretende identificar es si las instalaciones venden sus permisos cuando les sobran (bien porque se les hayan asignado más permisos de los necesarios, o porque sus niveles de producción disminuyen) o cuando es más barato reducir las emisiones antes que utilizar los permisos; y también si las instalaciones, ante unas emisiones mayores que los derechos de emisión que poseen, compran permisos o prefieren reducir sus emisiones internamente (algo que debería depender del precio del permiso).

Además de las transacciones recogidas en el EUTL, es necesario analizar la situación de las empresas: niveles de producción y emisiones, valor añadido, coste de reducción del CO₂, etc. En el primer apartado se realiza un análisis para España sobre cómo han evolucionado desde 2005, y por sectores, estos factores, con el objetivo de aclarar la influencia de las bajadas/subidas de producción en las reducciones o aumentos de emisiones. Las conclusiones obtenidas servirán para estudiar y comparar, a partir de la base de datos EUTL, el comportamiento de las instalaciones analizadas con los datos teóricos del modelo, tratando de entender sus decisiones con respecto a sus responsabilidades en el EU ETS.

Por supuesto, puede haber otros factores que expliquen las transacciones de las empresas. El primero, y más evidente, es el *banking*: las empresas pueden preferir acumular derechos para períodos posteriores, y por tanto no venderlos, aunque no los necesiten. Otro elemento importante a considerar es la incertidumbre respecto a la producción, que puede hacer que las empresas no sean conscientes hasta el final del período del volumen de derechos que necesitarían, y por tanto prefieran no venderlos (aunque esto supondría una gestión de riesgos poco sofisticada). También el uso financiero de los permisos (p.ej. como garantía) puede explicar algunos comportamientos observados, o incluso comportamientos estratégicos frente a posibles cambios en las políticas. Estos factores quedan fuera del alcance de este trabajo.

V.2. EVOLUCIÓN DE LOS SECTORES PERTENECIENTES AL EU-ETS DESDE 2005.

En esta sección se analizan los datos disponibles para España de emisiones, producción y valor añadido por sectores, con el objetivo de identificar el efecto que las bajadas o subidas de actividad puedan tener en los niveles de emisiones de los distintos sectores. Las bajadas, de hecho, podrían estar relacionadas con la crisis económica que afecta fuertemente a algunos sectores (por ejemplo, al sector del cemento en España debido a la burbuja inmobiliaria).

V.2.1. Emisiones

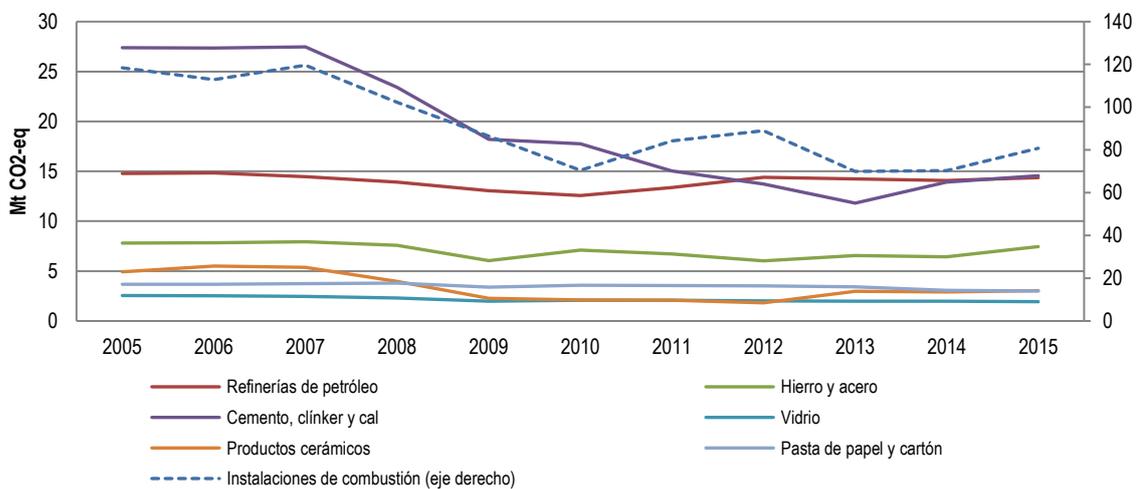


Figura 1. Emisiones de GEI en el EU ETS por sectores en España, 2005-2015. Fuente: EEA

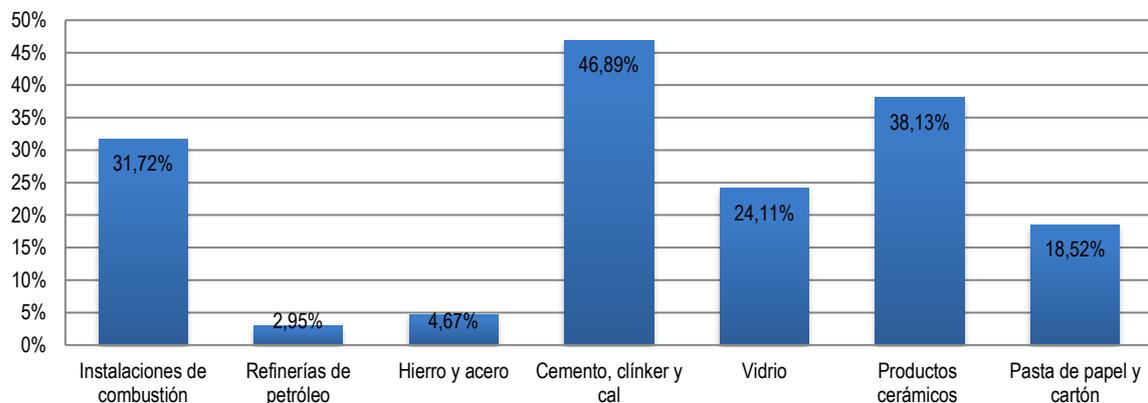


Figura 2. Reducción de emisiones de GEI en los principales sectores del EU ETS en España, 2005-2015. Fuente: EEA

Las anteriores Figuras (Figura 2 y Figura 2) muestran un descenso generalizado de las emisiones verificadas desde 2005 a 2015 para España, siendo más acusada la reducción en sectores como el del cemento o los productos cerámicos. Los datos de emisiones de las plantas de generación eléctrica están incluidos dentro del sector denominado “instalaciones de combustión”, donde también se encuentran el resto de plantas generadoras de calor de más de 20 MW. Como mencionábamos anteriormente, es preciso analizar en qué medida estas bajadas de emisiones se deben a proyectos de descarbonización (y por tanto se deben al EU-ETS) o son consecuencia de menor actividad en el sector.

V.2.2. Producción industrial

En un orden de magnitud parecido al de las emisiones, la producción industrial presenta una reducción significativa desde 2007. Los sectores más afectados por esta disminución de la producción son los relacionados con la construcción; fabricación de hormigones, cemento, etc. Esta caída se concentra en el año 2008, al igual que el desplome de emisiones(Figura 4), tal y como se muestra en la Figura 3, Figura 4 y Figura 5.

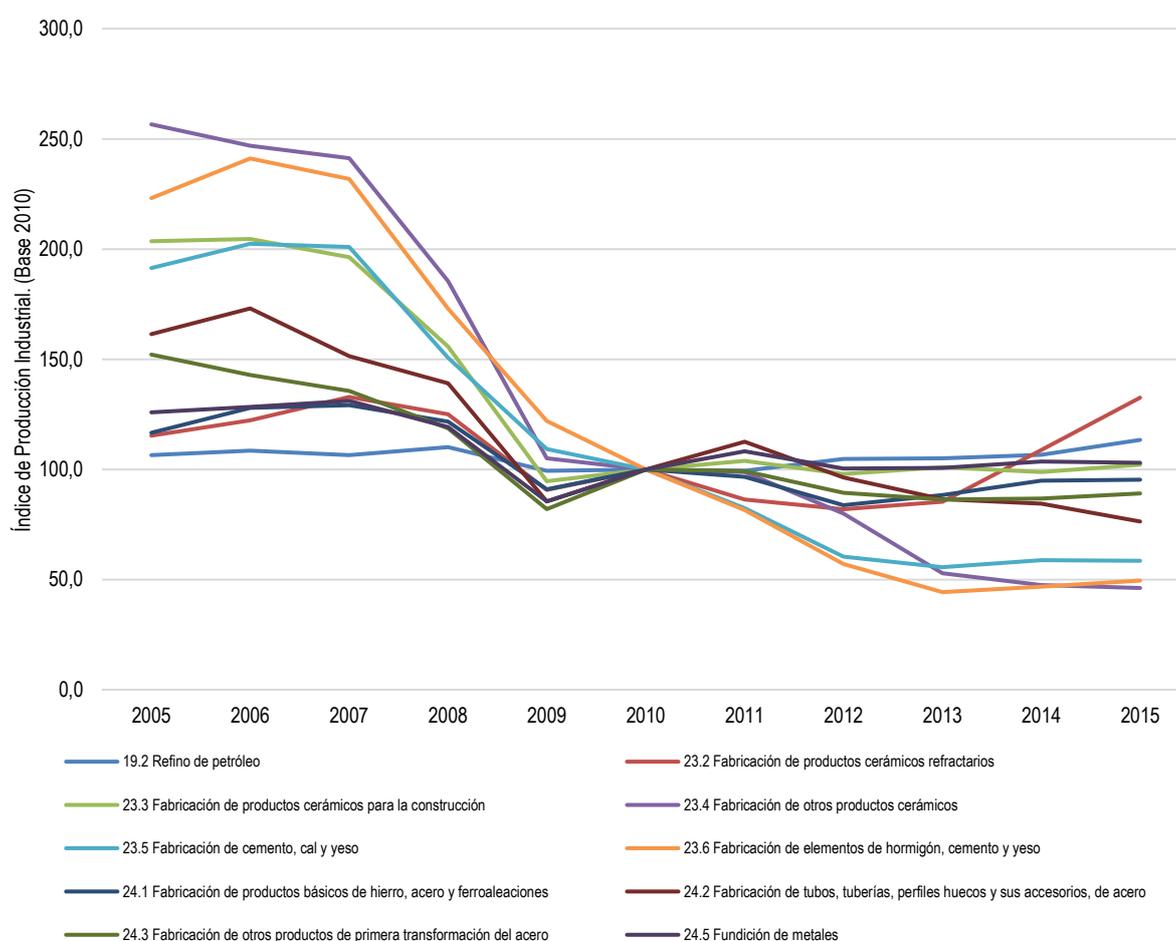


Figura 3. Índice de producción industrial en España, base 2010. Fuente: INE

En la Figura 3 se muestra la evolución del índice de producción industrial (IPI) en España desde 2005. El IPI mide la evolución de la actividad productiva (cantidad y calidad) de diferentes sectores industriales. Se puede apreciar una fuerte caída de la producción en España desde el año 2007.

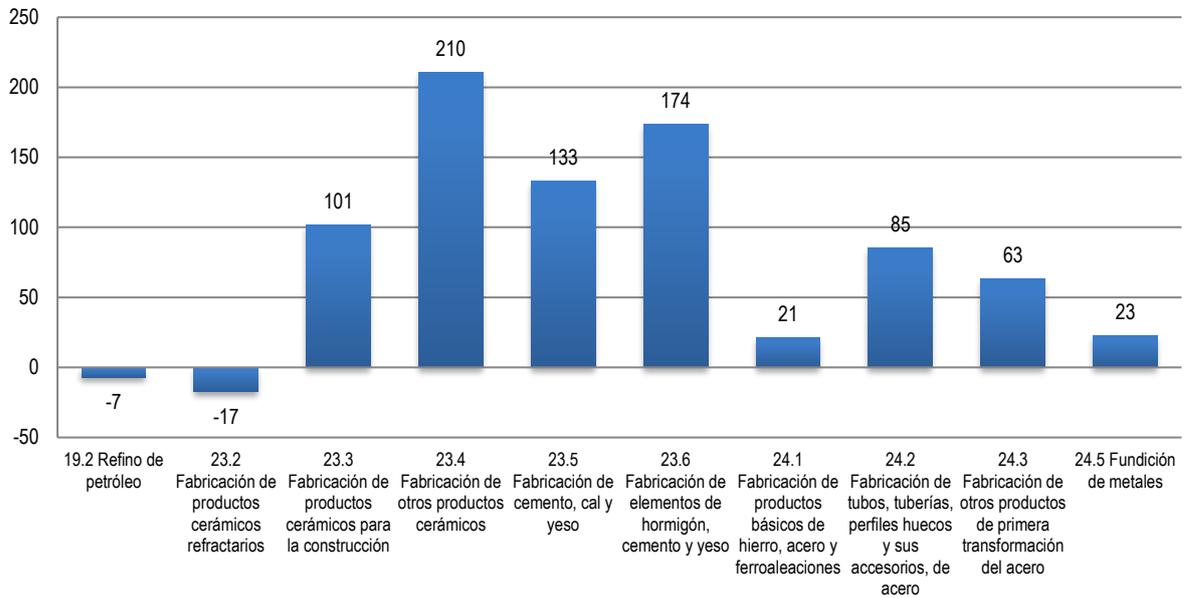


Figura 4.Reducción de la producción en España por sectores (2005-2015). Fuente: Elaboración propia a partir del Índice de Producción Industrial del INE

Basándose también en el IPI, en la Figura 4 se puede apreciar como prácticamente todos los sectores analizados en esta investigación redujeron su producción entre 2005 y 2015. Destacan los sectores relacionados con la construcción.

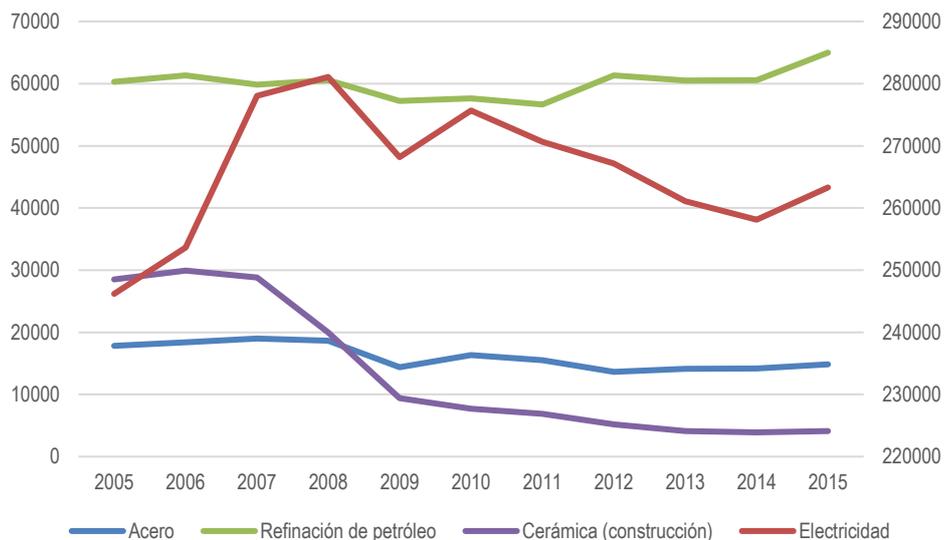


Figura 5. Producción industrial en España (toneladas de producto y GWh para electricidad [eje derecho], 2005-2015). Fuente: Elaboración propia a partir de datos de; EAA, Fertiberia, Hyspalyt, Oficemen, CORES, UNESID, EUROFER, ASPAPEL y Bloomberg.

La Figura 5 muestra la evolución de la producción en toneladas de producto (y GWh para electricidad) entre 2005 y 2015. En este caso no se elimina la influencia de los precios, como el caso del IPI. De nuevo los sectores relacionados con la construcción son los que se enfrentaron a una mayor caída de la producción.

Por tanto, podemos observar cómo la reducción de emisiones puede explicarse, al menos parcialmente, en función de la reducción de la actividad de producción. Para tener una mejor visión sobre este aspecto resulta de interés analizar el índice de intensidad de carbono de algunos de los sectores considerados, que se presenta en la Figura 6.

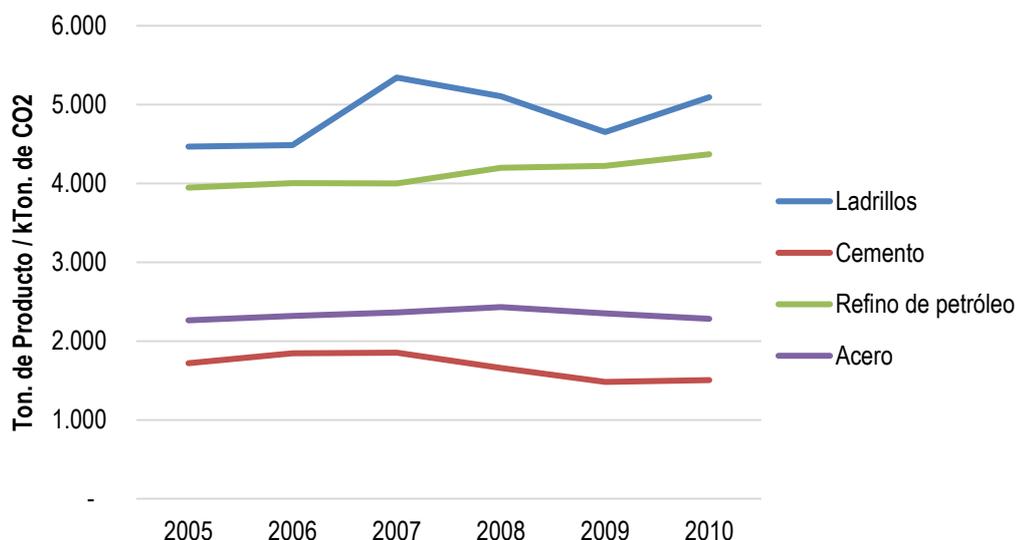


Figura 6. Intensidad de CO₂ de sectores de la industria española. Fuentes: EEA y (Economics for Energy 2011)

Puede observarse cómo este indicador presenta una evolución no necesariamente paralela a la reducción de emisiones: algunos sectores han empeorado en su intensidad de carbono, mientras que otros la han mejorado. Es decir, que algunos sectores podrían haber invertido en mejoras tecnológicas o de otro tipo para reducir sus emisiones (ladrillo, refino), y por tanto, sumado a la reducción de la actividad, podrían estar en condiciones de vender permisos; mientras que otros necesitarían más derechos de emisión para producir el mismo volumen.

V.3. EJEMPLOS DEL COMPORTAMIENTO DE INSTALACIONES EN EL MERCADO DE CARBONO EUROPEO

En los siguientes apartados se detalla el comportamiento de instalaciones españolas en el Mercado de Derechos de Emisión Europeo. Para ello se utilizan y tratan los datos (transacciones, asignaciones, emisiones, etc.) disponibles del primer periodo (2005-2007) en el *European Union Transaction Log* (EUTL).

La clasificación realizada de las instalaciones se basa en su tamaño según su sector. En la siguiente tabla (Tabla 3) puede comprobarse el número de instalaciones sujetas al EU-ETS en 2011 en España por tamaño,

teniendo en cuenta sus emisiones verificadas y el sector al que pertenecen. Esta clasificación es la realizada por la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, por sus siglas en inglés), y es la que se ha utilizado para describir las instalaciones estudiadas. En total 962 instalaciones, las cuales son en su mayoría de pequeño tamaño según sus emisiones (421). 100 de las instalaciones están clasificadas como grandes emisoras (> 500 kt CO₂e). En cuanto a número de instalaciones por sector, destaca la combustión y la cerámica. Tanto el tamaño como el sector al que pertenece la instalación, son factores importantes a la hora de evaluar el comportamiento, tal y como se verá en los siguientes apartados.

Por supuesto, y para mantener el necesario anonimato de las instalaciones, no se reflejan ni sus nombres ni los de sus empresas.

Definición del Tamaño ¹³	Muy Pequeña	Pequeña	Mediana	Grande	Muy Grande
Rango de Emisiones	emisiones = 0 kt CO ₂ -eq	0 < emisiones < 25 kt CO ₂ -eq	25 < emisiones < 50 kt CO ₂ -eq	50 < emisiones < 500 kt CO ₂ -eq	Emisiones > 500 kt CO ₂ -eq
Aviación	3	39	4	5	3
Combustión	4	166	84	128	57
Refino	0	0	0	3	8
Producción de coque	0	1	2	0	0
Sinterización de minerales metálicos	0	0	0	0	0
Producción de arrabio o de acero	0	2	3	17	1
Producción o transformación de metales ferrosos	0	7	6	4	0
Producción de aluminio primario	0	0	0	3	1
Producción de aluminio secundario	0	3	1	1	0
Producción o transformación de metales no ferrosos	0	1	1	6	0
Producción de clínker de cemento	1	0	0	6	28
Producción de cal o calcinación de dolomita / magnesita	0	2	4	18	1
Fabricación de vidrio	0	18	8	21	0
Fabricación de cerámica	2	176	40	24	0
Fabricación de lana mineral	0	0	1	0	0
Producción o transformación de yeso	0	4	0	0	0
Producción de pasta de papel	0	8	1	6	0
Producción de papel o cartón	0	29	12	12	0
Producción de negro de carbón	0	0	0	1	0
Producción de ácido nítrico	0	0	1	3	0
Producción de ácido adípico	0	0	0	0	0
Producción de glicoxal y ácido glicóxico	0	0	0	0	0
Producción de amoníaco	0	0	0	0	1
Producción de productos químicos a granel	0	4	4	10	2
Producción de hidrógeno y gases de síntesis	0	0	0	3	0
Producción de carbonato sódico y bicarbonato sódico	0	0	0	0	1
Otros	0	0	0	0	0
Total (sin aviación)	7	421	168	266	100

Tabla 3. Número y tamaño de instalaciones sujetas al EU-ETS en 2011 en España. Fuente: EEA

¹³ Esta definición no pertenece a la EEA, se añade para situar al rango de emisiones en una escala cualitativa.

A continuación, se exponen las actuaciones de algunas instalaciones y empresas españolas en el EU-ETS durante el primer periodo de mercado (2005-2007) según los datos de transacciones disponibles en el EUTL. Para este análisis empírico se han elegido instalaciones/empresas representativas que cumplieran diferentes requisitos.

Se han analizado instalaciones de pequeño tamaño, para comprobar su reticencia a entrar en el mercado. Por contraste, también se han analizado instalaciones de gran tamaño, a las que se le presupone mayor experiencia y capacidad de participación. En otro de los análisis se eligieron instalaciones que pertenecieran a una sola empresa, para comprobar si estas instalaciones acuden directamente al mercado o prefieren interactuar entre ellas. Por último, se analizan instalaciones sin sobreasignación de derechos, por tanto, obligadas a reducir emisiones o a comprar derechos.

Las transacciones que se muestran no incluyen las meramente administrativas (asignación de derechos y entrega de los mismos a RENADE¹⁴).

V.3.1. Instalación nº1

Tamaño: pequeño (emisiones menores a 25 ktCO₂-eq.).

Sector ETS: "Instalaciones para la fabricación de productos cerámicos mediante horneado, en particular tejas, ladrillos, ladrillos refractarios, azulejos, gres cerámico o porcelana".

En la Tabla 4 se resumen la asignación de derechos, así como las emisiones verificadas y derechos entregados.

Periodo ETS	Año	Asignación (NAP)	Emisiones verificadas	Unidades entregadas	Total de unidades entregadas	Total de emisiones verificadas	Código de cumplimiento	Sobreasignación
2005-2007	2005	9360	6693	6693	6693	6693	A	39,8%
2005-2007	2006	9360	6552	6552	13245	13245	A	42,9%
2005-2007	2007	9360	6689	6689	19934	19934	A	39,9%

Tabla 4. Resumen de asignación, emisiones verificadas, unidades entregadas y cumplimiento, instalación nº 1. Fuente: EUTL.

En cuanto a las transacciones, esta instalación, a pesar de tener sobreasignación gratuita de derechos (de aproximadamente el 40% en los tres primeros años), no ha procedido a la venta de los mismos. Los registros de transacciones realizadas en esta empresa solo muestran las asignaciones de derechos gratuitas por parte de la administración, así como la entrega de derechos (menos de los que posee) para realizar el acto de cancelación (entrega de derechos por parte de la empresa).

¹⁴ Registro nacional de derechos de emisión de gases de efecto invernadero.

El exceso de derechos entre 2005 y 2007 de esta empresa suma 8.146 EUAs. Si simulamos la posibilidad de vender la cantidad sobrante, una vez conocidos los datos de las emisiones verificadas (a más tardar, el 31 de marzo del año X+1), al mejor precio de venta posible y al peor, se obtendrían un rango de ingresos de entre 82.400€ y 81€ y, tal y como se muestra en la siguiente tabla.

	2005	2006	2007	TOTAL
Exceso de derechos	2.667	2.808	2.671	8.146
precio mín. año X (desde 1/ abril, €)	0,01	0,01	0,01	
precio máx. año X (desde 1/ abril, €)	29,75	1,02	0,09	
Ganancia mín. (€)	26,67	28,08	26,71	81
Ganancia máx. (€)	79.343,25	2.864,16	240,39	82.448

Nota: el dato de las cotizaciones de los EUAs se obtiene del precio de cierre diario

Tabla 5. **Simulación de ingresos por la venta de derechos sobrantes en la mejor y peor situación de cotización. Fuente: Elaboración propia.**

V.3.2. Instalación nº2

Tamaño: de gran tamaño (entre 50 <emisiones <500 kt CO₂-eq. al año).

Sector ETS: "Instalaciones para la fabricación de cemento clinker en hornos rotatorios, o de cal en hornos rotatorios o en hornos de otro tipo".

En la Tabla 6 se resumen la asignación de derechos, así como las emisiones verificadas y derechos entregados.

Periodo ETS	Año	Asignación(NAP)	Emisiones verificadas	Unidades entregadas	Total de unidades entregadas	Total de emisiones verificadas	Código de cumplimiento	Sobreasignación
2005-2007	2005	82867	85368	85368	85368	85368	A	-2,9%
2005-2007	2006	82867	77507	77507	162875	162875	A	6,9%
2005-2007	2007	82867	78026	78026	240901	240901	A	6,2%

Tabla 6. **Resumen de asignación, emisiones verificadas, unidades entregadas y cumplimiento, Instalación nº 2. Fuente: EUTL.**

En esta empresa se pueden observar ciertas transacciones aparentemente extrañas. La instalación recibe las asignaciones gratuitas de 2005 y 2006 el día 12/04/2006. En este caso, las emisiones verificadas en 2005 son mayores que los derechos asignados para este periodo. Sin embargo, al recibir los derechos para el periodo 2006 antes de la fecha de entrega de derechos (antes del 30 de abril del año siguiente), tuvo la posibilidad de utilizar

derechos de 2006 para satisfacer las emisiones de 2005. Por otra parte, esta instalación, el día de la entrega de derechos, realizó una transferencia de 2.501 derechos a sí misma¹⁵. Esta maniobra se puede interpretar como un error en las órdenes de transacción o como una simple prueba antes de la transacción importante.

Los datos disponibles de transacciones muestran que para hacer frente a las emisiones de la instalación fueron suficientes los derechos asignados (ver Tabla 7.y Tabla 8).

Fecha	Hora	ID transacción	Titular - adquisición	Titular - transferencia	Cantidad
28/04/2006	9:44:32	ES2905	Inst. 2	Inst. 2	2501

Tabla 7. **Detalle de las transacciones realizadas para adquirir derechos. Fuente: EUTL.**

Fecha	Hora	ID transacción	Titular - adquisición	Titular - transferencia	Cantidad
28/04/2006	9:44:32	ES2905	Inst. 2	Inst. 2	2501
07/05/2008	11:46:36	ES1009182	Abbey National Treasury Services Plc.	Inst. 2	25000
01/12/2008	17:35:34	ES1014566	Abbey National Treasury Services Plc.	Inst. 2	31985

Tabla 8. **Detalle de las transacciones realizadas para entregar derechos, las transiciones disponibles del 2º periodo destacan en gris. Fuente: EUTL.**

La instalación nº 2 tiene un superávit de derechos de 2.859 unidades en 2006 y llega a poseer, durante 2007, 85.726 EUAs entre el remanente de 2006 y la recepción de derechos para 2007, que son mayores que las emisiones para ese año. Sin embargo, no hay ninguna orden de venta durante el primer periodo. Al final del periodo los derechos acumulados sobrantes suman 7.700 EUAs.

En la siguiente tabla se puede ver una simulación de venta de derechos sobrantes, tanto en el mejor momento de cotización como en el peor. En este caso las cifras no son tan espectaculares como en el anterior

¹⁵ Diez minutos después realizó correctamente el acto de cancelación

ejemplo, ya que se sitúan entre 77 y 3.200 €. Si a estas cifras les restamos los posibles costes de transacción, los posibles beneficios de la venta se desvanecen.

	2005	2006	2007	TOTAL
Exceso de derechos	0	2.859	4.841	7.700
Precio mín. año X (desde 1/ abril, €)	0,01	0,01	0,01	
Precio máx. año X (desde 1/ abril, €)	29,75	1,02	0,09	
Ganancia mín. (€)	0,00	28,59	48,41	77
Ganancia máx. (€)	0,00	2.916,18	435,69	3.352

Tabla 9. Simulación de ingresos por la venta de derechos sobrantes en la mejor y peor situación de cotización. Fuente: Elaboración propia. Nota: el dato de las cotizaciones de los EUAs se obtiene del precio de cierre diario.

Accediendo a datos de principios del segundo periodo, se pueden observar transacciones de derechos a la cuenta "Abbey National Treasury Services Plc", (una PHA¹⁶). Observando los datos de los precios para el segundo periodo, los cuales comienzan entorno a los 20€/tCO₂, parece razonable esta transferencia de derechos a un precio alto.

Otro aspecto interesante es que la instalación adquirió derechos para cubrir su déficit de 2005. Sin embargo, quizá hubiera sido más interesante reducir emisiones internamente. En la Figura 7 se puede observar la Curva de Reducción de Emisiones (MAC) de la industria española del cemento. Asumiendo esta curva para la instalación 2, se puede extrapolar que para una reducción de emisiones del 3% (déficit del año 2005), el coste máximo por ton. de CO₂ es de 7€ aproximadamente, por lo que la opción más eficiente económicamente, sabiendo que los precios de los EUAs estaban en torno a 15 €, era reducir emisiones. Por debajo del 6% la opción más rentable según Santamaría et al. (2014) es la importación de cemento con mayor contenido en clinker (que quizá explique su bajada de producción posterior).

¹⁶ Person Holden Account

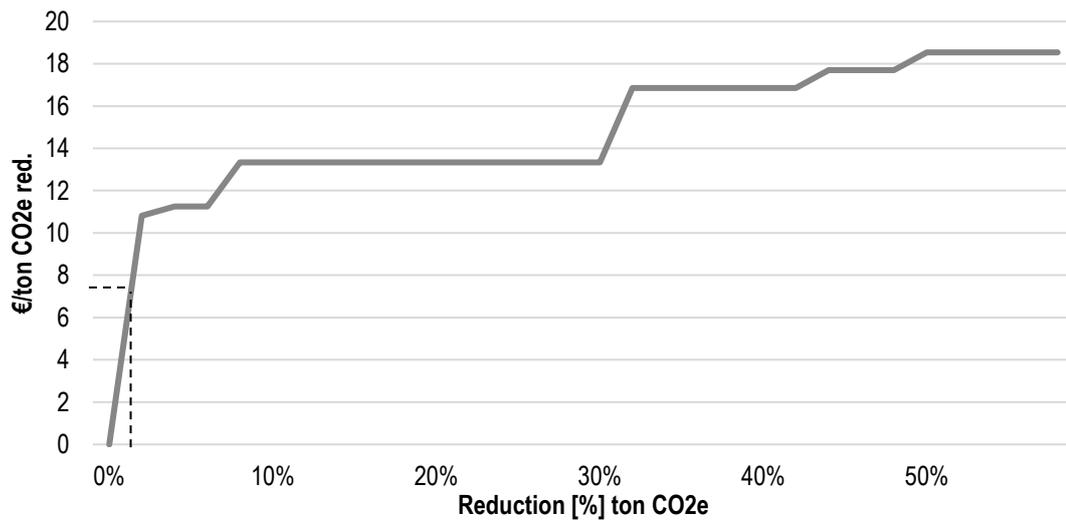


Figura 7. Curva de costes marginales de reducción del sector del cemento en España. Fuente: Autores, basado en el modelo.

V.3.3. Empresa nº1

Este caso de estudio se trata de una empresa (“*Account Holder*”, Titular de Cuenta) formada por 3 instalaciones. Los datos de volumen de negocio y empleo de esta empresa se recogen en la Figura siguiente. Como se puede observar su nivel de actividad crece durante el periodo considerado. Esta “*Account Holder*” no realiza movimientos de derechos entre sus instalaciones, por lo que estudiaremos solo una de las instalaciones. La instalación a estudiar en este caso es la denominada instalación Nº 1.1.

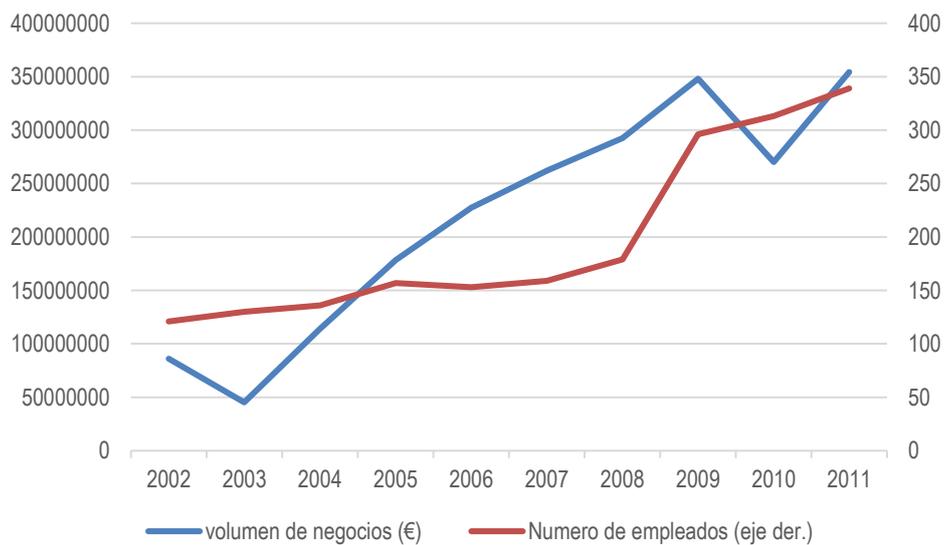


Figura 8. Características financieras de la empresa Nº1. Fuente: Amadeus

Instalación nº1.1

Tamaño: mediana (entre 25 <emisiones <50 kt CO₂-eq. al año).

Sector ETS: "Instalaciones de combustión con una potencia térmica nominal superior a 20 MW", dedicada a la producción de aceites alimenticios y salsas.

En la Tabla 10 se resumen la asignación de derechos, así como las emisiones verificadas y derechos entregados.

Periodo ETS	Año	Asignación(NAP)	Emisiones verificadas	Unidades entregadas	Total de unidades entregadas	Total de emisiones verificadas	Código de cumplimiento	Sobreasignación
2005-2007	2005	64561	47078	47078	47078	47078	A	37,1%
2005-2007	2006	69175	56153	56153	103231	103231	A	23,2%
2005-2007	2007	69175	75973	75973	179204	179204	A	-8,9%

Tabla 10. Resumen de asignación, emisiones verificadas, unidades entregadas y cumplimiento, instalación nº 1.1. Fuente: EUTL

En cuanto a las transacciones registradas por el EUTL para esta empresa (Tabla 11 y Tabla 12), existen varias peculiaridades. Por ejemplo, una vez que recibió los derechos gratuitos para 2005, procedió a la venta de 20.000 EUAs. Si se considera que el precio de venta de los EUAs coincide con el del mercado ese día (23,23€ al cierre), los beneficios obtenidos con la venta estarían en torno a 232.000 € (ver Tabla 13).

Ya en 2006, se realiza una transacción en la que vende de nuevo al mismo comprador 7.000 EUAs (la cotización del EUA cerró a 26,15€), con unos ingresos estimados en 183.000 € (Tabla 13). A finales de febrero recibe la asignación gratuita para 2006.

En esta instalación se detectan anomalías con respecto a la base de datos EUTL. Por ejemplo, la entrega de derechos a RENADE se produce, a principios de mayo, por lo tanto, fuera de plazo. Sin embargo, en el registro el código de cumplimiento otorgado es el máximo ("A"). Otras anomalías detectadas en este ejemplo son las asignaciones incompletas para 2006 y 2007. En un primer momento se asignaron a la instalación las mismas cantidades en 2006 y 2007 que en 2005. Posteriormente se realizaron dos transacciones a favor de esta instalación que coinciden con los derechos que faltaban por entregar en 2006 y 2007 según los NAP. Durante el análisis de la Base de datos EUTL se han encontrado algunas incoherencias de este tipo, también destacadas en la literatura previa. Ejemplifica la necesidad de limpiar y clarificar esta base de datos.

Fecha	Hora	ID transacción	Titular - adquisición	Titular - transferencia	Cantidad
04/10/2005	15:11:29	GB941	Inst. 1.1	EDF Trading Limited	10000

Tabla 11. Detalle de las transacciones realizadas para adquirir derechos (no incluidas las asignaciones de derechos). Fuente: EUTL.

Fecha	Hora	ID transacción	Titular - adquisición	Titular - transferencia	Cantidad
04/10/2005	12:08:44	ES209	EDF Trading Limited	Inst. 1.1	10000
04/10/2005	12:09:44	ES210	EDF Trading Limited	Inst. 1.1	10000
10/02/2006	12:03:15	ES770	EDF Trading Limited	Inst. 1.1	7000
22/05/2008	12:33:34	ES1009267	C.M. Capital Markets Holding, S.A.	Inst. 1.1	8000
29/05/2008	12:47:42	ES1009402	C.M. Capital Markets Holding, S.A.	Inst. 1.1	8000
20/06/2008	13:05:02	ES1009886	C.M. Capital Markets Holding, S.A.	Inst. 1.1	4000
11/09/2008	12:16:24	ES1010861	C.M. Capital Markets Holding, S.A.	Inst. 1.1	4419

Tabla 12. Detalle de las transacciones realizadas para entregar derechos (sin incluir la entrega a RENADE), las transiciones disponibles del 2º periodo destacan en gris). Fuente: EUTL.

La diferencia de ingresos entre vender todos las EUAs sobrantes de 2005 y 2007, tal y como suponemos en nuestras simulaciones, en el mejor de los casos, y sus ventas reales son aproximadamente 118.000 € inferior en el caso real. Como en el 2007 los derechos asignados fueron inferiores a sus emisiones verificadas (-36.173), los derechos reservados tras la venta son 13.505. A esta cifra hay que añadirle la asignación para 2007, con lo que esta empresa se queda con excedentes de derechos sin vender

Observando las cifras puede suponerse que la decisión a tomar con los excedentes de 2005 fue la venta (se vendieron 17.000 EUAs de los 17.483 de excedentes). No obstante, en 2006 parece que se optó por reservar los excedentes, quizá por los bajos precios en esas fechas. En cuanto al 2007, tal y como se comentó en el párrafo anterior, la instalación es excedentaria en cuanto a derechos, a pesar de lo cual no los vende.

	2005	2006	2007	TOTAL
Simulación				
Exceso de derechos	17.483	13.022	-36.173	-5.668
precio mín. año X (desde 1/ abril, €)	0,01	0,01	Máx 0,09	
precio máx. año X (desde 1/ abril, €)	29,75	1,02	Mín 0,01	
Ganancia mín. (€)	174,83	130,22	-3.255,57	-2.951
Ganancia máx. (€)	520.119,25	13.282,44	-361,73	533.040
Venta real				
Venta de derechos	10.000	7.000	0	17.000
Precio	23,23	26,15		
Ganancias (€)	232.300,00	183.050,00	0,00	415.350,00
Reserva de derechos	483	13.022	0	13.505

Tabla 13. Simulación de ingresos por la venta de derechos sobrantes en la mejor y peor situación de cotización. Estimación de ganancias por las ventas de derechos. Fuente: Elaboración propia.
Nota: el dato de las cotizaciones de los EUAs se obtiene del precio de cierre diario

V.3.4. Empresa nº2

La empresa (el Titular de Cuenta) 2 se dedica a la gestión de unidades de cogeneración. Cuenta con cuatro instalaciones en el EU-ETS a su nombre. En la siguiente figura se puede observar una evolución de sus ventas en los últimos años. En este ejemplo se estudian las denominadas cuentas número 2.1, 2.2 y 2.3, así como la relación entre ellas.

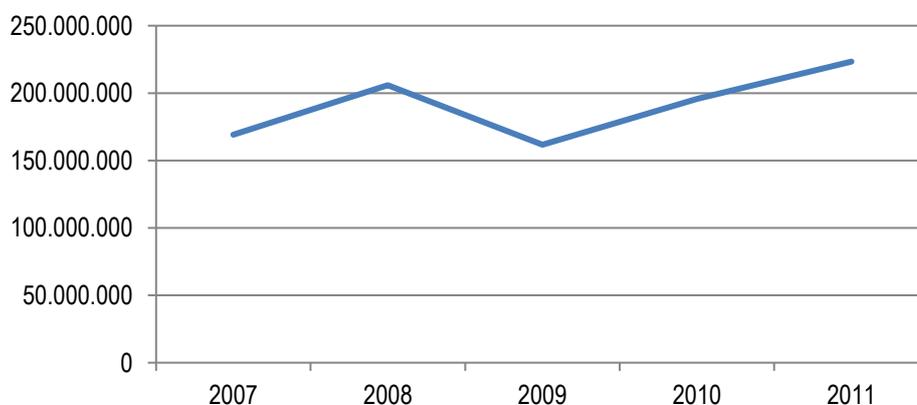


Figura 9. Evolución de las ventas en los últimos años (€). Fuente: einforma.com

Instalación nº 2.1

Tamaño: grande (50 <emisiones <500 kt CO₂-eq.).

Sector ETS: "sector de instalaciones de combustión de más de 20MW térmicos". (Planta de cogeneración con un volumen de producción eléctrica de 319,3 GWh)

En la Tabla 14 se resumen los derechos y emisiones. Se puede observar que durante el primer periodo (2005-2007) del EU-ETS ha recibido sobreasignación de derechos, de aproximadamente el 1% en 2005 y más del 4% en 2006-2007.

Periodo ETS	Año	Asignación(NAP)	Emisiones verificadas	Unidades entregadas	Total de unidades entregadas	Total de emisiones verificadas	Código de cumplimiento	Sobreasignación
2005-2007	2005	211153	208840	208840	208840	208840	A	1,1%
2005-2007	2006	211153	201914	201914	410754	410754	A	4,6%
2005-2007	2007	211153	202890	202890	613644	613644	A	4,1%

Tabla 14. Resumen de asignación, emisiones verificadas, unidades entregadas y cumplimiento. Fuente: EUTL

En cuanto a las transacciones, esta instalación recibe la asignación de derechos correctamente y entrega en plazo los derechos equivalentes a sus emisiones verificadas. Al poseer sobreasignación durante todo el periodo, no necesitó adquirir más derechos. Además, cabe resaltar que, por las fechas en las que se hacen públicas las emisiones verificadas, se realizan dos transacciones desde esta instalación a otras instalaciones de la misma empresa (concretamente a la nº 2.2 y a la nº 2.3). Estas transferencias de derechos coinciden en cantidad con los excesos de derechos en 2005.

Fecha	Hora	ID transacción	Titular - adquisición	Nº id - transfiere	Titular - transferencia	Cantidad
31/03/2006	11:25:36	ES1851	Inst. 2.2	53	Inst. 2.1	1975
31/03/2006	11:27:57	ES1852	Inst. 2.1.	53	Inst. 2.1	338
24/04/2008	8:50:27	ES1008505	Inst. 2.2	53	Inst. 2.1	1051
24/04/2008	8:54:20	ES1008507	Inst. 2.3	53	Inst. 2.1	42
24/04/2008	8:57:57	ES1008508	Inst. 2.4	53	Inst. 2.1	1122

Tabla 15. Detalle de las transacciones realizadas para entregar derechos (sin incluir la entrega a RENADE). Fuente: EUTL

Para comprobar porqué se producen estas transferencias, vamos a estudiar las otras instalaciones pertenecientes a la misma cuenta titular con las que se hicieron intercambios.

Instalación nº 2.2

Tamaño: grande (50 <emisiones <500 kt CO₂-eq.).

Sector ETS: "sector de instalaciones de combustión de más de 20MW térmicos". Planta de cogeneración que pertenece a una empresa que fabrica metilaminas y derivados y productos petroquímicos básicos (cumeno, fenol, acetona y alfametilestireno).

Esta instalación no presenta, al contrario que la anterior, sobreasignación de derechos en 2005 y 2007. La estrategia de la empresa para cumplir con las obligaciones por las emisiones de CO₂ realizadas durante 2005 fue transferir EUAs de instalaciones con sobreasignación, como la nº 2.1 o la nº 2.3.

Esta estrategia sólo se siguió en 2005, pues en 2006 hubo sobreasignación. Para cumplir con las obligaciones de 2007 en el EU-ETS esta instalación necesita más de 6.000 derechos.

Periodo ETS	Año	Asignación(NAP)	Emisiones verificadas	Unidades entregadas	Total de unidades entregadas	Total de emisiones verificadas	Código de cumplimiento	Sobreasignación
2005-2007	2005	124055	128005	128005	128005	128005	A	-3,1%
2005-2007	2006	124055	121703	121703	249708	249708	A	1,9%
2005-2007	2007	124055	132566	132566	382274	382274	A	-6,4%

Tabla 16. Resumen de asignación, emisiones verificadas, unidades entregadas y cumplimiento. Fuente: EUTL

Las transacciones registradas por el EUTL para esta instalación se muestran en la Tabla 17, en la que se describen las transacciones realizadas para adquirir derechos. Las únicas transacciones de entrega fueron las necesarias para cumplir con RENADE.

Fecha	Hora	ID transacción	Nº de id - adquiere	Titular - adquisición	Nº id - transfiere	Titular - transferencia	Cantidad
31/03/2006	11:23:34	ES1850	52	Inst. 2.2	84	Inst. 2.4	1975
31/03/2006	11:25:36	ES1851	52	Inst. 2.2	53	Inst. 2.1	1975
24/04/2008	8:50:27	ES1008505	52	Inst. 2.2	53	Inst. 2.1	1051
24/04/2008	9:07:33	ES1008509	52	Inst. 2.2	248	Cogeneración de Tenerife, S.A. (nº 248)	5108

Tabla 17. Detalle de las transacciones realizadas para adquirir derechos (no incluidas las asignaciones de derechos). Fuente: EUTL

Instalación de cogeneración nº 2.3

Tamaño: grande (50 <emisiones <500 kt CO₂-eq.).

Sector ETS: "sector de instalaciones de combustión de más de 20 MW térmicos". Planta de cogeneración de una refinería que abastece de electricidad y vapor a distintos procesos.

Esta instalación presenta sobreasignación sólo en 2007 durante el primer periodo. Al igual que en la anterior instalación (Tabla 18), la estrategia a seguir fue utilizar los derechos sobrantes de otras instalaciones del grupo para satisfacer las necesidades de esta instalación en 2005, pero además se recurrió a la compra de derechos a otra empresa (externa).

Periodo ETS	Año	Asignación(NAP)	Emisiones verificadas	Unidades entregadas	Total de unidades entregadas	Total de emisiones verificadas	Código de cumplimiento	Sobreasignación
2005-2007	2005	366100	383286	383286	383286	383286	A	-4,5%
2005-2007	2006	366100	374951	374951	758237	758237	A	-2,4%
2005-2007	2007	366100	357497	357497	1115734	1115734	A	2,4%

Tabla 18. Resumen de asignación, emisiones verificadas, unidades entregadas y cumplimiento. Fuente: EUTL

En la Tabla 19 se muestra pormenorizadamente las transacciones. Se puede observar como la instalación nº 2.1 transfiere 338 EUAs a beneficio de esta instalación. Además, el mismo día (31/03/2006) se intuye que realiza una compra mediante dos órdenes (una de 13.605 y otra de 3.243 EUAs). La cotización cerró en 26,64€ ese día, por lo que, si consideramos este precio, el desembolso necesario sería de en torno a 500.000 €. La suma de la asignación para 2005, la transferencia desde la instalación nº 2.1 y la compra equivalen a la cantidad de toneladas de CO₂ emitidas verificadas en 2005, cantidad necesaria para realizar el acto de cancelación ese año.

Para cumplir con el EU-ETS en 2006, esta instalación ha recurrido a la asignación de 2007, como la mayoría de las instalaciones analizadas.

Fecha	Hora	ID transacción	Titular - adquisición	Titular - transferencia	Cantidad
31/03/2006	11:27:57	10-0	Inst. 2.3	Inst. 2.1	338
31/03/2006	11:48:04	10-0	Inst. 2.3	Inst. Externa	13605
31/03/2006	11:53:04	10-0	Inst. 2.3	Inst. Externa	3243
24/04/2008	8:54:20	10-0	Inst. 2.3	Inst. 2.1	42
24/04/2008	9:10:34	10-0	Inst. 2.3	Inst. Externa	206

Tabla 19. Detalle de las transacciones realizadas para adquirir derechos (no incluidas las asignaciones de derechos). Fuente: EUTL

Para conocer la variación de actividad en la planta de cogeneración podemos tener en cuenta los datos de producción de la refinería en la que se ubica (ver Tabla 20). En este caso la producción es prácticamente constante entre los años 2005-2007.

	Refinería		
	2005	2006	2007
Productos petrolíferos (datos en kt)	12.068,30	11.857,3	11.724,7

Tabla 20. Datos de producción de la refinería.

Para comprender los flujos que se realizaron entre las instalaciones de la empresa nº2, se muestra a continuación un diagrama ilustrativo (Figura 10)

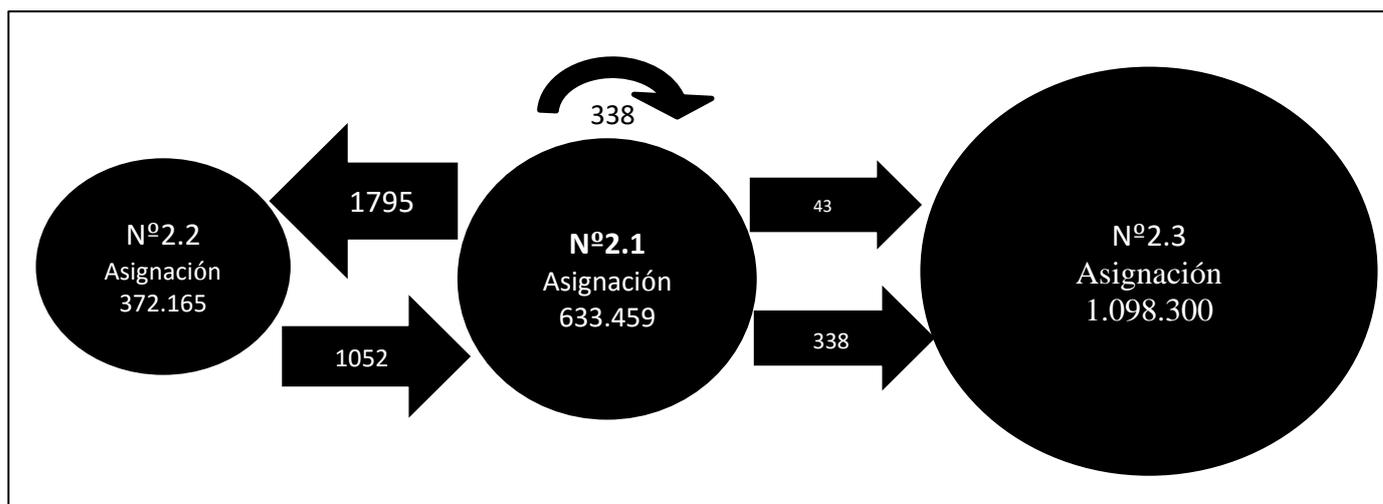


Figura 10. Diagrama explicativo de los flujos de Derechos entre instalaciones de la Empresa nº2. Fuente: Elaboración propia a partir de la base de datos EUTL.

V.3.5. Instalación nº3

Tamaño: grande (50 <emisiones <500 kt CO₂-eq.).

Sector ETS: "instalaciones de combustión con una potencia térmica nominal superior a 20 MW". Esta instalación se dedica a la producción de bioetanol.

La elección de esta instalación como ejemplo se debe a que no recibe sobreasignación de derechos durante ningún año del primer periodo, tal y como se puede observar en la Tabla 21.

Periodo ETS	Año	Asignación (NAP)	Emisiones verificadas	Unidades entregadas	Total de unidades entregadas	Total de emisiones verificadas	Código de cumplimiento	Sobreasignación
2005-2007	2005	151137	158927	158927	158927	158927	A	-4,9%
2005-2007	2006	157786	161998	161998	320925	320925	A	-2,6%
2005-2007	2007	157786	159587	159587	480512	480512	A	-1,1%

Tabla 21. Resumen de asignación, emisiones verificadas, unidades entregadas y cumplimiento. Fuente: EUTL

Los registros del EUTL en cuanto a transacciones (Tabla 22 y Tabla 23) muestran que se realizaron adquisiciones de derechos para cumplir con la entrega de derechos de 2005. En total se adquirieron 8.000 EUAs el 28/02/06 (cierre de la cotización a 25,85 €).

Para realizar el acto de cancelación de 2006 se utilizan las asignaciones de 2006 y 2007. Uno de los últimos movimientos que realiza es la adquisición de 6.649 EUAs a la cuenta nº 2 de España.

Fecha	Hora	ID transacción	Titular - adquisición	Titular - transferencia	Cantidad
29/03/2006	16:35:45	DK2227	Inst. 3	Juan Carlos Alonso Encinas	8000
27/11/2007	11:46:39	ES0000001001467	Inst. 3	- España (nº 2)	6649

Tabla 22. Detalle de las transacciones realizadas para adquirir derechos. Fuente: EUTL

Los costes de las operaciones de compra realizadas ascienden a más de 207.000€ (ver Tabla 23). Si en lugar de adelantarse a comprar para proveerse, hubieran esperado al último mes, los gastos se verían reducidos a tan solo 270€ como máximo, tal y como se puede observar en la simulación de la Tabla 24. Otra opción hubiera sido tratar de reducir emisiones internamente, aunque en este caso no contamos con datos sobre el coste de la posible reducción de emisiones.

Venta real	2006	2007	2008	TOTAL
Venta (compra en -) de derechos	-8.000	-6.649	0	-14.649
Precio (de cotización al cierre)	25,85	0,05	0,00	
Coste total (€)	-206.800,00	-332,45	0,00	-207.132
Reserva de derechos	0	0	0	846

Tabla 23. Estimación del coste real por las compras de derechos. Fuente: Elaboración propia. Nota: el dato de las cotizaciones de los EUAs se obtiene del precio de cierre diario.

	2005	2006	2007	TOTAL
Simulación				
Exceso (defecto en -) de derechos	0	0	-13.803	-13.803
precio mín. año X (hasta 30 / abril, €)			0,01	
precio máx. año X (hasta 30 / abril, €)			0,02	
Coste mín. (€)	0,00	0,00	-138,03	-138
Coste máx. (€)	0,00	0,00	-276,06	-276

Tabla 24. Simulación de los costes por la compra de derechos necesarios en la mejor y peor situación de cotización. Fuente: Elaboración propia. Nota: el dato de las cotizaciones de los EUAs se obtiene del precio de cierre diario.

V.3.6. Instalación nº4

Tamaño: grande (50 <emisiones <500 kt CO₂-eq.).

Sector ETS: "instalaciones para la producción de arrabio o de acero (fusión primaria o secundaria), incluidas las de colada continua". Acería.

Esta acería, al igual que la instalación anterior, ha sido deficitaria en derechos durante todos los años del primer periodo, entre un 13% y un 17% (ver Tabla 25).

Periodo ETS	Año	Asignación (NAP)	Emisiones verificadas	Unidades entregadas	Total de unidades entregadas	Total de emisiones verificadas	Código de cumplimiento	Sobreasignación
2005-2007	2005	22455	25968	25968	25968	25968	A	-13,5%
2005-2007	2006	22455	26397	26397	52365	52365	A	-14,9%
2005-2007	2007	22455	27144	27144	79509	79509	A	-17,3%

Tabla 25. Resumen de asignación, emisiones verificadas, unidades entregadas y cumplimiento. Fuente: EUTL

Debido a la situación de déficit de derechos, esta instalación optó por utilizar los derechos asignados en 2006 para cumplir con las obligaciones de 2005. Posteriormente adquirió derechos a una cuenta holandesa. En total compró 12.000 EUAs, 5.000 en mayo de 2006 (cotización a 12 €) y 7.000 en enero de 2007 (cotización a 3,9€), tal y como se observa en la Tabla 26. Para cumplir con las emisiones verificadas en 2007, necesitó comprar 144 derechos más (a 0,02€).

Fecha	Hora	ID transacción	Titular - adquisición	Titular - transferencia	Cantidad
03/05/2006	17:31:26	NL1749	Inst. 4	Statkraft Markets GmbH	5000
18/01/2007	10:10:11	NL2807	Inst. 4	Statkraft Markets GmbH	7000
05/03/2008	13:02:30	ES1002712	Inst. 4	Factor CO ₂ Integral Trading Services, S.A	144

Tabla 26. Detalle de las transacciones realizadas para adquirir derechos (no incluidas las asignaciones de derechos). Fuente: EUTL

El coste "real" estimado por la compra de derechos supera los 87.000€ (Tabla 27) Sin embargo, si esta instalación esperara a comprar los derechos en el último mes posible (abril de 2008), periodo entre el cual se verifican las emisiones y se entregan los derechos, sus gastos oscilarían entre 120 y 240 € (Tabla 28).

Venta/Compra real	2006	2007	2008	TOTAL
Venta (compra en -) de derechos	-5.000	-7.000	-144	-12.144
Precio (de cotización al cierre)	12,00	3,90	0,02	
Coste total	-60.000,00	-27.300,00	-2,88	-87.303
Reserva de derechos	0	0	0	0

Tabla 27. Estimación del coste real por las compras de derechos. Fuente: Elaboración propia. Nota: el dato de las cotizaciones de los EUAs se obtiene del precio de cierre diario.

Simulación	2005	2006	2007	TOTAL
Exceso (defecto en -) de derechos	0	0	-12.144	-12.144
precio mín. (desde 1 a 30 abril, €)			0,01	
precio máx. (desde 1 a 30 abril, €)			0,02	
Coste mín. (€)	0,00	0,00	-121,44	-121
Coste máx. (€)	0,00	0,00	-242,88	-243

Tabla 28. Simulación de los costes por la compra de derechos necesarios en la mejor y peor situación de cotización. Fuente: Elaboración propia. Nota: el dato de las cotizaciones de los EUAs se obtiene del precio de cierre diario.

En este caso y tal como muestra la Figura 11, el coste marginal de reducción de emisiones es más elevado que los precios de los derechos. Por lo que la estrategia seguida de *banking* intraperiodo y compra de derechos parece la más eficiente económicamente.

Este es un ejemplo de cómo una instalación cuyos costes marginales de reducción son elevados, acudió al mercado para cumplir con su compromiso. Sin embargo, la peculiaridad del primer periodo, que imposibilita la oportunidad de guardar los derechos para utilizarlos en la fase II, hizo caer los precios de los derechos en 2007. Por tanto, esta instalación hubiera cumplido con el EU ETS aprovechando los bajos precios de ese año.

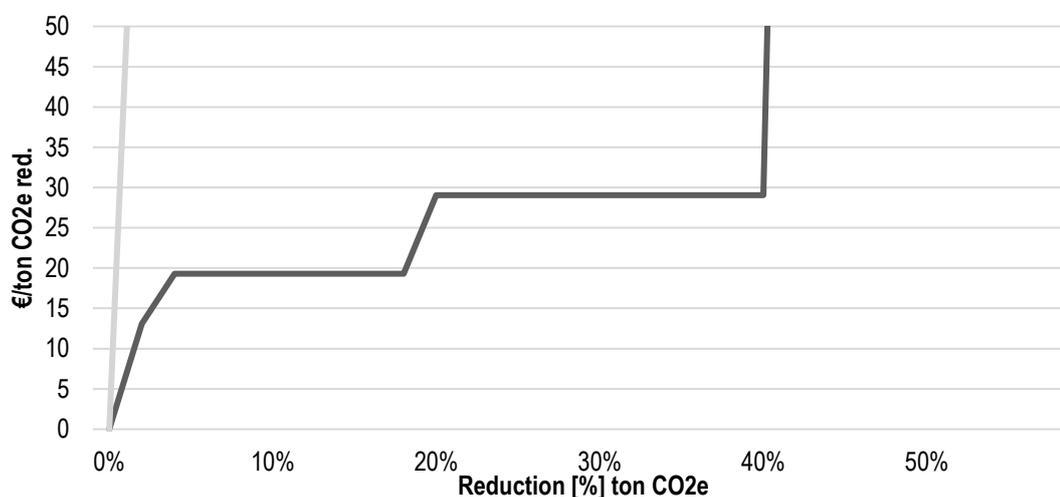


Figura 11. Curva MAC del sector del acero en España. Fuente: Autores, mediante modelo.

V.3.7. Resultados cualitativos del estudio empírico

En los anteriores ejemplos de distintas instalaciones y empresas (agrupaciones de instalaciones) se pueden observar diferentes tipos de comportamiento. La instalación 1 es el ejemplo empírico de que las instalaciones pequeñas son reacias a entrar en el mercado, lo que se corresponde con los estudios sobre el comportamiento de las instalaciones dependiendo de su tamaño, etc.). A pesar de obtener en torno al 40% de sobreasignación durante el primer periodo, la instalación no entra en el mercado, “tirando” el exceso de EUAs asignado, los cuales, en el mejor de los casos estaban valorados aproximadamente en 82.000€. Una posible explicación es el muy bajo precio del derecho en la fase final del período.

El segundo ejemplo, también parece confirmar que las empresas de mayor tamaño tienen un mayor conocimiento del EU ETS. En este caso, en 2005, año con mayores emisiones que asignaciones de derechos, hicieron *banking*, de esta manera no tuvieron que comprar derechos. Y aunque en el resto del periodo le sobraron 7.700 EUAs, el escaso valor de esos derechos al final del periodo ($\approx 3.300\text{€}$ en el mejor de los casos), parece no compensar su venta, si se tienen en cuenta los posibles costes de transacción.

En los casos de estudio ex-post de empresas con varias instalaciones dentro del EU-ETS, los dos ejemplos escogidos (ejemplos 3 y 4) actúan de forma razonable. En la empresa nº 1, la instalación estudiada, al tener sobreasignación en 2005 y 2006 procede a la venta de la mayoría del excedente de EUAs, obteniendo unos beneficios estimados en 415.000€. En el caso de la empresa nº 2, se trató de comprender cómo interaccionan las instalaciones de una misma empresa. Se puede observar, en las transacciones reflejadas en el EUTL, cómo se transfieren derechos desde las instalaciones que tienen sobreasignación a cuentas deficitarias, minimizando así la entrada en el mercado. Sin embargo, a pesar de que la instalación 2.2 podía hacer *banking*, compró alrededor de 500.000€ de derechos.

Los últimos dos ejemplos muestran cómo se comportan instalaciones que no han recibido sobreasignación de derechos en todos los años del periodo. El primer ejemplo con estas características, la instalación nº3, se trata de una instalación grande en cuanto a emisiones. Sin embargo, aunque tiene posibilidad de hacer *banking* intraperiodo, lo que le podría ahorrar 207.000€, que es lo que se estima que costó la compra realizada para cumplir con las emisiones del 2005. Esto se puede achacar a que sus perspectivas indicaban que el precio ascendería en 2006.

La instalación nº4 es de gran tamaño y tampoco tuvo sobreasignación. Pero al contrario que el ejemplo anterior, para cumplir con las emisiones de CO₂ verificadas de 2005 optó por utilizar derechos de 2006. Esto provocó que, aunque para los siguientes años compraran derechos, el coste fue menor (87.000€). Sin embargo, si hubiera hecho *banking* durante todos los años del periodo 2005-2007, en el mejor de los casos el coste de la compra de derechos sería de unos pocos cientos de €.

En el siguiente apartado se ofrece el análisis desde la perspectiva teórica a través de los resultados obtenidos por el modelo desarrollado en esta investigación.

V.4. COMPARACIÓN CON LOS RESULTADOS TEÓRICOS DEL MODELO

El segundo objetivo de este capítulo es probar la validez de la asunción de agentes racionales en el mercado ETS, comparando los resultados del modelo con los resultados reales del mercado y observando las desviaciones de los mismos. Dada la complejidad de este análisis, esto debe considerarse como una primera aproximación que sólo señala las desviaciones, si las hay, y no intenta explicarlas en profundidad.

Siguiendo los supuestos considerados a lo largo de este capítulo, y tenidos en cuenta en el modelo, una empresa/instalación involucrada en el mercado de carbono debe vender sus derechos de emisión y reducir las emisiones internamente cuando el precio de mercado de la asignación es más alto que su costo de reducción marginal. Alternativamente, debería comprar derechos cuando sus costes marginales de reducción estén por encima del precio de mercado. Por último, en caso de que la empresa no necesite reducir las emisiones ni comprar derechos de emisión, su coste de oportunidad sería nulo y, por lo tanto, debería vender sus derechos a cualquier precio.

Sin embargo, este puede no ser el comportamiento real de los agentes en el mercado. Las estrategias de las empresas están sujetas a diferentes factores, como el nivel de conocimiento del mercado, la incertidumbre futura (producción, regulación, economía, etc.), costes de transacción, razones financieras o la voluntad de especular con este "producto". La mayoría de los estudios de comportamiento de los agentes se basan en encuestas (por ejemplo, Martin et al., 2014) y pocos estudios usan datos de transacción de EUTL para estudiar en el mercado europeo. La mayoría de ellos se centra en la fase I (Betz y Schmidt, 2016). Estos estudios que abordan el análisis del comportamiento del EU ETS encuentran un alto porcentaje de agentes (que suelen ser pequeños y con poca experiencia en el mercado) que participan pasivamente en el mercado (Martin et al., 2014). Por ejemplo, Betz y Schmidt (2016) encuentran que sólo la mitad de las empresas están activas en el mercado. Sin embargo, los agentes más grandes utilizan otras estrategias como la cobertura de riesgos (Neuhoff et al., 2012). Esos

análisis también coinciden al considerar los costes de transacción como el principal obstáculo para la entrada en el mercado (Martin et al., 2014, Jaraitė-Kažukauskė y Kažukauskas, 2015), Naegele y Zaklan, 2016).

Para analizar los supuestos descritos esta investigación compara los resultados del modelo con los datos reales de los agentes, reflejados en la base de datos EUTL. Los datos resumidos de los precios estimados, las transacciones y las asignaciones de asignaciones de esta base de datos se presentan en la Tabla 29¹⁷. Se puede apreciar que la participación de los diferentes sectores en el mercado varía, lo que puede explicarse por diferencias en los conocimientos y los recursos específicos para entrar en el mercado, también por desviaciones con respecto al comportamiento racional.

Otro factor a considerar es el nivel de sobreasignación de derechos en cada sector. La sobreasignación puede, si los agentes no son racionales, resultar en un menor coste de oportunidad para las asignaciones y, por lo tanto, una desviación con respecto a los resultados del modelo. Este fenómeno está presente desde el inicio de la Fase II en todos los sectores, excepto en el sector eléctrico (ver Tabla 29).

España (2012)	Precio medio de adquisición 2011-2012 (€/EUA)	Precio medio de venta 2011-2012 (€/EUA)	Asignación gratuita (MEUA)	Emissiones	Sobrealocación	Volumen de adquisición / asignación gratuita	Volumen de venta / asignación gratuita (%)	Variación de las emisiones de GEI (%)	Variación acumulada en: emisiones / asignación gratuita (%)
Acero	7,00	6,94	12,20	6,05	102%	74%	229%	-22,8%	-45,0%
Combustión	7,42	7,33	72,84	89,04	-18%	191%	190%	-24,7%	17,3%
Refino	7,66	7,73	19,75	14,39	37%	32%	35%	-2,7%	-20,4%
Cerámica	9,09	9,69	5,60	1,82	208%	15%	52%	-63,0%	-58,0%
Cemento	9,43	9,45	29,53	13,73	115%	46%	85%	-49,9%	-39,7%

Tabla 29. Precio medio estimado y sobreasignación de EUAs por sector. Fuente: Autores, de EUTL, EEA.

Un primer resultado que puede observarse en la Tabla 29 es que existe una correlación entre los precios de los derechos negociados por cada sector y su sobreasignación (lo que indica un comportamiento no racional de los agentes). Además, parece que los precios de cada sector tienen que ver con el tamaño de las instalaciones, la experiencia en la comercialización, etc. Por ejemplo, se puede observar la prevalencia de instalaciones cerámicas de pequeño tamaño en la base de datos EUTL, que también tienden a comprar a precios menos favorables. Este resultado coincide con las conclusiones de la literatura anterior (por ejemplo, Betz y Schmidt, 2016). En la Figura 12 se puede ver el tamaño de las instalaciones en función de su capacidad de emisión de GEI. Se aprecia, en este sentido, la particularidad del pequeño tamaño de las empresas relacionadas con el sector cerámico.

¹⁷ Para este análisis, se han considerado las transacciones entre "cuentas de explotación del operador (OHAs, por sus siglas en inglés)", que representan la instalación regulada bajo el EU ETS, y "Personal Holding Accounts" (PHA, por sus siglas en inglés)", que son cuentas voluntarias para negociar con derechos de emisión por entidades no reguladas.

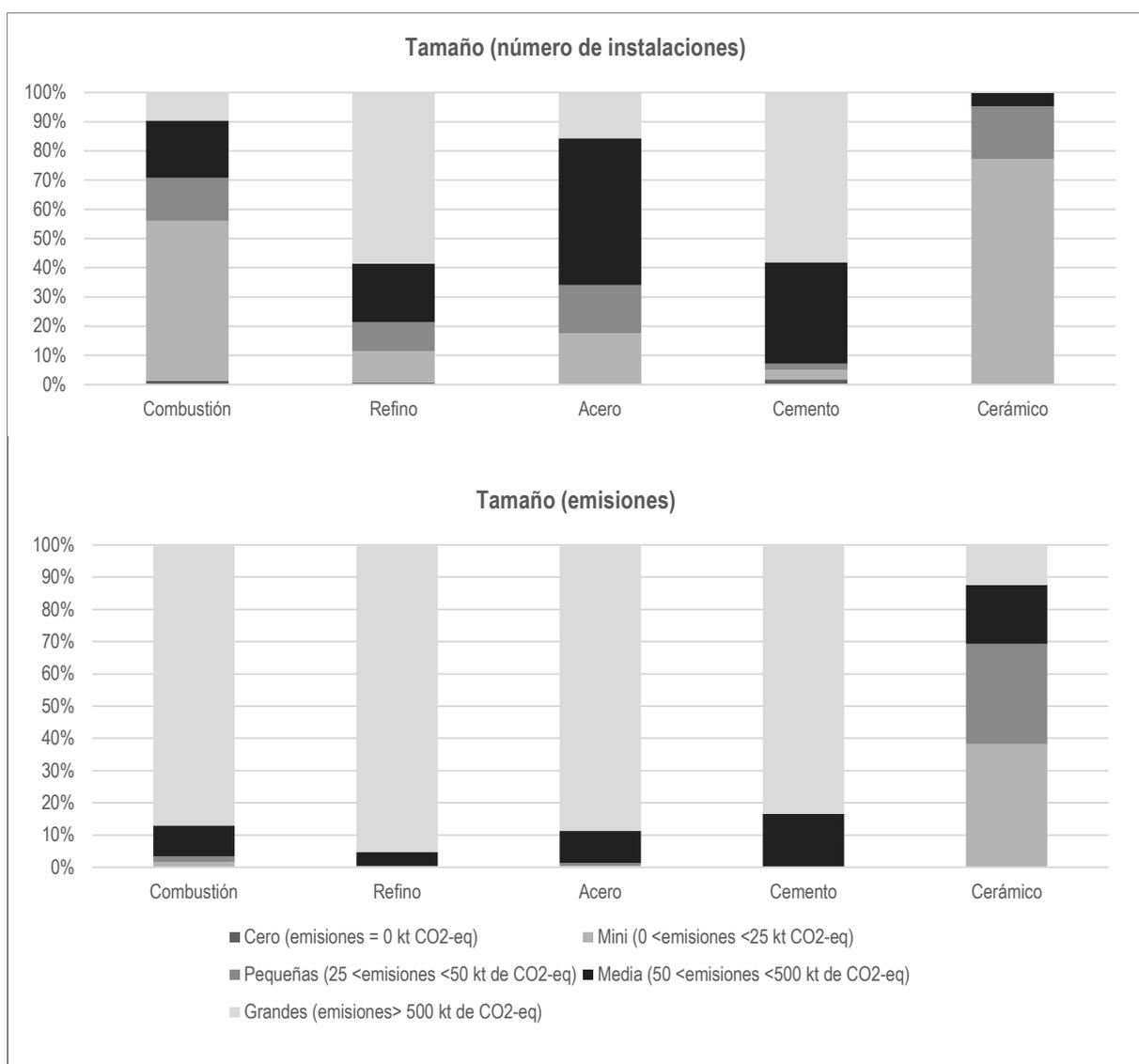


Figura 12. Tamaño de las instalaciones por sector (por número y emisiones). Fuente: EEA

A continuación, se valorarán los datos y cálculos mencionados en los párrafos anteriores, que se presentan en la Tabla 29, con respecto a las curvas MAC para cada sector obtenidas por el modelo (Figura 13).

El sector del **acero** ha reducido sus emisiones, hasta 2012, en más de un 20% desde 2005 (EEA). Para ese año el sector recibió una sobreasignación de más del doble de las emisiones verificadas (EEA). Teniendo en cuenta que el precio medio anual de los EUA para 2012 fue de 7,33€ (SendeCO2), parece que este sector no tendría problemas en la entrega de derechos para cumplir con la Directiva ETS. En caso de que alguna empresa/instalación tuviera déficit de derechos de emisión, según la curva MAC del sector, le compensaría comprar derechos, en vez de reducir emisiones (un 2% de reducción tiene un coste marginal de 13€/ton.). Sin embargo, parece que el nivel de sobreasignación de más del 100% pesa más, ya que se observa una mayor actividad de entrega (venta) de derechos que de adquisición.

El **sector eléctrico**, que está considerado dentro del sector de combustión, redujo considerablemente sus emisiones entre 2005-2012; casi un 25%. Es el único sector sin sobreasignación gratuita de derechos durante la fase II. Los costes marginales de reducción de emisiones para este sector son muy bajos. Por ejemplo, podría reducir un 30% de sus emisiones a un coste marginal de 6€, coste menor al precio medio anual en 2012. Por tanto, se esperaría que las instalaciones pertenecientes a este sector redujeran internamente las emisiones y vendieran los derechos al mercado. No obstante, las cifras de transacciones de la base de datos EUTL indican un porcentaje similar de entrega y adquisición de derechos. El sector eléctrico abarca compañías grandes, generalmente con conocimientos en operar con mercados. De ahí que sus precios de compra sean los más bajos, y que su actividad en el mercado sea elevada.

El **refino** registra sólo 11 instalaciones incluidas en el EU ETS para España. Cuenta, según los resultados del modelo, con elevados costes marginales de reducción (92€/ton para un 2% de reducción de emisiones). Este sector prácticamente no varió su nivel de contaminación de GEI entre 2005-2012, apenas bajó un 3% sus emisiones. Su nivel de sobreasignación se sitúa en torno al 37%. Con estos datos parece que lo racional sería transferir derechos sobrantes, en el caso de que ninguna instalación necesite adquirir derechos. Los datos del EUTL indican una baja actividad en el mercado, sin diferencias entre la adquisición y la entrega de derechos.

Del sector **cerámico** ya se ha comentado su gran número de pequeñas instalaciones, lo que puede indicar una mayor dificultad en la operación dentro del EU ETS. Este sector redujo sus emisiones considerablemente desde 2005; un 63% hasta 2012. Fue un sector muy castigado por el pinchazo de la burbuja inmobiliaria. Relacionado con el dato anterior está el 208% de sobreasignación que recibió este sector. En caso de que alguna instalación tuviera déficit de derechos, habría dos posibilidades de cumplimiento: en caso de ser una instalación relacionada con la producción de ladrillos y tejas, sus costes marginales de reducción son más bajos que el precio de mercado, por lo que les sería más conveniente reducir internamente emisiones; en caso de las fábricas de azulejos, el coste de reducción es más elevado, por lo que la estrategia a seguir sería la compra de derechos. Los datos de transacciones indican que en este sector hay más de casi cuatro veces más transferencia (posible venta) de derechos que de adquisición, lo que concuerda con los datos anteriores, ya que el sector ladrillos tiene más peso.

El sector **cemento** también sufrió una gran caída de producción debida a burbuja inmobiliaria española. Las emisiones en este sector se redujeron, durante el periodo 2005-2012, en un 50%. Además, en 2012 el cemento recibió una sobreasignación del 115%. Aunque los costes marginales de reducción son bastante bajos (10€ para reducir un 2% de emisiones), están por encima de los precios medios de los EUA. En este caso, los datos de transacciones indican una mayor transferencia (venta) de derechos, que de adquisición.

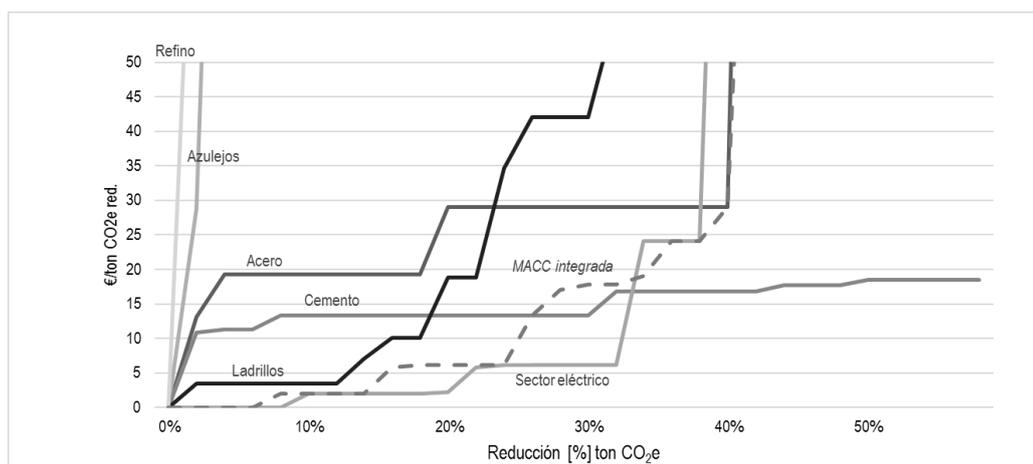


Figura 13. Curvas MAC por sector para la industria española en 2012 (Sin integración entre sectores).
 Fuente: Autores, mediante modelo.

Por lo tanto, y para resumir, se puede observar que no todos los sectores se comportan de una manera económicamente racional. El sector de la energía sí, pero en los sectores de cerámica, refino de petróleo, acero y cemento, la sobreasignación complica el análisis. Esto es más visible en el sector de la cerámica, debido a la falta de negociadores sofisticados.

El EU ETS no establece una señal clara de descarbonización cuando los derechos repartidos gratuitamente superan las emisiones. En este contexto tienen más peso que las empresas sigan estrategias financieras, las cuales quedan fuera del ámbito de esta investigación. Claramente, es necesario ampliar el análisis para tener en cuenta estrategias financieras y la especulación en estos sectores con objeto de evaluar el alcance y las causas de estos comportamientos anómalos.

V.5. REFERENCIAS

Betz, Regina A., y Tobias S. Schmidt. 2016. «Transfer patterns in Phase I of the EU Emissions Trading System: a first reality check based on cluster analysis». *Climate Policy* 16 (4): 474–495.

Economics for Energy. 2011. «Potencial económico de reducción de la demanda de energía en España». Vigo: Economics for Energy. http://www.eforenergy.org/docpublicaciones/informes/Informe_2011.pdf.

Jaraitė-Kažukauskė, Jūratė, y Andrius Kažukauskas. 2015. «Do Transaction Costs Influence Firm Trading Behaviour in the European Emissions Trading System?» *Environmental and Resource Economics* 62 (3): 583-613. doi:10.1007/s10640-014-9831-7.

List, John A. 2003. «Does market experience eliminate market anomalies?» *The Quarterly Journal of Economics* 118 (1): 41–71.

Martin, Ralf, Mirabelle Muûls, Laure B. de Preux, y Ulrich J. Wagner. 2014. «On the empirical content of carbon leakage criteria in the EU Emissions Trading Scheme». *Ecological Economics* 105 (septiembre): 78-88. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.05.010.

Naegele, Helene, y Aleksandar Zaklan. 2016. «EU Emissions Trading: Distinctive Behavior of Small Companies.» *DIW Economic Bulletin*. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&profile=ehost&scope=site&authtype=crawler&jrnl=1438261X&AN=113989085&h=XIk5dChibTy2R513ePHjMlvc1XqtuVc2tIXERjeQzAG5AG7MQz0HdOuLzvwSR2n4I%2BRkdwcNZPyoU5BwPUIPMA%3D%3D&crl=c>.

Neuhoff, Karsten, Anne Schopp, Rodney Boyd, Kateryna Stelmakh, y Alexander Vasa. 2012. «Banking of Surplus Emissions Allowances: Does the Volume Matter?» *Discussion Papers of DIW Berlin* 1196. DIW Berlin, German Institute for Economic Research. <http://ideas.repec.org/p/diw/diwwpp/dp1196.html>.

Santamaría, Alberto, Pedro Linares, y Pablo Pintos. 2014. «The effects of carbon prices and anti-leakage policies on selected industrial sectors in Spain – Cement, steel and oil refining». *Energy Policy* 65 (febrero): 708-17. doi:10.1016/j.enpol.2013.10.031.

Capítulo VI. CONCLUSIONES

VI.1. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Nos enfrentamos al cambio climático, un problema de naturaleza global y origen fundamentalmente antropogénico, con efectos potencialmente muy graves, y que se están empezando a sufrir actualmente (aumento del nivel del mar, mayor frecuencia de episodios climáticos severos, deshielo, etc.). La herramienta internacional contra este desafío, el Protocolo de Kioto, fue un tímido primer paso para conseguir la estabilización de las concentraciones de GEI en la atmósfera mediante el acuerdo de límites máximos de emisiones a los países desarrollados y el esfuerzo de los países en desarrollo para llevar a cabo su desenvolvimiento de manera acorde con el objetivo de reducción de emisiones. El Acuerdo de París, que toma el relevo del Protocolo de Kioto a partir de 2020, marca unos objetivos ambiciosos; *“Mantener el aumento de la temperatura media mundial muy por debajo de 2 °C con respecto a los niveles preindustriales, y proseguir los esfuerzos para limitar ese aumento de la temperatura a 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales...”* Estos objetivos están sirviendo como base a los decisores políticos para reclamar políticas de descarbonización más agresivas.

Puesto que la reducción de emisiones lleva consigo un coste económico, que puede afectar de distinta manera a los agentes involucrados, es importante apostar por instrumentos más sofisticados que los de comando y control para alcanzar los objetivos de manera coste-eficiente. Los economistas, en este sentido, coinciden en su preferencia por los instrumentos de mercado como la mejor opción para la reducción de emisiones de GEI económicamente eficiente.

Existen múltiples experiencias alrededor del mundo sobre este tipo de mercados para abordar políticas ambientales, algunos de los cuales fueron descritos en el Anexo I. Esta experiencia en este tipo de herramientas, permite evaluar empíricamente la eficacia y los posibles errores que se producen en este tipo de mercados artificiales, muy dependientes de su diseño inicial.

El EU ETS es el instrumento de la política climática de la Unión Europea para promover la reducción de GEI al menor coste. Es un instrumento de mercado diseñado para contribuir al cumplimiento del Protocolo de Kioto (con metas más exigentes que las del propio Protocolo). En un primer momento se definió en dos fases: el primer periodo de prueba (2005-2007), que fue alabado por su rápida implantación, y el segundo periodo (2008-2012), que estamos finalizando. Durante el periodo II es cuando se deberían materializar las principales reducciones de emisiones de GEI, coincidiendo con la integración en el mercado internacional dentro del marco del Protocolo de Kioto. El EU ETS cubre sólo a una parte de los sectores económicos y optó en sus primeras fases por una distribución gratuita de permisos, para facilitar la aceptación del sistema y no perjudicar la competitividad de las empresas involucradas con respecto al exterior de la UE.

Los bajos precios de los derechos, debido en gran parte a la crisis económica, provocando un exceso de derechos de emisión no previstos, provocaron la necesidad de una reforma estructural del instrumento. La volatilidad del precio de los EUAs también reduce la efectividad de la inversión en tecnología de bajas emisiones,

ya que no se tiene la seguridad de su rentabilidad económica. Una de las principales causas de esta volatilidad del precio (y tendencia a precios bajos) es la sobreasignación de permisos, que junto con la menor demanda de energía y menor producción (por la actual crisis económica), provocaron una reducción de emisiones no esperada en el *baseline*. Estos excesos de derechos para ciertas empresas se tradujeron en beneficios extraordinarios (*windfall profits*). Además, el sector eléctrico fue acusado de beneficiarse de los derechos gratuitos contabilizando su valor y repercutiéndolo en el precio final de la electricidad.

Otra gran preocupación de la UE por la implantación del EU ETS es la deslocalización de las instalaciones europeas hacia fuera de Europa (la fuga de carbono) para evitar los costes asociados y la pérdida de competitividad. Y aunque existen mecanismos para compensar a estas empresas, estudios sobre la fuga de carbono determinan que esta identificación de empresas con riesgo de deslocalización y su compensación no se realiza de manera eficiente.

Otro criterio para comprobar el buen funcionamiento del sistema es estudiar las transacciones que se han producido en el periodo que lleva en funcionamiento el EU ETS. Estudios empíricos descritos en este trabajo concuerdan con las preocupaciones de la Comisión Europea (Comisión Europea, 2008), que considera que los costes de transacción pueden ser excesivos para los pequeños participantes, dificultando su entrada en el mercado para comprar/vender derechos en el caso de que la reducción de emisiones (por inversión en tecnología/procesos de bajas emisiones, eficiencia, etc.) sea más cara/barata.

Esta investigación se ha ocupado de describir y analizar el comportamiento del Sistema Europeo de Comercio de Emisiones de GEI (EU ETS) mediante el desarrollo y construcción de un modelo de equilibrio parcial que representa los sectores industriales más intensivos. Además, se han contrastado los resultados del modelo con los datos de transacciones reales de las instalaciones industriales participantes en el EU ETS.

En el capítulo III se ha descrito el modelo propuesto. Se trata de un modelo de optimización *bottom-up* que representa el funcionamiento óptimo, y de manera integrada, de cinco de los sectores industriales más intensivos en emisiones (acero, cemento, refino, azulejos y ladrillo, y sector eléctrico). De esta manera, la herramienta desarrollada permite analizar las diferentes medidas teniendo en cuenta las interrelaciones entre sectores y tecnologías y determinar el potencial de reducción de emisiones de GEI y su coste marginal.

Este modelo ha sido validado mediante un caso de estudio con varios escenarios. En el capítulo IV se ofrecieron los detalles. Los resultados obtenidos muestran coherencia con estudios previos, con los datos reales y con escenarios alternativos. Además, se compararon estos resultados con datos de transacciones reales. A partir de esta comparación se obtuvieron conclusiones sobre las desviaciones entre el comportamiento teórico y empírico de los sectores en el mercado.

En el capítulo V se han presentado resultados que ilustran, como ejemplo, el análisis empírico sobre la racionalidad de los comportamientos de los agentes en el mercado europeo de derechos de emisión de CO₂. El hecho de que los agentes se comporten de forma racional o no tiene muchas implicaciones para el desarrollo del mercado: puede derivar en falta de liquidez o en precios que se desvían del coste marginal de la reducción de emisiones; en un mayor coste de las reducciones (al recurrir los agentes a reducciones internas en lugar de al comercio de los derechos); en una falta de equivalencia entre los resultados del mercado cuando los derechos se asignan gratuitamente o cuando se subastan; y finalmente, también en una mayor o menor efectividad de las políticas que se establecen para evitar la fuga de emisiones.

La posible falta de racionalidad aparente de los agentes puede derivarse de distintos efectos: el efecto *endowment*, la existencia de costes de transacción significativos, y también otras motivaciones difíciles de recoger

en los modelos (como la incertidumbre ante precios y producciones futuras). En general, se ha observado ya en algunos mercados que estos efectos tienden a desaparecer cuanto más expertos son los agentes (ej. List, 2003). Sin embargo, el mercado europeo de derechos de emisión es relativamente joven y puede estar experimentando aún anomalías dignas de tenerse en cuenta.

El análisis empírico del capítulo V, de hecho, muestra algunas anomalías, como agentes que no venden derechos a pesar de no necesitarlos, u otros que compran en lugar de reducir internamente. Se observa además que, tal como predice la teoría, los agentes de menor tamaño tienen comportamientos más anómalos que aquellos con mayor capacidad de negociación y análisis. Dentro de los sectores cubiertos por el sistema europeo hay algunos donde los agentes son relativamente pequeños (como el sector cerámico, por ejemplo). Si se confirman estas anomalías podría concluirse en la necesidad de reformar los mecanismos utilizados para incentivarles a reducir emisiones.

También en el capítulo V se realiza la comparación entre los resultados teóricos del modelo con los datos empíricos de la base de datos EUTL. Tal y como se explica en dicho capítulo, los supuestos considerados una empresa/instalación involucrada en el mercado de carbono debe vender sus derechos de emisión y reducir las emisiones internamente cuando el precio de mercado de la asignación es más alto que su coste de reducción marginal. Alternativamente, debería comprar derechos cuando sus costes marginales de reducción estén por encima del precio de mercado. Por último, en caso de que la empresa no necesite reducir las emisiones ni comprar derechos de emisión, su coste de oportunidad sería nulo y, por lo tanto, debería vender sus derechos a cualquier precio.

Sin embargo, el comportamiento real puede estar condicionado por otros factores, tales como; el nivel de conocimiento del mercado, la incertidumbre futura, costes de transacción, posibilidades de especulación, etc. La bibliografía previa coincide en los costes de transacción como el principal obstáculo para entrar en el mercado. Cuando los agentes son de pequeño tamaño y tienen poca experiencia en el mercado, su participación en el EU ETS se hace aún más difícil.

El primer resultado evidente es la correlación entre los precios bajos de cada sector con la sobreasignación, indicando un comportamiento no racional de los participantes. Se observa también que los sectores con mayor número de instalaciones de pequeño tamaño tienen dificultades para interactuar con el mercado de carbono. Este es el caso del sector cerámico.

En el análisis por sectores, el coste marginal de reducción para el sector acero es superior al precio del EU ETS, por lo que el sector debería comprar derechos, independientemente de la sobreasignación de derechos, y no reducir las emisiones. Sin embargo, la gran actividad de venta y aumento de emisiones específicas (la reducción de producción es mayor que la reducción de emisiones). Los resultados para este sector se pueden explicar por el hecho de que hay exceso de asignación.

En el sector eléctrico, el coste de reducción de emisiones es menor (pero similar) que el precio promedio de los EUAs. Se esperaba que este sector redujera las emisiones internamente y vendiera las provisiones al mercado. Los datos de transacción de EUTL indican una actividad superior a la de otros sectores. No hay diferencias entre las ventas y las compras, lo que es coherente con el hecho de que no hay exceso de asignación y que el precio de los EUAs fue similar al coste de reducción.

El refino de petróleo tiene altos costes marginales de reducción, por lo que debería comprar derechos en lugar de reducirlos internamente. Este sector muestra reducciones en las emisiones, y al mismo tiempo más ventas

que compras. Parece que están comprando derechos para compensar la reducción de emisiones, pero al mismo tiempo obteniendo beneficios de la sobreasignación de derechos.

En cuanto al sector de la cerámica (ladrillos y azulejos), el gran número de pequeñas instalaciones puede indicar una mayor dificultad en la operación en el EU ETS. Los costes de reducción son mayores que los precios de la ETS, pero tuvo una gran sobreasignación de derechos, junto con una caída en la producción. Los datos de transacciones indican que, en este sector, hay más ventas que compras. Sumado al hecho de que la reducción de emisiones es menor que la pérdida de producción, se indica una clara orientación a sacar beneficio de la sobreasignación de derechos, en lugar de tratar los derechos de una manera racional.

Aunque los costes marginales de reducción son bastante bajos en el sector cemento, están por encima de los precios promedio de la EUA. Por lo tanto, el sector debería comprar derechos. Sin embargo, hay más ventas que compras, contrariamente al resultado esperado. Una vez más, la explicación es similar a los sectores de refinación y cerámica: la sobreasignación.

Tal y como se explica en el capítulo V, en el análisis realizado indica que no todos los sectores se comportan de manera económicamente racional. Destaca el eléctrico como un sector con comportamiento acorde con racionalidad teórica. El resto de sectores por el contrario muestran señales no acordes con el comportamiento teórico, principalmente en cerámico. Es por esto, que es necesario profundizar en el análisis de manera más detallada para evaluar las desviaciones y considerar el alcance de las mismas.

VI.2. CONCLUSIONES FINALES, APORTACIONES, LIMITACIONES Y TRABAJOS FUTUROS

La investigación realizada permite presentar dos conclusiones principales que son muy relevantes para la regulación actual y el diseño futuro del ETS de la Unión Europea, pero también para otros mercados de carbono en todo el mundo.

En primer lugar, al evaluar políticas que afectan a los mercados de carbono, la presente investigación encontró que el mercado debe ser modelado teniendo en cuenta todos los sectores relevantes y sus interacciones. Esto permite no imponer cuotas de mitigación separadas (y de alguna manera artificiales) para cada sector, lo que a su vez representa mejor el resultado real de un mercado: se identifican las opciones de menor coste en todos los sectores y se tiene en cuenta la interacción entre sectores.

Como se ha demostrado en la comparación de los resultados, no contabilizar todos los sectores (por ejemplo, mirar sólo al sector de la electricidad), o no tener en cuenta las interacciones entre sectores, resulta en una sobreestimación de los precios de los permisos o en una subestimación del potencial de reducción de emisiones a un nivel de precio dado. Esto por supuesto es muy relevante para el diseño de políticas, ya que los resultados reales de la política pueden desviarse significativamente de los simulados sólo por esta razón. En este sentido, este modelo *bottom-up* puede incorporar todos estos elementos con un alto grado de detalle tecnológico para la mayoría de los sectores más intensivos en emisores. Por supuesto, el modelo aún tiene algunas limitaciones, como la falta de consideración de los costes de transacción, que han demostrado desempeñar un papel no insignificante en el comercio de ETS, o la asunción de información perfecta, que rara vez se cumple en

el mundo real. También sería aconsejable incluir otros elementos tales como el *hedging* o estrategias financieras que puedan alterar el comportamiento de los agentes en el mercado.

Sin embargo, eso introducirá una mayor complejidad, y más parámetros que son difíciles de controlar. Por lo tanto, tiene más sentido probar la validez de la suposición de agentes racionales - que es mucho más simple de modelar - y compararla con los resultados reales del ETS. Una vez más, este tipo de trabajos son muy relevantes para el diseño de políticas. Si se demuestra que los agentes se comportan racionalmente, ciertas políticas como la MSR pueden ser inútiles para mejorar la eficiencia del mercado.

En este sentido la comparación con los resultados empíricos muestra diferencias en el comportamiento de los sectores: el sector de la energía parece comportarse racionalmente, pero en el caso de la cerámica, el acero, cemento y el refino, la sobreasignación de derechos parece desempeñar un papel importante, con agentes que venden derechos de emisión, incluso si sus costes de reducción son superiores a los precios ETS. Esto pone de manifiesto la necesidad de considerar políticas diferenciadas por sectores para tener en cuenta estas diferencias en su comportamiento.

También se puede observar que los precios que los diferentes sectores pagan por sus prestaciones difieren, lo que puede reflejar una capacidad de interactuar con el mercado diferente, dependiendo del sector. Se trata de un importante fallo de mercado (la información incompleta) que debe tenerse en cuenta y que merece una investigación más profunda.

VI.2.1. Aportaciones de la tesis

Esta investigación ha desarrollado un modelo de optimización *bottom-up* integrado para el mercado de derechos de emisión europeo. Se trata de una herramienta para simular de forma realista el EU ETS bajo la supuesta de que los agentes participantes en el mercado se comportan de manera racional. Además, se comparan los resultados obtenidos con los resultados reales del mercado, para comprender mejor el comportamiento de los agentes en este mercado de carbono.

Otra de las aportaciones del desarrollo de este modelo es la constatación de que el tener en cuenta las interacciones entre sectores permite recoger de manera más realista los costes marginales de reducción de emisiones.

Esta tesis doctoral también evaluó de manera empírica datos reales de transacciones de la primera y segunda fase del EU ETS. Estos análisis fueron comparados con los datos teóricos del modelo desarrollado para analizar el comportamiento de los agentes participantes. Se han podido apreciar divergencias de comportamiento entre sectores, así como comportamientos que difieren de la racionalidad económica teórica.

La simulación de la interacción entre tecnologías, costes y agentes podría mejorar el diseño de las políticas de mitigación del carbono. Esto es particularmente necesario ahora en la Unión Europea, dada la necesidad de ajustar el EU ETS, pero también en muchos otros países donde los mercados de carbono se están implementando. Este trabajo espera contribuir al diseño correcto de estos mercados ayudando a entender cuáles son los requisitos básicos para modelar un ETS y el comportamiento racional de sus agentes.

VI.2.2. Publicaciones

A continuación, se enumeran las publicaciones surgidas de este trabajo de investigación:

JCR:

P. Pintos, P. Linares. (2017) Assessing the EU ETS with a bottom-up, multisector model. *Climate Policy*. [Online: March 2017] JCR impact factor: 1.980 (2015).

A. Santamaría, P. Linares, P. Pintos. (2014) The effects of carbon prices and anti-leakage policies on selected industrial sectors in Spain - cement, steel and oil refining. *Energy Policy*. vol. 65, pp. 708-717, JCR impact factor: 2.575 (2014); 3.045 (2015).

Otras:

P. Linares, P. Pintos. (2013) Los efectos económicos del sistema europeo de comercio de emisiones de gases de efecto invernadero. *Cuadernos de Información Económica*. no. 237, pp. 97-104.

Conferencias:

P. Pintos, P. Linares, An integrated model for the analysis of the EU ETS, *Energy Economics Iberian Conference - EEIC 2016*. ISBN: 978-989-97531-4-3, Lisboa, Portugal, 04-05 Febrero 2016.

VI.2.3. Limitaciones y trabajos futuros

La presente investigación se puede considerar como un primer paso en la aproximación del análisis teórico-empírico de políticas climáticas como el mercado europeo de derechos de emisión.

Desde el punto de vista empírico, en el tratamiento de datos reales, cuanto más actualizada esté la base de datos de transacciones (EUTL), más enriquecedor será el análisis. En los años más recientes del EU ETS – y de los agentes participantes – es donde más experiencia se puede observar, también donde se pueden detectar las anomalías que más interesan. Lamentablemente, como ya se ha destacado, existe una restricción de 5 años hasta hacer públicos los datos de transacciones.

Otra de las limitaciones de esta base de datos es que no provee de manera directa datos de los grupos industriales a los que pertenecen las instalaciones sujetas al EU ETS. Esto es muy importante para conocer las estrategias y comportamientos de los participantes. En esta investigación tampoco se tuvo acceso a los datos financieros de las instalaciones (o industrias) a través de bases de datos como, por ejemplo, AMADEUS.

El desarrollar e integrar una base de datos de transacciones de derechos de emisión con datos de las interrelaciones entre instalaciones, precios de compra y venta reales de esas transacciones, además de datos financieros, dotará de mayor consistencia a los trabajos futuros. En este sentido existen iniciativas como, por ejemplo, “*Ownership Links and Enhanced EUTL Dataset Project*”, del European University Institute, que trata de limpiar y enriquecer la base de datos EUTL. Lamentablemente este proyecto se centró solo en la fase I.

Es muy necesario proyectos como el mencionado en el párrafo anterior para las fases II y III del EU ETS. También que los datos públicos de este mercado estén disponibles con las menores restricciones posibles.

Desde el punto de vista teórico, el desarrollo e integración del modelo presentado está abierto a mejoras sustanciales que enriquecerán la evaluación de un tema tan holístico como es el del comportamiento de los agentes participantes en un mercado.

Entre las principales mejoras a implementar se encuentran el aumentar el número de sectores industriales y de tecnologías de reducción de emisiones, así como refinar su descripción, por ejemplo, a través del tratamiento de las no linealidades.

Al tratarse de un modelo de equilibrio parcial, este se verá también beneficiado al integrarse con otros modelos macroeconómicos, por ejemplo con López-Peña (2014); Rodrigues y Linares (2014, 2015). También es necesario integrar posibles instrumentos, medidas y comportamientos financieros que puedan recoger más adecuadamente el comportamiento de los afectados por este tipo de políticas climáticas.

VI.3. REFERENCIAS

Comisión Europea. 2008. «Accompanying document to the proposal for a directive of the European Parliament and the Council amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the EU greenhouse gas emission allowance trading system: Impact Assessment». <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52008SC0053:ES:HTML>.

List, John A. 2003. «Does market experience eliminate market anomalies?» *The Quarterly Journal of Economics* 118 (1): 41–71.

López-Peña, Álvaro. 2014. «Evaluation and design of sustainable energy policies: an application to the case of Spain». https://www.iit.comillas.edu/publicacion/mostrar_tesis_doctorado.php.en?id=10083.

Pintos, Pablo, y Pedro Linares. 2017. «Assessing the EU ETS with a bottom-up, multi-sector model». *Climate Policy*, marzo, 1-12. doi:10.1080/14693062.2017.1294045.

Rodrigues, Renato, y Pedro Linares. 2014. «Electricity load level detail in computational general equilibrium – Part I – Data and calibration». *Energy Economics* 46 (noviembre): 258-66. doi:10.1016/j.eneco.2014.09.016.

———. 2015. «Electricity load level detail in computational general equilibrium – part II – welfare impacts of a demand response program». *Energy Economics* 47 (enero): 52-67. doi:10.1016/j.eneco.2014.10.015.

Santamaría, Alberto, Pedro Linares, y Pablo Pintos. 2014. «The effects of carbon prices and anti-leakage policies on selected industrial sectors in Spain – Cement, steel and oil refining». *Energy Policy* 65 (febrero): 708-17. doi:10.1016/j.enpol.2013.10.031.

ANEXOS

Anexo I Contexto de la Tesis

Anexo II Sistema europeo de comercio de emisiones (EU ETS)

Anexo III Datos de entrada del modelo

Anexo I CONTEXTO DE LA TESIS

I.1. EL CAMBIO CLIMÁTICO

El cambio climático está definido en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático como una alteración del clima debida, directa o indirectamente a la actividad humana, que modifica la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables.

El cambio climático ha sido cuestionado en el pasado, cuando las investigaciones y evidencias no eran tan claras, pero en la actualidad está considerado como uno de los principales desafíos de la humanidad. Una de las principales razones del cambio climático antropogénico es la utilización de combustibles fósiles, principalmente para la obtención de energía. Las emisiones mundiales de GEI antropogénicas han aumentado desde la era preindustrial un 70% entre 1970 y 2004 (IPCC, 2007). Esto ha provocado un aumento de la concentración de GEI en la atmósfera, contribuyendo al aumento de la temperatura media de la tierra, tal y como se muestra en la Figura 1.

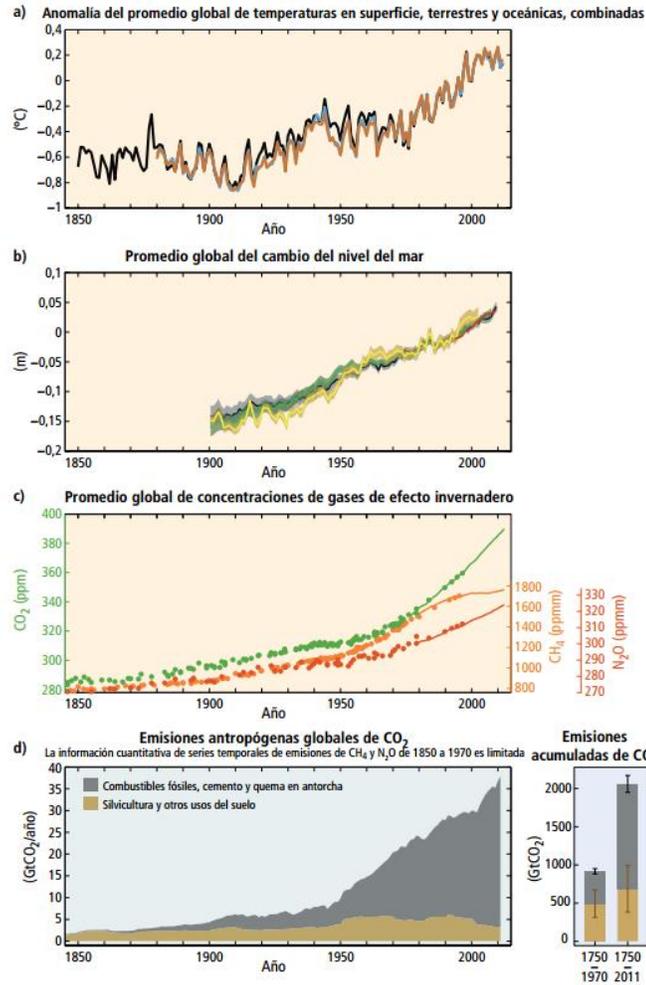


Figura 1. Cambios en la temperatura, en el nivel del mar y su relación con las emisiones antropógenas globales de CO₂. Fuente: Quinto Informe de Evaluación. Informe de Síntesis (IPCC, 2014).

El IPCC en su Cuarto Informe de Evaluación (AR5), publicado en 2013, actualiza la severidad de los problemas climáticos previstos en la edición del informe publicado en 2007 (AR4), en el que se observa que “el calentamiento del sistema climático es inequívoco” y que se está produciendo en todos los continentes y en la mayoría de los océanos, provocando el deshielo generalizado y el aumento del promedio mundial del nivel del mar.

“La influencia humana en el sistema climático es clara, y las emisiones antropógenas recientes de gases de efecto invernadero son las más altas de la historia. Los cambios climáticos recientes han tenido impactos generalizados en los sistemas humanos y naturales.”
(IPCC, 2014).

El AR5, como en los informes anteriores, especifica con distintos niveles de certeza científica, las probabilidades de inundaciones, hambrunas, refugiados climáticos en una determinada zona, etc., estableciendo rigor en las consecuencias que obtendremos si no tomamos medidas.

Para el ETP 2010 (Energy Tecnology Perspectives 2010, IEA) esta década es decisiva. Si las emisiones no alcanzan su punto máximo alrededor del año 2020 y disminuyen a un ritmo constante a partir de esa fecha, alcanzar la reducción del 50% necesaria para el año 2050 será mucho más costoso.

Desde el punto de vista de la energía, principal determinante de la evolución de las emisiones de GEI, el mundo se enfrenta al reto de evitar la senda del aumento su consumo actual basada en combustibles fósiles, con las consecuencias que ello conlleva para el cambio climático y la seguridad energética. Para ello, se están poniendo en práctica los acuerdos internacionales sobre políticas climáticas y el apoyo a las nuevas tecnologías de bajas emisiones en CO₂. Organismos internacionales como la IEA, el Instituto de Prospectiva Tecnológica (IPTS) o el IPCC, ya han estudiado posibles escenarios energéticos sostenibles para las próximas décadas.

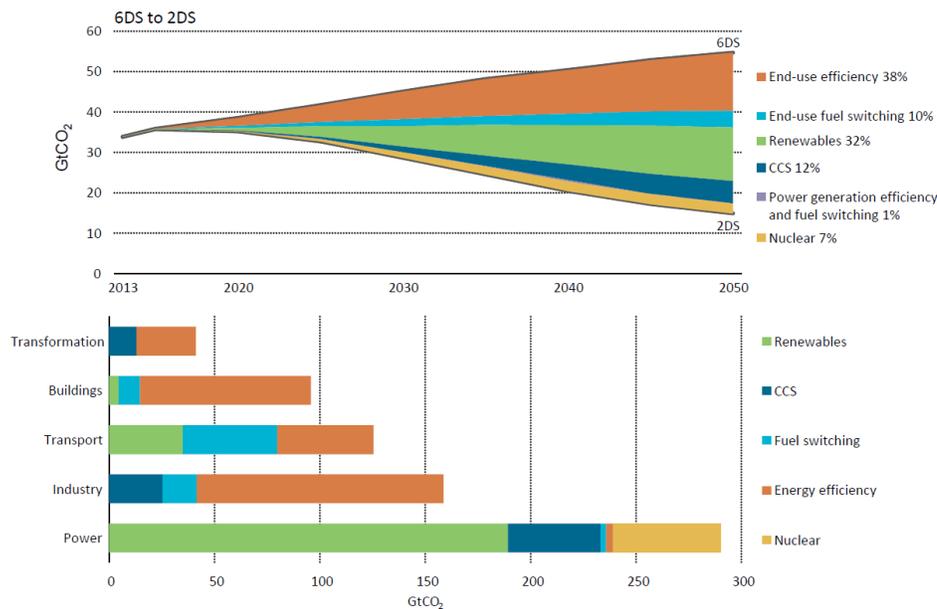


Figura 2. Contribución por tecnologías clave y sectores para reducir las emisiones de CO₂. Fuente: Energy Tecnology Perspectives 2016, IEA.

La IEA anunció que las emisiones de CO₂ en el año 2010 fueron las más altas de la historia. Este dato pone en evidencia lo difícil que resultará alcanzar objetivos como los fijados en la cumbre mundial contra el cambio climático, celebrada en Cancún en diciembre de 2010. En esta convención se acordó limitar la concentración de los GEI a 450 ppm (partes por millón) para restringir el incremento de la temperatura del planeta a 2°C. Pero en la decimoséptima Conferencia de las Partes (COP17) en Durban, predominó el sentimiento de decepción en cuanto al compromiso internacional por las medidas acordadas contra el cambio climático, más allá de la extensión del Protocolo de Kioto, que espiraba en 2012.

La Conferencia de las Partes (COP21) celebrada en París en 2015 devolvió las esperanzas al proceso de lucha contra el cambio climático a nivel mundial liderado por la ONU. La reunión es considerada un hito histórico en la lucha contra el cambio climático. El llamado Acuerdo de París establece un Plan de Acción global con el objetivo de limitar el aumento de la temperatura media mundial a menos de 2° C por encima de los niveles preindustriales y promover los esfuerzos para alcanzar los 1,5°C (European Commission, 2016). Un hito al alcanzarse un acuerdo prácticamente mundial (189 países presentaron planes de reducción, que representan el 98% de todas las emisiones. El acuerdo fue firmado en abril de 2016 por 175 países.

La IEA, en el *World Energy Outlook (WEO)* de 2010 ya estudió el llamado escenario “450”, en el que se cumpliría la meta de 2°C. Para ello, anunciaban, se “requeriría un esfuerzo fenomenal en cuestión de políticas por parte de los gobiernos del mundo”, pues la tasa de disminución de la intensidad de carbono (cantidad de CO₂ emitida por dólar de PIB) entre 2008 y 2020 debería ser el doble de lo que bajo entre 1990 y 2008, entre 2020 y 2035 la tasa tendría que ser casi cuatro veces mayor. “La tecnología que existe hoy podría permitir tal cambio, pero la tasa de transformación tecnológica sería inaudita”.

En este escenario 450 se describe de qué manera debe evolucionar el sector de la energía para cumplirse el objetivo. Destacan medidas como asignar un costo al carbono en los sectores eléctrico e industrial para los países de la OCDE, la eliminación de subsidios a los combustibles fósiles (en Oriente Medio, Rusia y parte de Asia) o la descarbonización de la electricidad. En cuanto al mix energético, los combustibles fósiles tendrían una menor demanda, a excepción del gas natural. Tanto la nuclear como las renovables alcanzarían grandes cuotas. Situación actualmente en entredicho para el caso de la nuclear.

Lo cierto es que los estudios más recientes como el IEA (2011-2016) indican que la era de los combustibles fósiles dista todavía mucho de haber terminado, por lo que reclaman la eliminación de las subvenciones a estas fuentes de energía. Además, a pesar de la coyuntura económica atravesada, las proyecciones a largo plazo apenas se alteran.

Para combatir un fenómeno global como es el cambio climático es imprescindible contar con el compromiso de todos los países, y esto es muy difícil, porque implica consecuencias económicas. Un ejemplo claro es el argumento expresado por Estados Unidos para retirarse del Protocolo de Kioto, que aseguraba que éste dañaría la economía de su país¹, o la demanda de energía de los países en desarrollo, que basan gran parte de su nuevo abastecimiento energético en energías fósiles². Es por esto que las políticas climáticas pueden y deben contribuir a abatir las emisiones de GEI, ayudando a superar estas dificultades, a través de la asignación los costes en términos económicos a los contaminadores y así interiorizar estos costes, por ejemplo, en tecnologías como plantas de generación eléctrica mediante carbón. De esta manera, y siguiendo con el ejemplo, tecnologías limpias como las energías renovables podrán competir e imponerse. Por lo tanto,

¹ Nota informativa de la embajada estadounidense en Austria: <http://www.usembassy.at/en/download/pdf/kyoto.pdf>

² Por ejemplo, países en desarrollo serán los principales causantes del aumento de la demanda energética en el mundo, y por ende, del aumento de la demanda de los combustibles fósiles (IEA 2012).

cualquiera que sea la solución al problema del cambio climático, las políticas climáticas coordinadas a nivel global han de jugar un papel fundamental.

I.2. POLÍTICAS CONTRA EL CAMBIO CLIMÁTICO

En esta sección se realiza una revisión de los principales instrumentos regulatorios utilizados para luchar contra el cambio climático. Además, también se efectúa un repaso histórico de los principales acuerdos internacionales alcanzados para dar respuesta a este problema global.

I.2.1. Instrumentos regulatorios

Existen diferentes herramientas para luchar contra el cambio climático, en este apartado se clasificarán, desde el punto de vista económico, los principales instrumentos regulatorios existentes para corregir las llamadas externalidades negativas ambientales.

Las actividades que producen emisiones de GEI, mayoritariamente relacionadas con la energía, provocan problemas que se puede traducir en costes sociales, los cuales raramente son compensados por los agentes que los ocasionan. Esto, desde el punto de vista económico, se conoce como fallo de mercado, pues no se asignan correctamente los costes ambientales a los contaminadores que los provocan (externalidades negativas ambientales), por lo que es necesaria la intervención pública. El instrumento habitual para corregir esta ineficiencia del mercado es el de comando y control, pero existen otros instrumentos regulatorios. En esta sección se describirán los principales instrumentos para abordar este problema desde el punto de vista público.

Los instrumentos regulatorios se pueden agrupar en tres categorías:

- Instrumentos de mandato y control
- Instrumentos económicos o de mercado
- Otros instrumentos

I.2.1.a. Instrumentos de mandato y control

Las regulaciones de mandato y control son los instrumentos más comunes y los primeros en ser utilizados. Consisten en normas de cumplimiento obligatorio para garantizar unos estándares de calidad ambiental, generalmente fijando límites de emisiones. Para controlar el cumplimiento de estas normas se suelen monitorizar las emisiones, para verificar el cumplimiento por parte de los contaminadores. En el caso de incumplimiento, se sanciona económica o penalmente.

Este tipo de regulación puede adoptar diferentes formas. El mecanismo de control más restrictivo es el estándar tecnológico, que se basa en imponer el uso de una tecnología dada (normalmente una tecnología eficiente de referencia).

Los estándares de calidad, por ejemplo, de combustibles, son más flexibles ya que consisten en el control de las emisiones estableciendo una calidad de los mismos.

Los estándares sobre emisiones, los cuales imponen límites en la cantidad o concentración de ciertos contaminantes, son considerados también más flexibles. Por ejemplo, plantas de generación eléctrica mediante combustibles fósiles con límites en sus emisiones de NO_x o SO₂. Un inconveniente de los estándares es que restringen las emisiones sin tener en cuenta su impacto.

Otro instrumento de mandato y control es el de la responsabilidad ambiental. Este instrumento se diferencia del resto en que, el causante del daño ambiental, debe pagar íntegramente por el deterioro ambiental que cause, sin tener en cuenta la existencia de la negligencia o los incumplimientos normativos en este ámbito. Lo que se pretende es persuadir, por la cuantía económica con la que puede penar, de comportamientos irresponsables ambientalmente.

Una variante de este tipo de instrumento son los bonos de responsabilidad. Estos implican que, cuando una empresa quiera comenzar una actividad potencialmente contaminante, debe depositar una cantidad de dinero equivalente a su responsabilidad en caso de producir daño ambiental. La cantidad entregada se devolvería si no se produce este daño ambiental.

Las licencias también pueden ser consideradas como uno de los métodos de comando y control más estrictos ya que, por ejemplo, pueden impedir la construcción de una central en el caso de que la Declaración de Impacto Ambiental sea desfavorable

Por lo general este tipo de instrumentos son simples de implementar y también de controlar (monitorizar), de ahí su éxito. Según Labandeira et. al (2007), tienen mayor apoyo de los agentes económicos al ver en ellos una mayor estabilidad, además son mejor percibidos por las empresas (que pueden presionar al regulador).

Sin embargo, el mayor inconveniente es la imposibilidad de obtener resultados eficientes, la falta de equimarginalidad, pues para el regulador es complicado conocer los costes marginales de reducción de emisiones de cada instalación, por lo que se opta por una solución uniforme de control. Por lo tanto, se incurre en unos costes mayores a los necesarios para alcanzar un nivel dado de reducción de emisiones.

I.2.1.b. Instrumentos económicos o de mercado

Los instrumentos económicos o de mercado son aquellos que provocan modificaciones en el comportamiento ambiental de los agentes mediante incentivos económicos (Labandeira et. al, 2007), dando a estos la posibilidad para que actúen en función de sus capacidades y preferencias. Estos instrumentos pretenden corregir los defectos de los métodos de comando y control, particularmente en su falta de equimarginalidad. Los principales instrumentos económicos son: los impuestos, los mercados de derechos de emisión y las subvenciones.

Los impuestos ambientales son pagos obligatorios por contaminar, cuya cuantía se calcula a partir de un tipo impositivo. Aquí hay que recalcar que no todos los denominados impuestos ambientales lo son

realmente. El impuesto es ambiental sólo si consigue influir en el comportamiento de los agentes para reducir su nivel de contaminación.

Su ventaja es que permite alcanzar reducciones de emisiones al mínimo coste. Pero su principal problema es la dificultad para ajustar los tipos impositivos a niveles óptimos, ya que se calculan a partir de los costes marginales de abatimiento, muy complicados conocer por el regulador.

Por su parte, los mercados de derechos de emisiones consisten en la creación de un mercado en el que el producto a comerciar es el derecho a contaminar. En su versión simple (que no la única), el regulador establece un límite de emisiones global y reparte permisos de emisión entre los agentes contaminadores. Los contaminadores deben, al finalizar un periodo fijado, entregar los derechos equivalentes a sus emisiones contaminantes. Estos agentes pueden comerciar eligiendo la estrategia más favorable para ellos económicamente, alcanzando reducciones de manera más coste-eficiente.

También se puede considerar como instrumento de política ambiental a las subvenciones, las cuales son similares a los impuestos, pero en este caso, en vez de castigar a quien contamina se incentiva para que no lo haga. Los subsidios ambientales se pueden dirigir a hacer frente a los costes de inversión de tecnologías de bajas emisiones o valorando cada unidad de emisión reducida.

I.2.1.c. Otros instrumentos

En los últimos años han surgido una serie de alternativas novedosas para enfrentarse a los problemas ambientales, un ejemplo son las llamadas aproximaciones voluntarias. Su principal característica es que reducen considerablemente la imposición de obligaciones por parte del regulador. Lo que se busca es que sean los propios contaminadores los que se autorregulen de la forma más económicamente eficiente para la sociedad. Así, según Croci (2005) es posible clasificar este instrumento según tres formas de aplicación, las cuales se explican a continuación.

La primera de las alternativas es que sea el sector público el que establezca un programa de actuación medioambiental al que voluntariamente puedan incorporarse los agentes. Además, la administración proporcionaría asistencia, reconocimiento o permitiría un tratamiento regulatorio más favorable a las empresas que se acogieran a este sistema.

La segunda alternativa es que sea el propio contaminador quien defina el programa de actuación, sin la ayuda de la administración. Por ejemplo, desarrollando y mejorando sus sistemas de gestión ambiental o bien mediante prácticas y procedimientos elaborados por organizaciones de prestigio (instituciones, ONG, patronales, etc.).

También se pueden considerar en esta categoría la información obtenida en los impactos ambientales que generan los contaminadores, que normalmente lleva a cabo la administración pública. Esta información puede incentivar a los contaminadores a modificar su conducta, al mismo tiempo que promueven la adopción de las aproximaciones voluntarias comentadas anteriormente.

Tal y como se ha explicado, existen diferentes tipos de instrumentos para abordar los problemas ambientales desde el punto de vista económico y a través de la administración pública. Estos instrumentos deben ser valorados³ para comprobar su adecuación y efectividad en cada caso, así como estimar la posibilidad de aplicar una combinación de ellos. En la literatura se dan varios criterios para su valoración: eficacia ambiental, efectividad en costes, incidencia distributiva y viabilidad práctica.

Esta investigación se centra en los instrumentos de mercado para la reducción de emisiones de GEI, que presentan ventajas en cuanto a eficacia ambiental, por su efectividad en costes y viabilidad práctica. La siguiente sección realiza un repaso histórico de las políticas climáticas a nivel internacional en el que se constata la preferencia por este tipo de instrumentos económicos para combatir la contaminación.

I.2.2. Historia de las políticas climáticas

A partir de 1972, y de la mano de la ONU, se trata el tema de cambio climático a nivel mundial por primera vez. Es en la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente Humano, en Estocolmo. Desde ese momento, la ONU junto con la Organización Meteorológica Mundial (OMM) empiezan a formar la conciencia sobre el cambio climático, así como las medidas internacionales para combatirlo. Se crea el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), para coordinar las actividades relacionadas con el medio ambiente y fomentar el desarrollo sostenible.

A partir de aquí se fueron dando periódicamente encuentros mundiales para tratar el problema. Así, en 1979, se celebró la primera Conferencia Mundial sobre el Clima, convocada por la Organización Meteorológica Mundial (OMM), que giró en torno al calentamiento global y a cómo afectaría a la actividad humana. Esta Conferencia fue importante porque pidió a todos los gobiernos del mundo que controlaran y previeran los potenciales cambios en el clima antropogénicos. Además se constituyó un Programa Mundial sobre el Clima (PMC), tutelado por la OMM, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y el Consejo Internacional para la Ciencia (ICSU, por sus siglas en inglés).

El siguiente paso trascendente se dio en 1988, con la creación del IPCC de la mano de la OMM. Un organismo que, como ya se ha comentado, se encarga de realizar evaluar la severidad del cambio climático a partir de las publicaciones más recientes y estudios realizados en este ámbito. Este organismo publicó su primer informe en 1990.

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de Río de Janeiro, celebrada en 1992, marcó otro gran hito. Conocida como la cumbre de la Tierra de Río (la segunda Cumbre de la Tierra después de la de Estocolmo), su principal logro fue el tratado sobre la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), que entró en vigor en 1994 y al que en 1997 se le añadiría el Protocolo de Kioto. Además del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CNUDB) y la Convención

³Criterios de valoración de los instrumentos energético-ambientales. <http://economicsforenergy.blogspot.com.es/2012/06/criterios-de-valoracion-de-los.html>

de Lucha contra la Desertificación (CNULD). También cabe destacar el documento resultante “Programa 21”, una lista de objetivos a alcanzar que se empezó a elaborar en 1989. Más tarde este programa sería ampliado con los “Objetivos del Milenio”.

Posteriormente, en 1995, se celebra en Berlín la primera de las Conferencias de las Partes (COP1), también conocidas como “Cumbres del Clima”, donde se reúne la máxima autoridad de la CMNUCC. La COP se reúne todos los años, la última reunión a fecha de redacción de este documento, COP22, tuvo lugar en Marrakech en noviembre de 2016.

Más adelante, en la COP3 celebrada en 1997 en Kioto, se adoptó el Protocolo de Kioto. Posteriormente se detallarían las reglas para su puesta en marcha en los llamados acuerdos de Marrakech (COP7), en 2001. Ese mismo año el IPCC publicó su Tercer Informe de Evaluación (AR3), que remarca el aumento de temperatura media global en todos los escenarios estudiados (SRES⁴).

Además, en 2001 se deben destacar los llamados Acuerdos de Bonn, que significaron una mayor ayuda por parte de los países desarrollados a los países en vía de desarrollo, creando fondos para la transferencia tecnológica o la adaptación de países en desarrollo.

Ya en 2005, entró en vigor el Protocolo de Kioto, acuerdo vinculante para la reducción de los GEI. En 2007 se publica el Cuarto Informe de Evaluación (AR4) del IPCC, que incrementa la preocupación sobre el cambio climático. Además empiezan las negociaciones para acordar post-Kioto en 2009, con la llamada “hoja de ruta de Bali” (COP13). Sin embargo, en la COP15 de Copenhague de 2009 no se consiguen acuerdos vinculantes. En la COP18 en Doha se ha alcanzado un acuerdo para la extensión del Protocolo de Kioto, lo que se ha interpretado como un acuerdo de mínimos.

Finalmente, en la COP21 se ha alcanzado el llamado Acuerdo de París, donde 195 países firmaron un acuerdo mundial sobre el clima. En el mismo se establece el objetivo de mantener el incremento de la temperatura media mundial muy por debajo de los 2°C, con respecto a los niveles preindustriales, y persistir en los esfuerzos para alcanzar la limitación de aumento de temperatura de 1,5°C. En próximos apartados se profundiza en este acuerdo que marca el futuro de la lucha contra el cambio climático.

⁴The Special Report on Emissions Scenarios (SRES) es un informe publicado en el año 2000 por el IPCC en el que se definen diferentes escenarios utilizados en el AR3.

2015	Vigésimo primera Conferencia de las Partes (COP21) celebrada en París. Se alcanza un pacto global; el Acuerdo de París, en el que se establece que los miembros acuerdan reducir sus emisiones de GEI muy por debajo de 2° C. Y trabajar para alcanzar los 1,5° C.
2014	Cumbre celebrada en Lima. Se fijan las fechas para la presentación, en 2015, de planes nacionales y compromisos cuantificables de reducción de GEI. Se aprueba también un presupuesto de 10.200 millones de dólares al Fondo Verde para el Clima.
2013	Décimo octava Conferencia de las Partes (CP19) celebrada en Varsovia. Se aprueba el borrador de acuerdo universal con el que trabajar de cara a la COP21 de París. Se crea el “Mecanismo Internacional de Varsovia” para atender necesidades urgentes de asistencia (pero sin presupuesto).
2012	Décimo octava Conferencia de las Partes (CP18) celebrada en Doha. Se acuerda una prórroga del protocolo de Kioto hasta 2020. Se prepara la situación para alcanzar un gran acuerdo mundial en 2015.
2010	Se redactan los Acuerdos de Cancún que son ampliamente aceptados por la CP en la CP 16. En dichos acuerdos los países formalizaron las promesas que habían hecho en Copenhague.
2009	Se inicia la redacción del Acuerdo de Copenhague en la CP 15 celebrada en Copenhague. La Conferencia de las Partes “toma nota” del mismo y posteriormente los países presentan promesas no vinculantes de reducción de las emisiones o promesas de medidas de mitigación.
2007	Se publica el cuarto informe de evaluación (AR4) del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). El público se sensibiliza sobre la ciencia del cambio climático. En la CP 13 las Partes acuerdan la Hoja de Ruta de Bali, que marca el camino hacia una situación mejorada después de 2012 a través de dos corrientes de trabajo: el Grupo de Trabajo Especial sobre los nuevos compromisos con arreglo al Protocolo de Kioto (GTE-PK) y otro grupo creado en el marco de la Convención, el Grupo de Trabajo Especial sobre la cooperación a largo plazo (GTE-CLP).
2006	Se adopta el programa de trabajo de Nairobi ⁵ .

⁵ El programa de trabajo de Nairobi es un programa quinquenal establecido en el año 2005. Su objetivo es ayudar a los países que son Partes de la CMNUCC, en particular a los países en desarrollo, incluidos los países menos desarrollados y los pequeños Estados insulares en desarrollo.

2005	Entra en vigor del Protocolo de Kioto. La primera reunión de las Partes en el Protocolo de Kioto (MOP 1, por sus siglas en inglés) se celebra en Montreal. De acuerdo con los requisitos del Protocolo de Kioto, las Partes iniciaron las negociaciones en torno a la siguiente fase del mismo en el marco del Grupo de Trabajo Especial sobre los nuevos compromisos de las Partes del anexo I con arreglo al Protocolo de Kioto (GTE-PK).
2004	Se acuerda el Programa de trabajo de Buenos Aires sobre las medidas de adaptación y de respuesta en la CP 10.
2001	Se publica el tercer informe de evaluación del IPCC. Se adoptan los acuerdos de Bonn siguiendo el Plan de Acción de Buenos Aires de 1998. Se adoptan los Acuerdos de Marrakech en la CP 7, que detallan las reglas para poner en práctica el Protocolo de Kioto.
1997	Se adopta oficialmente el Protocolo de Kioto en la CP 3 en diciembre.
1996	Se establece la secretaría de la Convención para apoyar las acciones de la Convención.
1995	Se celebra la primera Conferencia de las Partes (CP 1) en Berlín.
1994	Entra en vigor la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
1992	El Comité Intergubernamental de Negociación (CIN) adopta el texto de la Convención del Clima. En la Cumbre de la Tierra celebrada en Río, la Convención Marco sobre el Cambio Climático (CMNUCC) queda lista para la firma junto con el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CNUDB) y la Convención de Lucha contra la Desertificación (CNULD).
1991	Se celebra la primera reunión del CIN.
1990	Se publica el primer informe de evaluación del IPCC. El IPCC y la segunda Conferencia Mundial sobre el Clima solicitan un tratado mundial sobre el cambio climático. Comienzan las negociaciones de la Asamblea General de las Naciones Unidas en torno a una convención marco.
1988	Se establece el Grupo Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC).
1979	Se celebra la primera Conferencia Mundial sobre el Clima.

Tabla 1. Historia de la COP en retrospectiva. Fuente: <http://unfccc.int>.

I.2.2.a. La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

El texto de la CMNUCC fue aprobado en Nueva York en mayo de 1992 y entró en vigor el 21 de marzo de 1994, fue un hito por establecer un acuerdo mundial para actuar contra el cambio climático, aun cuando las evidencias científicas no eran tan claras como en la actualidad. 20 años más tarde de su nacimiento, la Convención está ratificada por la mayoría de los países (Partes de la Convención), 195⁶.

El tratado es un documento marco, que ha ido evolucionando y al que se le ha ido incorporando contenido a lo largo del tiempo. Sirvió como base para la concepción del Protocolo de Kioto.

El artículo 2 de la CMNUCC describe su objetivo:

“...lograr, de conformidad con las disposiciones pertinentes de la Convención, la estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropógenas peligrosas en el sistema climático. Ese nivel debería lograrse en un plazo suficiente para permitir que los ecosistemas se adapten naturalmente al cambio climático, asegurar que la producción de alimentos no se vea amenazada y permitir que el desarrollo económico prosiga de manera sostenible”.

La Convención, teniendo en cuenta los intereses nacionales, pero también las responsabilidades con el medio ambiente, principio de las “responsabilidades comunes pero diferenciadas”, se compromete en su artículo 4 a la realización de inventarios de las emisiones causadas por la actividad humana. Otra de sus metas es formular programas con medidas de mitigación y adaptación al cambio climático, promover la cooperación y la investigación científica y tecnológica. Todo esto, pidiendo al mismo tiempo más sacrificios a los países industrializados, que además proveerán de recursos financieros a los países en desarrollo para cumplir con sus objetivos.

Tal y como ya se ha comentado, la CMNUCC divide el peso del esfuerzo a realizar en función de si el país se considera desarrollado, fuente principal de las emisiones de GEI o si es un país en desarrollo. Los países industrializados (desarrollados) se conocen como “países incluidos en el ANEXO I”.

Antes de la publicación del AR3 por parte del IPCC, los mayores esfuerzos de la Convención estaban puestos en la mitigación (tratar de controlar el aumento de la temperatura). Sin embargo, sus conclusiones hicieron necesario también tener en cuenta medidas para contrarrestar los efectos (algunos ya inevitables) del cambio climático, la adaptación. En la COP de Durban se acordó el Fondo de Adaptación para financiar estas medidas.

⁶ Para consultar la lista de signatarios y de ratificación de las Partes a la Convención (22/08/2007):http://unfccc.int/files/essential_background/convention/status_of_ratification/application/pdf/unfccc_conv_rat.pdf

Existe una tercera estrategia climática, la geoingeniería, que consistiría en la manipulación del clima (en la reducción y captura GEI en la atmósfera). El IPCC ya ha estado consultando⁷ esta posibilidad, aunque en la actualidad es muy criticada por lo imprevisible de sus consecuencias.

En AR5, el IPCC también hace referencia a la geoingeniería como método para reducir emisiones y gestionar la radiación solar. Sin embargo, esta última medida continúa presentando incertidumbres sobre los costes, riesgos y repercusiones éticas (IPCC, 2014).

I.2.2.b. El Protocolo de Kioto

El Protocolo de Kioto, que dota de contenido a la CMNUCC, es uno de los instrumentos jurídicos internacionales más importantes en la lucha contra el cambio climático, con compromisos vinculantes de reducción y estabilización de emisiones de GEI para los países industrializados. Fue aprobado en 1997, tras largas negociaciones que comenzaron en COP1 de 1995 en Berlín.

Como ya se ha mencionado anteriormente, las reglas de funcionamiento se establecieron en la COP7 celebrada en Marrakech en 2001, y se conocen como los “Acuerdos de Marrakech”. En ellos se amplía la definición de los mecanismos de flexibilidad o se definen sanciones.

El Protocolo entró en vigor en 2005 con el objetivo de reducir las emisiones de GEI al menos un 5% los niveles de 1990 para el periodo 2008-2012. Durante este primer periodo estuvieron sujetos 37 países industrializados y la Unión Europea. Como ya se ha comentado, el Protocolo fue extendido en la COP 18 a un segundo periodo (Kioto II, 2013-2020), en el que las Partes se comprometieron a reducir un 18% las emisiones con respecto a 1990. Sin embargo, la ratificación de este segundo periodo tuvo menor éxito

El Protocolo de Kioto en su anexo A enumera los gases de efecto invernadero tenidos en cuenta, estos son:

- Dióxido de carbono (CO₂)
- Metano (CH₄)
- Óxido nitroso (N₂O)
- Hidrofluorocarbonos (HFC)
- Perfluorocarbonos (PFC)
- Hexafluoruro de azufre (SF₆)
- Trifluoruro de nitrógeno (NF₃), añadido en Kioto II.

⁷ El IPCC, en su reunión de junio de 2011 en Lima (Perú) evaluó propuestas de geoingeniería para afrontar el cambio climático.

Los países deben alcanzar sus metas mediante medidas principalmente nacionales, sin embargo, se ofrecen elementos adicionales para alcanzar estas metas y promover la cooperación entre naciones. Estos instrumentos, basados en instrumentos de mercado, son los siguientes:

Comercio de los derechos de emisión internacional

El Protocolo de Kioto permite a las Partes incluidas en el anexo B participar en comercio de derechos de emisión de manera suplementaria a las medidas nacionales para la reducción de emisiones. Cada país tiene unos niveles de emisiones permitidos (cantidades atribuidas) durante 2008-2012. Estas cantidades de emisiones permitidas se cuantifican por toneladas de GEI permitidas, llamadas Unidades de Cantidad Atribuida (UCA). De esta manera, si a un país le sobran unidades de emisión, estas pueden ser compradas por países que no tienen suficientes para hacer frente a sus emisiones y/o les resulta costoso tomar otras medidas para la reducción de emisiones de GEI. Las UCAs se comportan como cualquier otro producto de mercado, pero en este caso el mercado se conoce como “mercado del carbono”, por ser el CO₂ el principal gas de efecto invernadero.

Mecanismo para un Desarrollo Limpio

En el artículo 12 del Protocolo se define un mecanismo para ayudar a las Partes no incluidas en el anexo I a lograr un desarrollo sostenible y, a su vez, ayudar a los países industrializados a cumplir sus objetivos de limitación y reducción de emisiones. Este instrumento se llama Mecanismo para un Desarrollo Limpio (MDL).

El MDL se basa en la posibilidad de la realización de proyectos de reducción de emisiones en países en desarrollo por parte de los países de anexo B. Las emisiones evitadas por la realización de estos proyectos deben ser certificadas como adicionales a las reducciones que se conseguirían en ausencia del proyecto, las llamadas Reducciones Certificadas de Emisiones (RCE). Las RCE sirven para compensar las emisiones del país promotor del proyecto.

Mediante el MDL, se fomenta el desarrollo sostenible de los países en desarrollo con la ayuda de los países industrializados. Un ejemplo de MDL sería la construcción de una central hidroeléctrica para la electrificación de una zona, en la que se fomenta el desarrollo y la reducción de emisiones.

Aplicación Conjunta

En el artículo 6 del Protocolo de Kioto se ofrece otro mecanismo de cooperación para alcanzar las metas propuestas, es el conocido como “Aplicación Conjunta” (JI, por sus siglas en inglés). Esta posibilidad permite a países incluidos en el anexo B obtener Unidades de Reducción de emisiones (ERU, por sus siglas en inglés) mediante proyectos de reducción de emisiones de otro país del anexo B. Las ERU también equivalen a la

reducción de una tonelada de CO₂ equivalente. De esta manera, el Protocolo permite la realización de proyectos de reducción de emisiones en los países más favorables económicamente del anexo B, fomentando la inversión de una manera más rentable.

I.2.2.c. Acuerdo de París

El acuerdo de París, tal y como se ha comentado anteriormente, persigue el objetivo de limitar el aumento de la temperatura media global muy por debajo de los 2°C, con respecto a los niveles preindustriales. Para ello es necesario que los niveles de emisiones de GEI “alcancen su punto máximo lo antes posible” para pasar a su reducción lo antes posible. Cada país debe comunicar su contribución de reducción de emisiones cada 5 años, siendo la siguiente contribución más ambiciosa que la anterior.

Sin embargo, aunque antes de ratificar el acuerdo, 185 países ya habían presentado sus contribuciones previstas, las cuales representan el 95% de las emisiones globales, el acuerdo considera que no son compatibles con las reducciones a alcanzar.

El acuerdo también reconoce la responsabilidad de los países desarrollados para que aumenten el apoyo a los países en desarrollo en forma de financiación, transferencia tecnológica y fomento de la capacidad de lucha contra el cambio climático.

Aunque velado, el artículo 6 del Acuerdo hace referencia a los instrumentos de mercado para la consecución de los objetivos.

El acuerdo debe ser ratificado por al menos 55 Partes de la Convención que alcancen al menos el 55% de las emisiones de GEI globales para que entre en vigor. Esta meta fue alcanzada el 5 de octubre de 2016.

I.3. MERCADOS DE EMISIONES

En el apartado I.2.2.b. ya se ha explicado que el Protocolo de Kioto, principal instrumento internacional de actuación contra el cambio climático, contempla el uso de instrumentos flexibilizadores, ya explicados, para alcanzar los objetivos comprometidos por parte de los países firmantes. La elección de instrumentos de mercado de política ambiental tienen la ventaja de estar orientados a alcanzar los objetivos propuestos al mínimo coste, incitando al avance tecnológico.

Tal y como se ha comentado en el apartado anterior, entre los instrumentos considerados por el Protocolo de Kioto están el mercado de comercio de emisiones y los mecanismos de aplicación conjunta y de desarrollo limpio. Mientras que el primero tiene las ventajas de los mercados aplicadas a escala global, los otros mecanismos permiten fomentar la colaboración entre países desarrollados y países en vías de desarrollo para, al mismo tiempo reducir o eliminar emisiones y contribuir al desarrollo sostenible (Labandeira y Rodríguez, 2006).

A continuación se exponen diferentes tipos de mercados de emisiones, así como ejemplos de aplicación llevados a cabo por distintos países, regiones e incluso ciudades para reducir distintos tipos de contaminantes.

I.3.1. Tipos de mercados de emisiones

Las clases de mercados de derechos pueden ser muy variadas. Labandeira et al. (2008) considera cuatro criterios para su clasificación:

- **En función del tipo de permiso**, este puede consistir en el intercambio de permisos de emisión o en el comercio de concentraciones o medidas asociadas a límites de emisión. La segunda opción presenta mayores costes en su puesta en práctica, aunque es considerada como más precisa.
- **En función de la naturaleza del mercado**, que se refiere a la forma de crear los productos (derechos de emisiones en este caso) a intercambiar. Se puede diferenciar entre mercados en los que los derechos son repartidos por el organismo competente o mercados que, mediante la reducción de emisiones por parte de los agentes participantes, estos generan sus propios derechos. Esta segunda opción crea problemas de liquidez en el mercado.
- **En función de la definición de los derechos de propiedad**, diferenciando entre la asignación de permisos de forma gratuita (*grandfathering*), o en la utilización de la subasta como procedimiento. En el primer caso, se les asigna a los agentes contaminadores que participan en el mercado los derechos de propiedad sobre el medio ambiente, por contraposición, en el segundo caso, esta propiedad recae en la sociedad.
- **En función de las reglas de intercambio**. Se refiere, por ejemplo, a la posibilidad o no de guardar los permisos de un periodo estipulado del mercado para el siguiente, o la posibilidad de pedir

préstamos para hacer frente a los compromisos de entrega de derechos, los cuales serían descontados de asignaciones futuras. Según Labandeira et al. (2008), la elección de estas reglas implica calibrar entre los riesgos ambientales, la aplicación práctica y la flexibilidad económica.

Además, se pueden clasificar dependiendo de qué agentes pertenezcan al mercado: los productores e importadores de combustibles fósiles (*upstream*) o los que emiten a la atmósfera (*downstream*). Del Río y Labandeira (2009) apunta que la mayor parte de los expertos se decantan por sistemas *upstream*, ya que se obtiene un mayor control de las fuentes difusas, como el sector residencial y el transporte, aumentando así la eficacia del sistema. Para el citado trabajo, el sistema *downstream* se percibe como más caro, a la vez que menos fiable, para controlar las fuentes difusas.

Sin embargo, el sistema *downstream* es más fácil de implementar, ya que presenta menores problemas de aceptabilidad. Del Río y Labandeira (2008) lo ejemplifica con el precio de los combustibles. Mientras el sistema *upstream* incrementaría el precio de todo el combustible fósil adquirido, en sistema *downstream* el contaminador sólo paga por los derechos que le falta para alcanzar sus compromisos. Además permite la identificación más clara de opciones de reducción, debido a que las instalaciones deben controlar directamente sus propias emisiones, en vez de su consumo de combustibles fósiles.

I.3.2. Experiencias prácticas de mercados de emisiones

En este apartado se realizará una breve descripción de distintos mercados de emisiones puestos en práctica en el mundo.

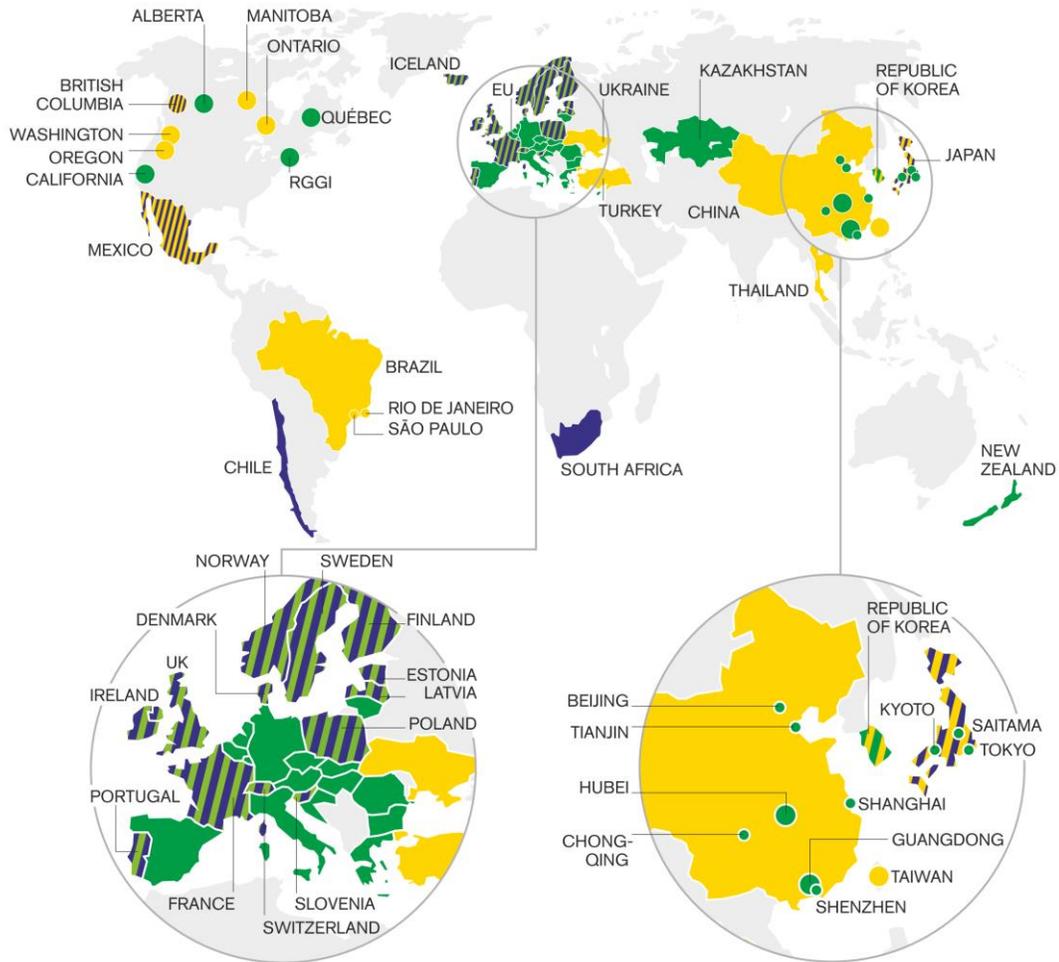


Figura 3. Mercados de emisiones en el mundo. Resumen de las iniciativas existentes, emergentes y potenciales de fijación de precios de carbono regionales, nacionales y subnacionales (mercados e impuestos). Fuente: Ecofys.

I.3.2.a. Canadá

El *Québec's Cap-and-Trade system* para emisiones de GEI fue introducido en 2012 y, después de un periodo de adaptación, pasó a ser obligatorio en 2013. Actualmente se encuentra en su segundo periodo (2015-2017). Este mercado abarca todos los sectores, a excepción de residuos y silvicultura.

Quebec es miembro de la *Western Climate Initiative (WCI)*. En 2014 se vincularon los mercados de Quebec y California. En el apartado correspondiente al WCI se amplía la descripción de este sistema.

I.3.2.b. Australia

El *New South Wales Greenhouse Gas Reduction Scheme* (GGAS), de ámbito subnacional, en el estado de Nueva Gales del Sur fue uno de los primeros regímenes obligatorios de comercio de emisiones de gases de efecto invernadero en el mundo. Fue clausurado en julio de 2012. El GGAS se estableció en 2002 y comenzó a funcionar el 1 de enero de 2003. Cubrió el sector eléctrico; vendedores minoristas, generadores y grandes consumidores (cuya participación era voluntaria) y sus objetivos eran la reducción de los GEI asociados a la producción y consumo de la energía eléctrica, así como fomentar y desarrollar actividades para compensar las emisiones de GEI. El programa cubría los seis GEI contemplados en el Protocolo de Kioto I.

A diferencia del EU ETS, establecía objetivos anuales de reducción de GEI en el sector eléctrico “*benchmark*” expresado en toneladas de CO₂ *per cápita*. Para cumplir, los participantes debían entregar los certificados de reducción creados a partir de actividades basadas en proyectos de reducción de emisiones certificados por acreditadores de certificados de reducción de emisiones.

El producto comercial utilizado en el esquema se le llamaba Certificado de Reducción de GEI (NGAC, por sus siglas en inglés). Una NGAC representa la reducción de una tonelada de CO₂ equivalente asociada con el consumo de electricidad en Nueva Gales del Sur. NGACs son los certificados transferibles que sólo pueden ser creados por los proveedores acreditados de certificaciones. Los NGACs podían ser creados por proveedores acreditados que participaran en alguna de las siguientes actividades:

- En generación: generando electricidad con menores niveles de emisiones.
- En la demanda: con medidas que consiguieran una reducción del consumo de electricidad, medidas de eficiencia.
- Con secuestro de carbono: por ejemplo, con la captura de carbono en bosques.

La entrega de NGACs al regulador fue la principal forma en que los participantes pudieran compensar sus GEI y alcanzar sus niveles de referencia individuales. Si no cumplían con sus niveles de referencia, se les multaba.

El GGAS ha reducido o compensado a más de 90 millones de toneladas de emisiones de gases de efecto invernadero desde que se inició en 2003 (Perdan y Azapagic, 2011).

En los últimos años, el gobierno de Nueva Gales del Sur ha estado preparando para la transición del GGAS a un plan nacional. El gobierno australiano presentó un plan de política climática, el “*Securing a clean energy future*” (Gobierno Australiano, 2011) para comenzar a ser aplicado en 2012 (a partir del 1 de julio de 2012). El plan impone un precio de 23\$ Australianos por tonelada de emisión, con un incremento del 2,5% anual hasta 2015. A partir de este año la imposición del precio tenía dar paso a un comercio de emisiones. Todo ello con el objetivo de incentivar la reducción de la polución y promover la inversión en energías renovables. Sin embargo, el mercado de emisiones australiano fue derogado en 2014. Los mercados de carbono europeo y australiano estaban en trámites para su vinculación.

I.3.2.c. China

China tiene actualmente en marcha sistemas de comercio de emisiones piloto en siete provincias y ciudades. Estos siete mercados de carbono sirven como banco de pruebas para la implementación del futuro mercado de carbono nacional, previsto para 2017 (ICAP, 2016).

El buen funcionamiento de los mercados pilotos despeja las dudas sobre la dificultad de implantación de un sistema de comercio de emisiones a nivel nacional en un país como China. En la comisión para el desarrollo y la reforma (NDRC, por sus siglas en inglés), celebrada en 2015, se dio un impulso importante con el establecimiento de reglas unificadas de cobertura, MRV, asignación y requisitos de cumplimiento.

A continuación se muestra una tabla resumen de los 7 sistemas de comercio de emisiones piloto puestos en Marcha en distintas regiones de China.

	Cobertura [%]	Emisiones cubiertas [Mton CO2e.]	GEI cubiertos	Sectores	Tipo
Beijing pilot system	40%	50	CO2	Industrial Servicios Transporte (próximamente)	Grandfathering (asignación gratuita)
Chongqing pilot system	40%	106	CO2, CH4, N2O, HFCs, PFCs, SF6	Sectores industriales (eléctrico incluido)	Grandfathering (asignación gratuita)
Guangdong pilot system	55%	408	CO2	Energía Acero Cemento Papel Petroquímica	Grandfathering (asignación gratuita y subasta)
Hubei pilot system	35%	281	CO2	Industria pesada (incluida electricidad)	Grandfathering (asignación gratuita y subasta)
Shanghai pilot system	57%	160	CO2	Industria (incluida eléctrica) Aviación Hoteles Estaciones de tren	Grandfathering (asignación gratuita y subasta)
Shenzhen pilot system	40%	35	CO2	Mediana y pequeña industria Edificios Taxis y transporte público	Grandfathering (asignación gratuita y subasta)
Tianjin pilot system	60%	160	CO2	Sector eléctrico Agua Fabricas Edificios	Grandfathering (asignación gratuita)

Tabla 2. Resumen de los mercados de emisiones piloto en China. Fuente: (ICAP, 2016).

I.3.2.d. Estados Unidos (CO₂)

La *Regional Greenhouse Gas Initiative* (RGGI) es un programa *cap and trade downstream*. También de carácter subnacional, es la primera regulación ambiental basada en mercado de los Estados Unidos para reducir emisiones de CO₂. Está destinado a limitar las emisiones de CO₂ del sector de generación en 10 estados del noreste (Connecticut, Delaware, Maine, Maryland, Massachusetts, New Hampshire, New Jersey, New York, Rhode Island, and Vermont). Este sistema es criticado (Aldy y Stavins, 2012) por no incluir a más sectores y establecer unos objetivos poco ambiciosos.

El programa, que entró en vigor en 2009, estableció el objetivo de limitar las emisiones procedentes del sector de generación eléctrica en un 10% para 2018. El RGGI se basa en programas individuales de reducción de CO₂ de cada estado participante mediante regulaciones independientes, en las que cada estado asigna límites de emisiones a cada planta de generación, realiza asignaciones de derechos, además de establecer la participación en subastas de derechos entre regiones. En un primer periodo (2009-2014) se pretendió estabilizar los niveles de emisiones. A partir de 2015, el límite máximo de emisiones disminuiría en un 2,5 por ciento cada año hasta alcanzar un nivel máximo del 10% por debajo de las emisiones en 2009 para 2019. Inicialmente se preveía que el cumplimiento de esta meta se requeriría una reducción de aproximadamente el 35% por debajo de las emisiones tendenciales. Sin embargo, Aldy y Stavins (2012) alegaba que debido a los efectos combinados de la recesión económica y una reducción drástica de los precios del gas natural⁸ en relación con los precios del carbón, el programa ya no sería efectivo. En 2014, después de una revisión del programa, los objetivos fueron actualizados.

La ventaja de este régimen radica en que como sólo limita las emisiones del sector energético, sector que en Estados Unidos ya estaba previamente obligado a reportar sus emisiones de CO₂, los costes de control son bajos. Otra peculiaridad de este sistema es que los estados deben subastar al menos el 25% de las asignaciones. El 75% restante puede ser distribuido libremente, aunque prácticamente casi todos los derechos son subastados.

Aldy y Stavins (2012) también han observado otros problemas. Uno de ellos es la fuga de carbono⁹. Como ya se ha mencionado, el programa solo contempla un sector de la economía, y por lo tanto se limita su alcance. Además, tampoco se contempló algún tipo de mecanismo de seguridad para empresas que no pudieran soportar los posibles elevados costes de la medida.

⁸ Uno de los principales motivos por los que cayó el precio del gas natural en Estados Unidos fue por las nuevas tecnologías no convencionales de extracción de gas llamado no convencional (por ejemplo, *shale gas*).

⁹ El término "fuga de carbono" (*carbon leakage*) designa el fenómeno por el que la reducción de emisiones de dióxido de carbono, en áreas del planeta que están actuando frente al cambio climático, puede ser compensada por el aumento de emisiones en otros países que no están actuando, debido a la deslocalización de actividad económica.

I.3.2.e. Estados Unidos (SO₂)

El Programa Estadounidense de Comercio de Emisiones de SO₂ (*Acid Rain Program*) fue el primero de gran alcance y el más extenso hasta la entrada en vigor del EU ETS en 2005. Se trata de un sistema *cap and trade* en dos fases, diseñado para reducir las emisiones de SO₂ procedentes de las centrales eléctricas que consumen combustibles fósiles.

La primera fase abarcó el periodo 1995-1999, y se incluyeron las plantas de generación más grandes (>100 MWe) y con una tasa media de emisiones anuales de más de 2,5 libras de SO₂ por millón de Btu (Libras de SO₂/MMBtu). En este periodo se limitaron las emisiones a 2,5 Libras de SO₂/MMBtu.

La segunda fase, que comenzó en el año 2000 y se mantiene actualmente, incluye prácticamente a todas las plantas de generación, al rebajar la capacidad de generación incluida en el sistema hasta los 25 MWe. Los cálculos de Ellerman (2006) indican que el límite máximo de la Fase II equivale a una tasa media de emisión de 1,2 libras de SO₂/MMBtu.

El funcionamiento del sistema comenzó con la emisión de permisos negociables (equivalentes al derecho de emisión de una tonelada de SO₂) en una cantidad equivalente a la cantidad de emisiones permitidas a las plantas cada año. De esta forma, cada planta debe poseer un permiso por cada tonelada de SO₂ emitida. El sistema permite guardar los permisos para años posteriores (*banking*).

Para fomentar las transacciones y garantizar permisos a las nuevas plantas entrantes en el sistema, se retienen un 2,8% de los permisos de los participantes en el sistema para ser subastados anualmente por la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (*U.S. Environmental Protection Agency, EPA*).

Ellerman (2006) considera que este programa presenta unos resultados medioambientales mejores en comparación con otros instrumentos de políticas ambientales comunes. Además, por su diseño, se considera un sistema muy económico en comparación con un sistema regulatorio convencional.

I.3.2.f. Estados Unidos, California (RECLAIM)

El *Regional Clean Air Incentives Market (RECLAIM)* del Sur de California fue el primer programa de comercio de emisiones en incorporar un amplio rango de industrias y sectores. Fue adoptado para combatir los problemas de calidad del aire en el área de Los Ángeles. La mayoría de las instalaciones que emitían más de 4 toneladas de NOx fueron incluidas en el programa.

RECLAIM, que también es un sistema *cap and trade*, se puso en marcha en 1994 para cumplir al mínimo coste con los requisitos estatales de calidad del aire limitando las emisiones de NOx y SOx. RECLAIM incluía 392 instalaciones (fábricas, comunicaciones, transporte o *utilities*).

Cada instalación participante recibe derechos de emisión gratuitos, estos derechos se denominan créditos de comercio RECLAIM (RTC, por sus siglas en inglés). Cada RTC representa una libra de emisiones de NO_x y es válido por un año. El sistema no permite *banking*, por lo que los RTC deben ser utilizados en el año que sean asignados.

Como corresponde a un instrumento de mercado como este, para cumplir con el programa, los agentes pueden seguir diferentes estrategias, incrementar la eficiencia, instalar tecnología que permita la reducción de emisiones o comprar permisos. Si las instalaciones reducen sus emisiones por debajo de los permisos asignados, pueden vender su exceso de permisos en el mercado a otras instalaciones.

El sistema fue criticado por comenzar con sobreasignación de créditos, pero la evaluación de este programa a largo plazo muestra que ha conseguido reducciones significativas de emisiones. Además, su experiencia es estudiada para aprender de sus fortalezas y debilidades, y así mejorar el diseño de futuros instrumentos de mercado.

I.3.2.g. Nueva Zelanda

Nueva Zelanda puso en marcha su mercado de carbono en 2008. Es el Programa de Comercio de Emisiones de Nueva Zelanda (NZ ETS, por sus siglas en inglés). La unidad a comerciar es la *New Zealand Unit* (NZU), que equivale a una tonelada de CO₂ y es entregada por el gobierno. Los participantes deben entregar los NZU requeridos para hacer frente a sus obligaciones. Los participantes también pueden entregar productos equivalentes incluidos en el Protocolo de Kioto, a sí mismo, también pueden vender NZU en mercados internacionales amparados por Kioto. El sistema está actualmente en un periodo denominado de “transición” (2008-2012), en el que los requerimientos del esquema son más suaves. Este sistema pretende que todos los sectores estén incluidos a partir de 2015. La asignación de derechos varía por sector.

Las fuentes cubiertas tienen la opción de pagar una cuota fija de NZ \$25 por tonelada de emisiones, y hasta el año 2013. Después del periodo de transición se pretende que el precio se determine por el comercio entre todos los sectores.

En el análisis de Perdan y Azapagic (2011) sobre este mercado, señala que es aún incipiente y con incerteza en cuanto a la demanda y elección de estrategias para hacer frente a las obligaciones de los participantes. Asimismo, es considerado como demasiado blando con los grandes contaminadores.

Como respuesta a estas críticas, el gobierno neozelandés anunció una revisión del sistema para asegurar la reducción de emisiones de manera coste-eficiente. Pero ya la Ley de Respuesta al Cambio Climático de 2002, que inspira la creación del régimen de comercio de emisiones, exige una revisión del régimen de Nueva Zelanda por un panel independiente de revisión cada cinco años. El primer examen (Panel de Revisión de Sistema de Comercio de Emisiones de 2011) fue lanzado por el gobierno en septiembre de 2011 y el NZ ETS fue modificado en 2012. La segunda revisión de este mercado está prevista que concluya en la segunda mitad de 2016 (ICAP, 2016). Las mejoras se centran en ajustar el mercado para los objetivos climáticos de cara a 2030, así como perfeccionar la operación del sistema.

I.3.2.h. Japón

El Sistema de Comercio de Emisiones de Tokio (Tokio-ETS), fue el primer sistema *cap and trade* de Asia. Fue lanzado en abril de 2010. El objetivo de este plan es la reducción de las emisiones de GEI en el área metropolitana de Tokio en un 25% para 2020 con respecto a los niveles de 2000.

Tokio-ETS también es un sistema *cap and trade* y en la actualidad solo contempla las emisiones de CO₂ derivadas del uso de combustibles, así como de electricidad y calor, aunque en un futuro se pretende extenderlo a otros tipos de GEI.

El gobierno metropolitano de Tokio establece objetivos de reducción obligatorios para las organizaciones más intensivas en energía y carbono. El límite para el primer periodo (2012-2014) se ha fijado en un nivel del 6-8% por debajo de las emisiones del año base. El límite para el segundo período de cumplimiento (2015-2019) se fija en un 17% por debajo de las emisiones del año base para el sector residencial y 15% para el industrial.

Este sistema abarca en su primer periodo a instalaciones (sector comercial e industrial o edificios públicos) que consuman el equivalente a 1.500 klitros de petróleo al año. Este criterio abarca a alrededor de 1.340 instalaciones, que representan el 20% de las emisiones del área metropolitana.

Para cumplir con los objetivos de emisiones, las organizaciones participantes pueden poner en práctica sus propias medidas de ahorro energético o comprar créditos de emisiones de otras entidades que hayan reducido las emisiones más allá de los niveles obligatorios, como es normal en este tipo de sistemas. Pero además pueden comprar certificados de energía renovable emitidos por los generadores de energía y/o comprar créditos obtenidos a través de compra de medidas de reducción de pequeñas empresas y medianas empresas en Tokio (*Green Electricity Certification* y *City Solar Energy Bank*). También se puede optar por compensaciones respaldadas por proyectos nacionales que reduzcan emisiones. Sin embargo, los créditos emitidos fuera de Tokio no pueden exceder en más de un tercio de la reducción de emisiones que requieran las organizaciones participantes. La compensación por créditos de proyectos extranjeros, entre ellos los créditos de Reducción de Emisiones Certificadas de las Naciones Unidas, no son reconocidos por este régimen.

No hay planes para ampliar este programa geográficamente. Sin embargo, está vinculado a otro sistema de comercio de emisiones implantado en 2011 recientemente en la ciudad de Saitama.

I.3.3. El futuro de los mercados de carbono

A pesar de la crisis económica global, que contrajo el PIB mundial un 0,6% en 2009, los mercados de carbono han crecido año a año, un 11% en 2011 (ver Tabla 3, Banco Mundial). A esto ayuda, como se puede concluir de los ejemplos anteriores, que los instrumentos de mercado se están expandiendo, tanto

geográficamente como en los contaminantes a regular. Además, los nuevos mercados se diseñan con mecanismos para facilitar la combinación con otros mercados.

Un ejemplo de esta expansión geográfica es el mercado europeo, que actualmente ha sobrepasado las fronteras de la Unión Europea y ha incluido a países vecinos (Islandia, Liechtenstein y Noruega).

Otros sistemas subnacionales, como el NZ ETS, permiten lazos (*linking*) con otros sistemas amparados por el Protocolo de Kioto como el EU ETS. Y es de esperar que, estos y otros mercados, como el Tokio ETS se le añadan más regiones, como ya ocurrió en el RGGI, y lleguen a convertirse en programas nacionales de reducción de emisiones.

	2010		2011	
	Volumen (MtCO ₂ -eq)	Valor (M US\$)	Volumen (MtCO ₂ -eq)	Valor (M US\$)
Mercado de derechos				
EUA	6.789	133.598	7.853	147.848
AAU	62	626	47	318
RMU	-	-	4	12
NZU	7	101	27	351
RGGI	210	458	120	249
CCA	-	-	4	63
Otros	94	151	26	40
Subtotal	7.162	134.935	8.081	148.881
Spot y mercado secundario				
CER	1.260	20.453	1.734	22.333
ERU	6	94	76	780
Otros	10	90	12	137
Subtotal	1.275	20.637	1.822	23.250
transacciones basadas en proyectos, forward (primario)				
CER pre-2013	124	1.458	91	990
CER post-2012	100	1.217	173	1.990
ERU	41	530	28	339
Mercado voluntario	69	414	87	569
Subtotal	334	3.620	378	3.889
Total	8.772	159.191	10.281	176.020

Tabla 3. Mercado de carbono en 2010-2011, volúmenes y valores. Fuente: Kossoy y Guigon (2012).

Pero para llegar a establecer estos lazos entre mercados de carbono Perdan y Azapagic (2011) considera que antes es necesario homogeneizar los diferentes aspectos de diseño de cada mercado, como; objetivos, sistemas de monitorización y verificación, sistemas de asignación, control de precios, etc.

Además de la ampliación geográfica, también hay que tener en cuenta la ampliación de los sectores y contaminantes a incluir que se está dando en los mercados de emisiones. Lo habitual es empezar por sectores más fácilmente controlables, dejando fuera a los sectores denominados difusos. Este es el caso de EU ETS,

que en su tercer periodo ampliará sectores y gases a regular, tal y como se explicará en los apartados siguientes. En el caso de NZ ETS, como ya se ha comentado, pretende que en 2015 todos los sectores estén involucrados.

Los dos ejemplos anteriormente mencionados, el EU ETS y el NZ ETS, también tienen en común sus planes para continuar en el tiempo más allá del primer período considerado por el Protocolo de Kioto (2008-2012). Esto es una reivindicación de los defensores de los mercados de emisiones, el tener planes a largo plazo para confirmar la continuidad de estos instrumentos, y así dotarlos de robustez.

I.4. REFERENCIAS

Aldy, Joseph E., y Robert N. Stavins. 2012. «The Promise and Problems of Pricing Carbon Theory and Experience». *The Journal of Environment & Development* 21 (2): 152-80. doi:10.1177/1070496512442508.

Croci, Edoardo. 2005. «The Economics of Environmental Voluntary Agreements». En *The Handbook of Environmental Voluntary Agreements*, editado por Edoardo Croci, 43:3-30. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag. <http://www.springerlink.com/content/q1u3317347657706/>.

Ellerman, A. Denny. 2006. «Evaluación ex post de permisos comercializables de emisión: el programa estadounidense de limitación y comercio de emisiones de SO₂». *Cuadernos económicos de ICE*, n.o 71: 9-45.

European Commission. 2016. «Communication from the Commission to the European Parliament and the Council». Brussels. <https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2016/EN/1-2016-110-EN-F1-1.PDF>.

ICAP. 2016. «Emissions Trading Worldwide, ICAP Status Report 2016». https://icapcarbonaction.com/images/StatusReport2016/ICAP_Status_Report_2016_Online.pdf.

IEA. 2012a. «Energy Technology Perspectives 2012». International Energy Agency.

———. 2012b. *World Energy Outlook*. Paris, France: International Energy Agency. http://iea.org/publications/freepublications/publication/WEO_2012_Iraq_Energy_Outlook-1.pdf.

International Energy Agency. 2016. *Energy Technology Perspectives 2016: Towards Sustainable Urban Energy Systems*. <http://site.ebrary.com/id/10887244>.

IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change : Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.

———. 2014. «Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático». Ginebra, Suiza: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=orton.xis&&B1=Buscar&formato=1&cantidad=50&expresion=FACTORES%20CLIMATICOS>.

Kosoy, Alexandre, y Pierre Guigon. 2012. «State and Trends of the Carbon Market 2012». 76837. The World Bank. <http://documents.worldbank.org/curated/en/749521468179970954/State-and-trends-of-the-carbon-market-2012>.

labandeira, Xavier Labandeira, y Miguel Angel Rodríguez. 2006. «Mercados para el control del cambio climático en España». *Cuadernos económicos de ICE*, n.o 71: 177–197.

Labandeira, Xavier, Miguel Rodríguez Méndez, y Xiral López Otero. 2007. «I». *Economía industrial*, n.o 365: 127-36.

labandeira, Xavier, Miguel Angel Rodríguez, y Xiral López-Otero. 2008. «Un instrumento comparado de los instrumentos regulatorios». En Tratado de Tributación Medioambiental, Thomson-Aranzadi. Pamplona. http://webs.uvigo.es/miguel.r/en/papers/cap-Tratado_Tributacion_Medioambiental.pdf.

Perdan, Slobodan, y Adisa Azapagic. 2011. «Carbon trading: Current schemes and future developments». Energy Policy 39 (10): 6040-54. doi:10.1016/j.enpol.2011.07.003.

Río, Pablo del, y Xavier Labandeira. 2008. «El Sistema Europeo de Comercio de Emisiones: Diseño, Funcionamiento y Perspectivas». Economic Reports 19-08. FEDEA. <http://ideas.repec.org/p/fda/fdacee/19-08.html>.

Anexo II SISTEMA EUROPEO DE COMERCIO DE EMISIONES (EU ETS)

II.1. DEFINICIÓN Y OBJETIVOS

En apartados anteriores ya se ha explicado como el Protocolo de Kioto promovió un acuerdo vinculante para la reducción de las emisiones de GEI. Para hacer frente a este compromiso, la Unión Europea (UE) optó por la implantación, mediante la Directiva 2003/87/EC, de instrumentos de mercado para alcanzar estos objetivos. El Sistema Europeo de Comercio de Emisiones comenzó su andadura en una primera fase experimental cuyo periodo abarcó de 2005 a 2007. Actualmente, ya en su tercera fase, el EU ETS es la referencia en cuanto a precio de emisión de CO₂ y ha conseguido la internalización de sus costes por parte de las empresas. Con esta iniciativa que facilita el cumplimiento de los objetivos de Kioto, la UE se postuló como ejemplo a seguir, ejerciendo un papel de demostración al resto del mundo. Sin embargo, en los últimos años, tal y como se ha puesto evidencia en apartados anteriores, este mercado está siendo cuestionado e inmerso en un proceso de reestructuración.

La elección de un instrumento de mercado como el EU ETS en las políticas ambientales permite, como se viene explicando en los apartados anteriores, asegurar la obtención de metas ambientales al mínimo coste gracias a que ofrece a los contaminadores la posibilidad de elección de la medida más eficiente para la reducción de emisiones, y contribuye a promocionar las nuevas tecnologías de bajas emisiones. Este tipo de instrumentos ya se aplicaron en otras latitudes a menor escala, por lo que hay experiencias previas de éxito, (ver ANEXO I).

El EU ETS es un sistema *cap and trade*. El objetivo marcado por la Unión Europea para la reducción de sus emisiones acordado por el Protocolo de Kioto fue del 8% para el periodo comprendido entre 2008-2012 respecto a los niveles de 1990, incrementando este objetivo hasta el 21% para el 2020 (con respecto al año 2005). A medio plazo, bajo la propuesta¹⁰ de la Comisión Europea, se pretende establecer una reducción

¹⁰ COM(2015) 337 final: Proposal for a Directive of the European Parliament and of The council amending Directive 2003/87/EC to Enhance Cost-effective Emission Reductions and Low-carbon Investments

objetivo del 43% de las emisiones industriales correspondientes al EU ETS. El objetivo a 2050 es que estas emisiones disminuyan aproximadamente un 90% con respecto al 2005.

Los objetivos de cada Estado miembro de la UE para cumplir con la reducción del 8% fueron distintos debido a las situaciones específicas de cada país. Estos objetivos particulares fueron asumidos en el Acuerdo de Reparto de la Carga¹¹. Los objetivos de cada país se muestran en la Figura 4. A partir de la fase 3 (2013-2020) el techo de emisiones pasó a ser único, en lugar de tener objetivos nacionales.

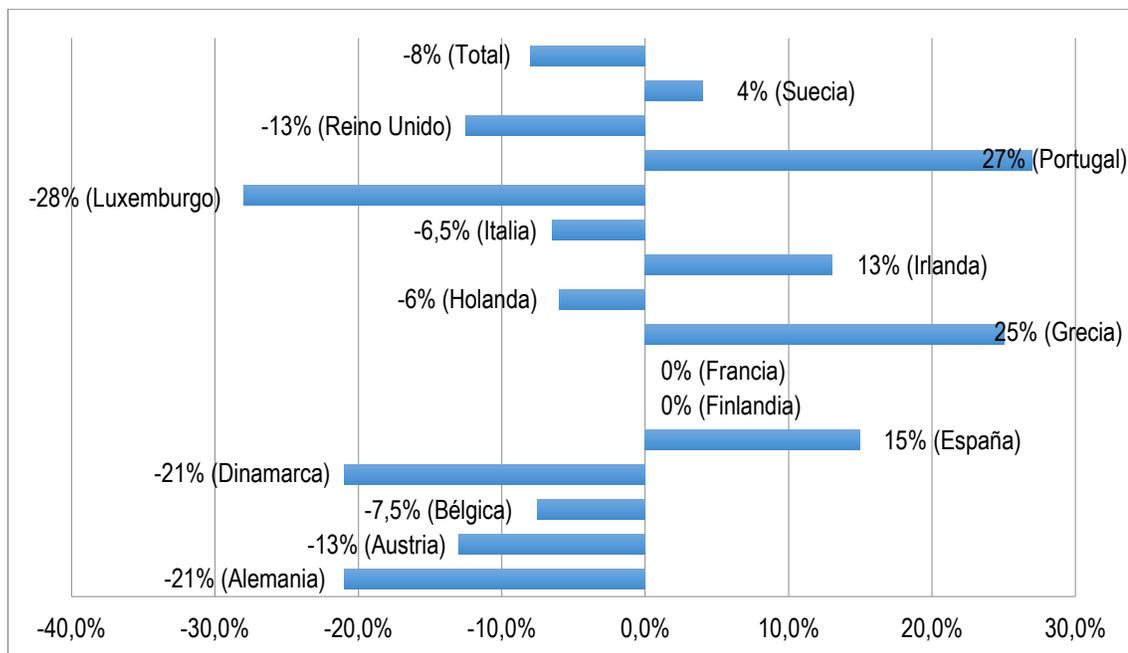


Figura 4. Representación del reparto de Carga entre los principales países de la UE.

El EU ETS es un sistema *downstream*, basado en el control de las fuentes emisoras que, como ya se ha comentado, es poco eficiente operativa y económicamente para los sectores difusos, de ahí que en este sistema optara por no incluir estos sectores (residencial y transporte). Sin embargo, existen características que lo posicionan como un sistema más sencillo de aplicar, tal y como se ha expuesto, como por ejemplo el hecho de que los emisores deben controlar sus propias emisiones, ya que esto puede permitir una mejor identificación de opciones de reducción. El sector de generación eléctrica, por su peculiaridad, sigue un procedimiento diferente, el cuales lleva a cabo mediante la contabilización de las emisiones derivadas de los combustibles fósiles utilizados en la generación.

¹¹ El artículo 4 del Protocolo de Kioto permite la redistribuir los objetivos entre las Partes de una organización de integración económica, en este caso la UE.

El mercado de carbono europeo fue inicialmente definido temporalmente en dos periodos o fases: uno de prueba, que abarca de 2005 a 2007; y otro, el periodo II, que coincide con el Protocolo de Kioto, de 2008 a 2012. Posteriormente se diseñó el tercer periodo post-Kioto o periodo III (2013-2020), recogido en la Directiva 2009/29/CE. En los dos primeros periodos cada país tenía la potestad de la asignación de permisos mediante los Planes Nacionales de Asignación (PNA). En el tercer periodo, sin embargo, el reparto está centralizado desde la UE.

Con la actual tercera fase del mercado europeo de emisiones se introdujeron otros cambios. Se añadieron nuevos contaminantes; el sistema cubre las emisiones de CO₂ (que representa el 80% del peso de las emisiones de GEI) y los NOx de ciertos procesos, así como los perfluorocarbonos (PFCs). En cuanto a participantes, los sectores que deben participar obligatoriamente en el sistema (sectores cubiertos) son: generación eléctrica, refino, siderurgia, cemento, cal, vidrio, cerámica y pasta de papel, papel y cartón. El sector de aviación entró en 2012 (fue cancelado y volvió a entrar en 2014)¹². En 2013 lo hicieron también el sector petroquímico, de amoníaco y aluminio. Asimismo, existen umbrales de capacidad a partir de los cuales la participación de las instalaciones de estos sectores es obligatoria. Otra peculiaridad es que, empresas que pertenezcan a una misma actividad pueden agruparse formando un pool para entregar derechos por la cantidad total de emisiones de las instalaciones conjuntas, permitiendo reducir costes de transacción.

El sistema fue alabado por su rápida implantación, pues desde la publicación de la Directiva hasta la entrada en vigor del primer periodo pasó poco más de un año.

II.2. REPARTO DE DERECHOS

La asignación de permisos se estableció en el primer y segundo periodo mediante el reparto gratuito (excepto un máximo de un 5% en el primer periodo y un máximo de un 10% en el segundo). En los dos primeros periodos cada Estado miembro realizaba el reparto de los derechos de emisión (volumen máximo de emisiones permitidas) entre las instalaciones a partir de los citados PNA, estos derechos eran concedidos gratuitamente (*grandfathering*). Como se indicó anteriormente, esto significa la asignación de rentas a los contaminadores. del Río y Labandeira (2008) analizan razones por las cuales se optó por esta decisión: la protección frente a la posible pérdida de competitividad que tendrían que asumir las instalaciones afectadas con respecto a empresas de fuera del sistema, o la mayor aceptación del EU ETS por parte los participantes.

¹² La introducción del sector de la aviación en el EU ETS no está exento de controversia, ya que todas las aerolíneas que utilicen aeropuertos europeos (incluidas las de países no pertenecientes a la UE) deben rendir cuentas con derechos. Esto provocó grandes pleitos y disputas internacionales.

En el tercer periodo el principal método de asignación pasó a ser la subasta de derechos¹³. En 2013 el 40% de los derechos de emisión fueron puestos en circulación mediante esta metodología. La introducción de este procedimiento es progresiva, salvo en el caso del sector de generación eléctrica, que recibe todos sus derechos a través de subasta desde 2013. Se espera que a lo largo de todo el periodo más de la mitad de los derechos entregados sea mediante la modalidad de subasta.

Al menos un 50% de los beneficios obtenidos por la subasta de los derechos deben ser utilizados para propósitos relacionados con el clima y la energía.

II.3. REGISTRO

El artículo 9 de la Directiva establecía que los estados deben implantar y mantener un registro para llevar la cuenta de la expedición, la titularidad, la transferencia y la cancelación de derechos de emisión. Estos registros nacionales velarán por controlar el cumplimiento de los objetivos de cada instalación en base a sus derechos y además aseguraran evitar el doble conteo de derechos. A la vez, y de forma redundante, desde la fase II existe un registro centralizado a nivel europeo operado por la Comisión, un archivo electrónico independiente (*European Union Transaction Log*, EUTL¹⁴, antiguo CTIL) que centraliza todas las transferencias de derechos entre registros nacionales, registrando y autorizando todas las transacciones que tengan lugar entre las cuentas de los registros de la UE.

Los registros nacionales están conectados al EUTL a través del *International Transaction Log* (ITL), Sistema Internacional a través del cual se gestionan las transacciones de todos los tipos de créditos de carbono. A través de dicho sistema se verifica el cumplimiento de los requerimientos del Protocolo de Kioto en las transacciones efectuadas.

El control, notificación y verificación de las emisiones está delegada a los Estados miembros, éstos pueden utilizar una institución pública o un tercero independiente para realizar esta tarea.

El proceso realiza la siguiente cronología:

- Antes del 31 de marzo del año siguiente, se deben reportar los datos de emisiones verificadas.
- Antes del 30 de abril del año siguiente al verificado, las instalaciones deben acceder a la cuentas habilitadas por los Estados miembros y realizar el acto de cancelación (entrega de derechos).

Debido a que la asignación de derechos a las instalaciones del año siguiente se realiza antes que la entrega de derechos del año en curso, las instalaciones tienen la posibilidad de utilizar parte o la totalidad de la asignación del siguiente año para cumplir con la entrega de derechos del año en curso.

¹³ Mediante el Reglamento (UE) N° 1031/2010 de la Comisión (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:302:0001:0041:EN:PDF>)

¹⁴<http://ec.europa.eu/environment/ets>

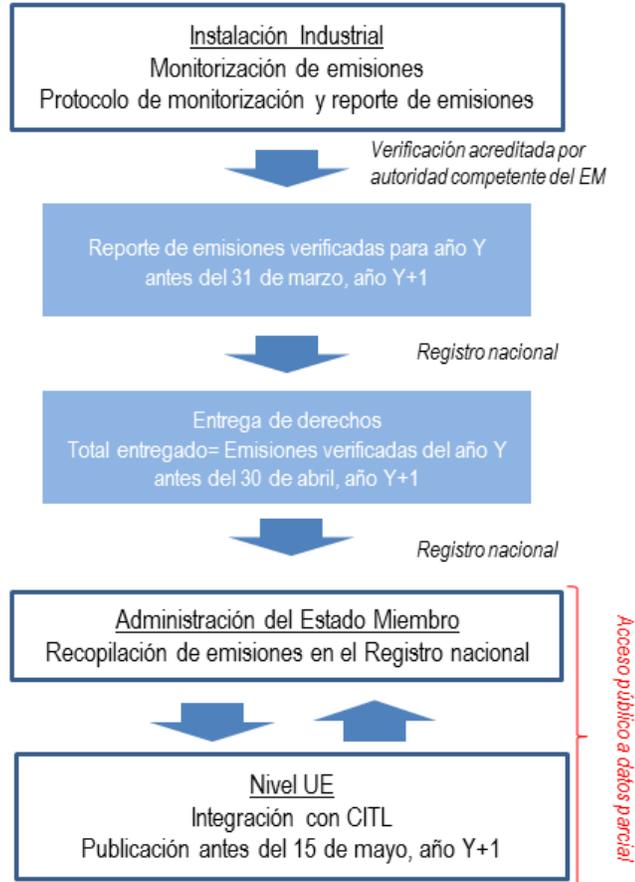


Figura 5. Proceso de registro de datos de verificación de emisiones y entrega de derechos. Fuente: Trotignon y Delbosc (2008).

En cuanto al periodo de validez de los derechos, estos son utilizables dentro de cada periodo, pero del periodo I al periodo II, no se permitió el *banking*. Esto fue una de las principales causas de la caída de los precios de los derechos en el último año del primer periodo (2007). En el tercer periodo sí estará permitido.

Durante las fases I y II el límite de emisiones se fijó de manera *bottom-up*, a partir de los PNA de los Estados Miembros. A partir de 2013 se eliminaron los PNA y se estableció un techo de emisiones común y de manera centralizada.

II.4. PENALIZACIÓN

Como penalización por no entregar los suficientes derechos equivalentes a las emisiones verificadas, la Directiva fija en su artículo 16 una sanción de 40€ por tonelada en el primer periodo y 100€ por tonelada en el segundo y tercer periodo. Asimismo, establece que el pago de la multa no eximirá al infractor de la entrega de la cantidad de derechos de emisión correspondientes.

II.5. SECTORES SUJETOS

Como ya se indicó, el número de empresas y sectores económicos regulados en este mercado está limitado, principalmente por los altos costes de monitorización y administrativos de los sectores difusos.

Como norma general están sujetan centrales eléctricas e instalaciones con una potencia térmica nominal superior a 20 MWt, excepto instalaciones para el tratamiento de residuos peligrosos y residuos sólidos urbanos, que están excluidas. Los sectores afectados son: generación eléctrica, refino, siderurgia, cemento, cal, vidrio, cerámica, pasta de papel y cartón. Estos sectores representan en conjunto menos del 50% de las emisiones de GEI en la UE. En 2012 se añadió, no sin disputas internacionales y con restricciones, la aviación, que en Europa representa el 3% de los GEI. Desde la fase III también están incluidos los sectores de aluminio, Captura y Almacenaje de Carbón (CAC), petroquímica y otras industrias químicas. En total, el mercado europeo de emisiones cubre aproximadamente 13.500 instalaciones (Ellerman et al., 2016)

II.6. DIRECTIVA LINKING

Además de las asignaciones de derechos (EUAs, por sus siglas en inglés) el EU ETS permite la compatibilización con otros mecanismos de para cumplir con los compromisos, ya que reconoce de los mecanismos de Kioto, el MDL y JI, los cuales se han explicado en el ANEXO I. Estos mecanismos fueron implementados en la conocida como Directiva *Linking* (Directiva 2004/101/CE).

Esta Directiva defiende el ligar los mecanismos basados en proyectos previstos por el Protocolo de Kioto por lo que permite reforzar el objetivo de reducción de emisiones al menor coste, ya que se amplía el ámbito geográfico de actuación.

Sin embargo, la adopción de esta medida está agravando el problema actual de excedentes de derechos. Para atajar esta situación, así como las dudas en la falta de adicionalidad de estos proyectos, a partir

de la tercera fase se incrementaron las restricciones al uso de estos créditos (Reglamento (UE) N° 1123/2013 de la Comisión).

II.7. FUGA DE CARBONO (LEAKAGE)

La Directiva modificada (Directiva 2009/29/CE) contiene una serie de medidas para mejorar el Sistema, una de las medidas más importantes es la de proveer al EU ETS de mecanismos para evitar la fuga de carbono en el tercer periodo debido a la disminución progresiva de la asignación gratuita de derechos.

En el artículo 10bis de la Directiva revisada considera un sector o subsector se considera expuesto a un riesgo significativo de fuga de carbono:

- si los costes adicionales derivados de la aplicación de Directiva podrían provocar un incremento sustancial de los costes de producción, calculados como un porcentaje del valor añadido bruto de al menos el 5% y,
- si la intensidad comercial con países de fuera de Europa, definido como ratio entre el valor de las exportaciones más las importaciones a los países no-UE y el tamaño de mercado total comunitario (volumen de negocio anual más el total de importaciones) es superior al 10%.

También se consideran expuestos a la fuga de carbono:

- si los costes adicionales derivados de la aplicación de esta Directiva pudieran provocar unos elevados costes de producción, calculados como un porcentaje del Valor Añadido Bruto de al menos el 30% y,
- el ratio exportaciones – importaciones a países no-UE y el mercado comunitario está por encima del 30%.

De acuerdo con la Directiva, los sectores expuestos a la fuga de carbono recibirán los derechos de emisión hasta un tope que cubra las emisiones de referencia de la media del 10% de las instalaciones más eficientes del sector (*benchmarking*) y no se les aplicará el factor de reducción (1,74% anual en el tercer periodo y 2,2% en la propuesta para el cuarto periodo) de derechos asignados gratuitamente.

Los sectores y subsectores en los que se identifica riesgo de fuga de emisiones están definidos en una lista oficial. Esta lista debe actualizarse cada cinco años. Actualmente está en vigor la segunda lista elaborada, que abarca desde 2015 a 2019.

También se consideran compensaciones por las emisiones indirectas. Esto es, compensar a industrias intensivas en consumo de energía eléctrica ante un incremento del coste de la electricidad debido al EU ETS.

Estas medidas para paliar el problema de *leakage* son criticadas por no reconocer correctamente los sectores en peligro de fuga. Además, la percepción del riesgo de fuga de carbono ha disminuido desde que se

adoptaran las últimas medidas en 2009. Esto es debido principalmente al exceso de derechos de emisión en circulación o acumulados por la industria, como consecuencia de la reducción de emisiones experimentada durante la crisis económica. Todo ello ha provocado que el precio de los derechos disminuyera.

En el “Paquete Clima y Energía 2030” se determina que la asignación gratuita de derechos a instalaciones expuesta a riesgo de fuga de carbono continúe hasta 2030.

II.8. TERCER PERIODO (2013-2020)

A partir de 2013, con el comienzo de la tercera fase, el EU ETS cambió significativamente en varios aspectos. El sistema de asignación de derechos de emisiones dio paso a la subasta como método predominante. En concreto, el sector eléctrico no recibe asignación de derechos gratuitos, salvo casos excepcionales. Para los sectores de la industria, los derechos se asignan de manera gratuita hasta un punto de referencia (*benchmarking*). Las instalaciones que cumplan con los topes de emisiones de referencia (y por lo tanto se encuentran entre las instalaciones más eficientes de la UE), recibirán los derechos que necesitan. Las instalaciones menos eficientes tendrán una escasez de derechos de emisión y la opción de o bien reducir sus emisiones o comprando derechos de emisión adicionales para cubrir su exceso de emisiones.

En el tercer periodo también cambia la organización de las asignaciones, ya que está centralizada desde la UE, como ya se ha comentado. Por otro lado, también se establece un factor de reducción del techo de asignación a escala comunitaria, del 1,74% anual. Además se unieron nuevos sectores al Sistema (aluminio, amoníaco y petroquímica).

II.9. CUARTO PERIODO

La Comisión Europea presentó en julio de 2015 una propuesta para revisar el EU ETS de cara a la cuarta fase del mercado europeo de carbono (2021-2030). La cual busca integrar los objetivos del Marco sobre el clima y energía para 2030 de la Comisión. Estos objetivos incluyen una reducción del 40% de las emisiones de GEI globales de la UE para 2030, respecto a los niveles de 1990.

Para apoyar este objetivo, la propuesta sobre el EU ETS establece un objetivo de reducción de emisiones de GEI, en los sectores abarcados, del 43% con respecto a 2005. Esto conlleva aumentar el nivel de reducción anual de derechos de emisión, del 1,74% de la fase III al 2,2%.

Además, se proponen mejoras en los mecanismos de lucha contra el riesgo de fuga de carbono. Destaca la revisión de la asignación gratuita de derechos y la actualización de los *benchmark* o parámetros de referencia.

También se establecen mecanismos de promoción de tecnologías hipocarbónicas y de fomento de la modernización del sistema energético.

II.10. REFORMA ESTRUCTURAL DEL EU ETS

En los más de diez años que el mercado europeo de derechos de emisión lleva en marcha, se han podido constatar fortalezas y debilidades. Uno de los mayores problemas de este mercado es, como ya se ha comentado, el exceso de emisiones en circulación. Esto provocó una depreciación de los derechos. La Comisión Europea ha establecido medidas a corto y medio plazo para ayudar a reestablecer el precio del CO₂ dentro de los parámetros que incentiven la reducción de emisiones.

Esto se atribuye al exceso de derechos de emisión en el mercado debido a la sobreasignación de derechos. Otras causas también afectaron a acrecentar el problema, como la crisis económica, que redujo la actividad industrial, por ende, las emisiones. Asimismo, tal y como se ha explicado, la posibilidad del *banking* entre el periodo II y el III permite que el superávit acumulado durante 2008-2012 se trasladara al siguiente periodo, con lo que el problema permanece en el tiempo. Además de esto, las políticas de apoyo a las renovables o al fomento de la eficiencia energética propician reducciones de emisiones no previstas agravando el problema del excedente.

En el comienzo de la fase III el exceso de emisiones se encontraba en torno a los 2.100 millones de derechos. Esta cantidad se ha reducido como consecuencia de las medidas aplicadas. Las cuales se describen a continuación.

Como medida a corto plazo se ha implementado el denominado *back-loading*. Consistente en retrasar la subasta de 900 millones de derecho, que pasaran a una reserva. Este mecanismo entró en vigor en febrero de 2014.

Como mecanismo a medio plazo, se establece una reserva de estabilidad del mercado (MSR, por sus siglas en inglés). EL MSR es un mecanismo de autorregulación para controlar los derechos de emisión en el mercado. En caso de que haya demasiada liquidez de derechos, este mecanismo retira derechos del mercado. Por el contrario, si se produce una escasez, se inyectan los derechos de la reserva.

II.11. REFERENCIAS

Ellerman, A. Denny, Claudio Marcantonini, y Aleksandar Zaklan. 2016. «The European Union Emissions Trading System: Ten Years and Counting». *Review of Environmental Economics and Policy* 10 (1): 89-107. doi:10.1093/reep/rev014.

labandeira, Xavier, Miguel Angel Rodríguez, y Xiral López-Otero. 2008. «Un instrumento comparado de los instrumentos regulatorios». En *Tratado de Tributación Medioambiental*, Thomson-Aranzadi. Pamplona.

Trotignon, Raphaël, y Anaïs Delbosc. 2008. «Allowance trading patterns during the EU ETS trial period: What does the CITL reveal». *Climate report* 13.

Anexo III DATOS DE ENTRADA DEL MODELO

Demanda industrial en España para 2008 y 2012:

III.1. ACERO

[Mton]	2008	2012
Producción de acero	18,64	13,60

Producción de acero en España en 2008 y 2012. Fuente: UNESID, 2014.

III.2. CEMENTO

En la producción de cemento se tienen en cuenta siete tipos de cemento que se pueden dividir en dos tipos: Cemento gris y cemento blanco, como se muestra en Table 2.

Demanda [Mton]	Cemento gris					Cemento blanco	
	I	II	III	IV	V	I	II
año							
2008	7	25	1,4	1,8	0,2	0,2	0,9
2012	2,23	8	0,5	0,6	0,1	0,1	0,3

Table 2. **Demanda de cemento para España en 2008 y 2012. Fuente: Cálculos propios a partir de Oficemen, 2013.**

III.3. REFINO DE PETRÓLEO

El proceso de refinación de petróleo de España representado en el modelo debe satisfacer la producción de los principales productos obtenidos, que se muestran en Table 3.

Producto	Demanda [Mton]	
	2008	2012
Gasolina	10	7
Jet fuel	6	9
Diesel	22	26
gasolina	10	7

Table 3.

La demanda de los principales productos derivados del petróleo en 2008 y 2012. Fuente: CORES, 2014.

III.4. AZULEJOS

La cantidad de productos cerámicos como azulejos, gres y baldosas extrusionadas producidas por España se muestra en Table 4.

Producto	Demanda [Mton]	
	2008	2012
Azulejos de pasta roja	2,05	1,42
Azulejos de pasta blanca	1,04	0,80
Azulejos de gres rojo	3,31	2,76
Azulejos de porcelana y gres blanco	2,58	2,37
Azulejos extruidos	0,55	0,51
Total	9,54	7,87

Demanda de azulejos para España en 2008 y 2012. Fuente: Cálculos propios a partir de ASCER, 2015.

Table 4.

III.5. LADRILLOS

El modelo debe satisfacer la demanda de ladrillos y tejas como la Table 5 muestra.

Producto	Demanda [Mton]	
	2008	2012
Ladrillos muro	9,6	2,5
Ladrillos caravista	1,9	0,5
Tejas	1,45	0,4
Otros	2,1	0,5
Total	15,1	3,9

La demanda de ladrillos y tejas para España en 2008 y 2012. Fuente: Cálculos propios a partir de Hispalyt, 2015.

Table 5.

III.6. SECTOR ELÉCTRICO

La producción de la mezcla de electricidad peninsular y extrapeninsular (sin tener en cuenta las pérdidas de autoconsumo) se Table 6.

Tecnología	Producción [MWh]	
	2008	2012
Nuclear	56.460	61.470
Gas	9.888	7.541
Carbón	46.508	57.662
Ciclo combinado	93.198	42.510
Cogeneración	26.721	33.767
Renovables térmicos	2.869	4.755
Hidro	20.957	19.455
Pequeña hidroeléctrica	4.640	4.646
Bombeo	-3.803	-5.023
Eólica	32.160	48.508
Fotovoltaica	2.498	8.202
Solar térmica	15	3.444

Table 6.

Electricidad generada en España, 2008 y 2012. Fuente: REE, 2013.

III.7. REFERENCIAS

ASCER. 2015. «Información económica. Un sector competitivo». <http://www.ascer.es/sectorDatos.aspx?lang=es-ES>.

CORES. 2014. «Informe estadístico Anual 2013». CORES. http://www.cores.es/sites/default/files/archivos/publicaciones/informe_estadistico_anual_2013.pdf.

Hisपालyt. 2015. «Estadísticas del sector». Asociación Española de Fabricantes de Ladrillos y Tejas de Arcilla Cocida. http://www.hispalyt.es/estadistica.asp?any=2014&tipo=Empresas&id_rep=3315.

Oficemen. 2013. «Anuario del Sector Cementero Español 2012». Oficemen. <https://www.oficemen.com/Uploads/docs/Anuario%202012%281%29.pdf>.

REE. 2013. «El sistema eléctrico español 2012». http://www.ree.es/sites/default/files/downloadable/inf_sis_elec_ree_2012_v2.pdf.

UNESID. 2014. «Informe 2013 Sobre el Reciclaje del Acero en la Industria Española». UNESID. <http://www.unesid.org/iris2013/IRISINFORMERECICLAJEACERO2013.pdf>.